

ОБЗОР ПОДХОДОВ К ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ И НОРМИРОВАНИЮ КАЧЕСТВА ПОЧВ

А.Г. Коновалов*, **Д.В. Рисник****, **А.П. Левич**, **П.В. Фурсова**
Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва, Россия

Эл. почта: * argokargo11@gmail.com; ** biant3@mail.ru

Статья поступила в редакцию 30.08.2017; принята к печати 25.09.2017

В обзоре рассмотрены современные подходы к экологическому нормированию качества почв, включая экологический мониторинг состояния почв и значение химических и биологических показателей в оценке качества почвы и воздействия физических факторов среды на почву. Российская система экологического нормирования, основанная на концепции предельно-допустимых концентраций (ПДК), сопоставлена с зарубежными подходами к нормированию и расчетным комплексным показателям качества почвы, в частности, с экологическим нормированием в Германии (стандарты содержания загрязняющих веществ определяются категорией объектов и характером использования земель), Нидерландах («уровни вмешательства», при превышении которых загрязнение почвы может быть квалифицировано как серьезное) и США (национальные программы сохранения природных ресурсов, природоохранная политика). Отмечены альтернативные по отношению к ПДК подходы к нормированию качества почвы (биогеохимическое и статистическое нормирование, а также экосистемный подход), рассмотрены концепции пороговых уровней и критических нагрузок и экологических рисков.

Ключевые слова: экологическое нормирование, экологический риск, пороговый уровень, предельно допустимые концентрации, критическая нагрузка.

A REVIEW OF APPROACHES TO ASSESSING THE ECOLOGICAL CONDITIONS OF SOILS AND TO SETTING STANDARDS OF SOIL QUALITY

A.G. Konovalov*, **D.V. Risnik****, **A.P. Levich**, **P.V. Fursova**
M.V. Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia

E-mail: * argokargo11@gmail.com; ** biant3@mail.ru

Current approaches to setting standards of the ecological conditions of soil are reviewed, including the environmental monitoring of soils and the significance of chemical and biological parameters for assessing the quality of and the effects of physical impacts on soil. The Russian system of environmental norms setting, which is based on the concept of maximum permissible values, is compared with foreign approaches to norms setting and to calculated integral indices, in particular, with environmental norms setting in Germany (standards for soil pollutants depend on land use), the Netherland (critical "interference levels" beyond which soil pollution may be qualified as serious) and the USA (national environmental policy and programs of nature preservation). Alternatives to relying on maximum permissible values are outlined, including biogeochemical and statistical norms setting and ecosystemic approaches, as well as the concepts of threshold levels, critical loads and ecological risks.

Keywords: environmental norm setting, ecological risk, threshold level, maximum permissible value, critical load.

Введение

В связи с постоянным увеличением антропогенного пресса на биосферу и усилением воздействия на почву, вызванным ведением сельскохозяйственных работ и деятельностью промышленных предприятий, остро стоит вопрос оценки экологического состояния этого чрезвычайно важного и сложного природного объекта.

Причин антропогенной деградации почв множество. Среди них – неумеренное землепользование, нерациональное ведение земледелия, перевыпас скота, уничтожение почвенно-растительного покрова в ходе

застройки территорий, горные разработки, промышленные выбросы, сбросы дренажных и сточных вод, захламление, загрязнение, уплотнение сельскохозяйственной техникой, неумеренное внесение минеральных и органических удобрений и пестицидов, нарушение гидрологического режима территории.

К основным видам деградации почв относятся:

- физическая (ветровая и водная эрозия, переуплотнение почв);
- химическая (дегумификация, потеря элементов питания, загрязнение нефтепродуктами, пестицидами, удобрениями, тяжелыми металлами, радионуклидами);

– микробиологическая (нарушение функционирования пула микроорганизмов в почве под воздействием физических, химических и биологических факторов);

– комплексные виды деградации (опустынивание, деградация почв пастбищ, деградация почв на орошаемых территориях вследствие засоления и нарушения гидрологического режима и т. д.).

В контексте названных выше проблем чрезвычайно важными являются вопросы оценки экологического состояния почв, существующие подходы к нормированию их качества в России и за рубежом, а также способы почвенной биоиндикации.

ОТЕЧЕСТВЕННЫЕ И ЗАРУБЕЖНЫЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ

Почвенно-экологический мониторинг

Почва как объект мониторинга, будучи сложной многофазной и многокомпонентной системой, имеет ряд специфических природных функций и особенностей. Во-первых, она наделена плодородием, сохранение, поддержание и приумножение которого является приоритетной задачей человека. Во-вторых, почва, ввиду особенностей своего строения и состава, выполняет защитную функцию, удерживая загрязняющие вещества и предотвращая их попадание в сопредельные среды и организмы растений, животных и человека. Обратной стороной этого является тот факт, что, связывая поллютанты, почва сама может стать их хранилищем и источником долговременного загрязнения грунтовых вод и тканей живых организмов [8].

Важнейшим инструментом оценки состояния окружающей среды вообще и почв в частности является экологический мониторинг. Федеральный закон «Об охране окружающей среды» от 10 января 2002 г. определяет экологический мониторинг в Российской Федерации как комплексную систему наблюдений за состоянием окружающей среды, оценки и прогноза изменений состояния окружающей среды под воздействием природных и антропогенных факторов. Отбор почв для химического, бактериологического, гельминтологического анализа на определенных площадях по регулярной сети наблюдений, на ключевых участках, характеризующих типичные сочетания природных условий и антропогенного воздействия, в пределах отдельных почвенно-геохимических катен (последовательностей почв на склонах) выполняются в соответствии с требованиями ГОСТ 17.4.4.02-84 (Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб).

В Российской Федерации почвенный мониторинг осуществляется целым рядом министерств и ве-

домств: Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации, Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, Государственная санитарно-эпидемиологическая служба, Федеральная служба земельного кадастра, Министерство сельского хозяйства Российской Федерации, Федеральное агентство по строительству и жилищно-коммунальному хозяйству, Государственный комитет по статистике, отраслевые научно-исследовательские учреждения. В 1993–2003 гг. были проведены работы по организации Единой государственной системы экологического мониторинга, но они не были завершены, и отсутствие единой системы мониторинга осталось одной из важнейших проблем.

Почвенный мониторинг осуществляют на трех уровнях: локальном, региональном и глобальном [8]. Глобальный мониторинг необходим для выявления последствий трансграничного переноса загрязнителей. Локальный мониторинг нужен для непосредственного контроля состояния почв на небольшой территории с целью установления их возможного негативного влияния на экосистемы и человека в случае загрязнения или иных форм деградации. Региональный мониторинг занимает промежуточное положение, его проводят с целью выявления влияния деятельности человека на состояние почв в пределах определенного региона. В зависимости от интересующих исследователя параметров почв, целей мониторинга и видов воздействия выделяют: мониторинги загрязнения и опустынивания; агрохимический и ирригационно-мелиоративный мониторинги; контроль микробиологического состояния почв и контроль качества почв (бонитировку).

Обязательным является также и фоновый мониторинг, применяемый для получения информации о состоянии природных территорий, которые могут быть признаны эталонными. Фоновое содержание элементов в почвах может быть установлено разными способами [8], для которых основаниями служат:

- анализ почв, минимально подверженных антропогенной нагрузке, которые условно могут быть признаны фоновыми;
- литературные данные о составе почв в прошлом с поправкой на совершенствование методов количественного химического анализа;
- анализ состава глубинных почвенных горизонтов;
- анализ содержания химических элементов в погретых почвах с поправкой на изменение климатических и иных условий;
- анализ содержания химических элементов в музейных почвенных профилях.

На состояние почв влияют химические и биологические показатели, содержание микроэлементов и физические факторы среды.

Влияние почвенных микроэлементов на жизнедеятельность растений и микроорганизмов

Содержание в почве микроэлементов влияет на растения положительно только в определенном диапазоне. Как избыток, так и недостаток микроэлемента может привести к повышению заболеваемости растений и снижению урожайности сельхозкультур. Так, избыток или недостаток меди, избыток цинка, кадмия действует на фотосинтетический аппарат, вызывая появление хлоротических листьев, измененных соотношений хлорофилла а и b, снижение чистой скорости фотосинтеза [32, 33, 37, 46]. Избыток алюминия, кадмия, меди действует на ультраструктуру клеток корня: ингибирование удлинения корня, увеличение объема клеток коры, повреждение эпидермиса [13, 26, 35, 45]. Избыток алюминия, кадмия, свинца влияет на перекисное окисление липидов мембран (проницаемость мембран, изменение состава липидов) [21, 27, 42]. Кадмий и свинец вызывают изменения в клеточных концентрациях основных микроэлементов, таких как железо, кальций, марганец, цинк [22, 46, 51].

Содержание микроэлементов также влияет на жизнедеятельность почвенных микроорганизмов. Так, при изучении влияния цинка на развитие почвенных микроорганизмов и активность почвенных ферментов оказалось, что оба показателя угнетались избыточным количеством цинка [48]. Установлено, что наиболее чувствительны к избыточным дозам цинка азотфиксирующие бактерии рода *Azotobacter*, наименее чувствительны – спорообразующие. Наиболее устойчива к воздействию цинка Б-глюкозидаза, наименее – арилсульфатаза. Влияние цинка на органотрофные, олиготрофные, копиотрофные бактерии, актиномицеты и грибы менее всего сказывается при загрязнении почвы цинком на грибах и копиотрофных бактериях [43].

Все растения также имеют определенные требования к влажности, температуре почвы и ее гранулометрическому составу, причем эти требования индивидуальны для всех растений. Значение имеет кислотность почвы, так как она определяет подвижность тяжелых металлов и доступность питательных элементов для растений. Чрезвычайно важны такие показатели, как содержание в почве гумуса, емкость катионного обмена (определяет доступность элементов питания) и окислительно-восстановительные свойства почвы (влияют на формы нахождения потенциальных поллютантов в растворе).

Химические и биологические показатели состояния почв

К основным показателям состояния почв относят характеристики, обеспечивающие плодородие почв, и характеристики, отражающие накопление в почве

химических веществ и их возможное влияние на живые существа (то есть отражающие способность почвы выполнять свои защитные функции) [8]:

- валовое содержание элемента в почвах;
- показатели гумусного состояния почв;
- содержание фактически подвижных веществ (для определения которых применяют слабые солевые вытяжки – 0,01–0,05 М KNO_3 , $CaCl_2$, $Ca(NO_3)_2$, лизиметрические воды и т. д.);
- кислотно-основные свойства почв (величины обменной и гидролитической кислотности);
- содержание потенциально подвижных веществ, то есть прочно связанных с твердой фазой почв и потому переходящих в более концентрированные вытяжки (1 н. CH_3COONH_4), также их содержание может быть определено с помощью комплексообразователей;
- ионообменные свойства почв (ЕКО, состав обменных катионов);
- окислительно-восстановительные свойства почв (ОВП);
- содержание легкорастворимых солей в почвах;
- содержание определенных форм тяжелых металлов (для их анализа применяют концентрированные кислоты).

Также для оценки экологического состояния почв важны микробиологические характеристики [8]:

- уровень активной микробной биомассы, кратность снижения которого в сравнении с контрольным образцом показывает степень микробиологической деградации почв;
- содержание патогенных микроорганизмов;
- генотоксичность почвы, которая отражает влияние почвы на генетический аппарат биоты, причем как микроорганизмов, так и растений, и почвенной фауны.

Благодаря обилию живого в почве она насыщена ферментами, наличие которых является необходимым условием функционирования циклов биогенных элементов и трансформации органических веществ, в том числе гуминовой природы. Снижение активности ферментов в почвах является, таким образом, критерием для оценки уровня деградации почвы. При этом разные ферменты имеют неодинаковую чувствительность к различным типам антропогенных нарушений. К примеру, активность каталазы чувствительна к наличию в почве нефтепродуктов, а активность инвертазы зависит от сельскохозяйственного использования почв [4]. Почвенные микроорганизмы способны разлагать старое органическое вещество, используя поступления свежего углерода в качестве источника энергии [30].

При подготовке нормативных документов, регулирующих состояние почв, в России и за рубежом большое значение придается стойким органическим загрязнителям (СОЗ): полихлорированным бифени-

лам, пестицидам, фуранам, диоксидам, полиароматическим углеводородам, галогенпроизводным углеводородов. Содержание СОЗ в почве очень важно для мониторинга, так как почва, сорбируя их, одновременно выступает долговременным хранилищем загрязняющих веществ, которые могут проникать в сопредельные среды. Благодаря своей химической природе СОЗ очень устойчивы в среде и опасны для живых организмов. Эти загрязнители могут оказывать тератогенный, мутагенный, канцерогенный, иммуно- и эмбриотоксический эффекты. Период полураспада многих из них превышает 10 лет.

Влияние физических факторов на экологическое состояние почв

На экологическое состояние почв также влияют физические факторы: плотность, пористость, гранулометрический состав, водопроницаемость и влагоемкость.

Плотность почвы во многом определяет величину урожая растений. Она оказывает влияние на рост корней растений, так как уплотненная почва является существенной преградой для их проникновения.

Если пористость низка, в почве содержится мало воды, а при выпадении осадков поры быстро заполняются водой, и остается мало воздуха, также необходимого для роста корней и развития растений. В случае же излишне рыхлой почвы поровое пространство столь развито, что корни растений не имеют хорошего контакта с поверхностью твердой фазы, где содержатся в поглощенном состоянии многие элементы питания.

Гранулометрический состав – весовое соотношение в почве частиц различной крупности – определяет многие физические свойства и водно-воздушный режим почв, а также химические, физико-химические и биологические свойства. Меньший диаметр частиц обуславливает большую удельную поверхность и, соответственно, большие величины емкости катионного обмена, водоудерживающей способности, лучшую агрегированность, но меньшую прочность. Почвы с тяжелым гранулометрическим составом могут иметь проблемы с воздухоудерживанием, с легким – проблемы с водным режимом.

Водопроницаемость почвы определяется гранулометрическим составом, плотностью и пористостью почвы.

Влагоемкость зависит от наличия в почве пор и их характеристик.

Стойкость почвы к эрозии является производной не только от ее собственных свойств, но и от положения в рельефе участка местности и уклона поверхности.

Отдельное внимание стоит уделить физической и комплексной деградации почв. Для грамотной работы в данной сфере необходимо оценивать риски развития

процессов засоления, эрозии, уплотнения, потери органического вещества, опустынивания.

Работы по оценке экологического состояния почв ведут по всему миру: так, в документе, описывающем интегральный подход к оценке почв в Европейском союзе [44], выделены следующие критерии, используемые при выявлении зон, подверженных риску развития деструктивных процессов.

– При риске потерь органического вещества учитывают содержание и запас органического углерода, среднегодовые температуры и уровни осадков, особенности сельскохозяйственного использования земли. Также учитывают геоморфологические характеристики, выявляемые на основании цифровых моделей рельефа, такие как уклон, экспозиция, положение в рельефе.

– При риске эрозии учитывают показатели плотности (например, объемная плотность, плотность упаковки частиц), водные характеристики (влажность завядания, влагоемкость, водоудерживающая способность почвы), тип агроэкологической зоны, систему дренажа, также учитывают данные об осадках, их типе и частоте штормовых явлений, данные о количестве дождливых дней, температуре, типе почвенно-растительного покрова, геоморфологических характеристиках рельефа, данные сельскохозяйственной статистики.

– При риске переуплотнения используют данные сельскохозяйственной статистики, включающей данные о: способах обработки земель, предпочитаемых культурах, наличии или отсутствии виноградников, величинах осадков, величинах потенциального уровня эвапотранспирации, лесном хозяйстве (в частности, о произрастающих на оцениваемом участке породах деревьев), рельефе, величине объемной плотности почв, величине водных характеристик (водоудерживающей способности) и содержании органического углерода.

– При риске засоления учитывают дренажные характеристики почвы, водоудерживающую способность, коэффициент фильтрации, характеристики грунтовых вод (глубина залегания, щелочность, содержание солей и катиона натрия), интенсивность полива территорий, щелочность, содержание солей и катиона натрия в поливных водах, годовое количество осадков и потенциальный уровень эвапотранспирации.

– При риске оползания используют статистику частоты и плотности оползневых явлений на единицу площади, данные о: порозности и трещиноватости материнской породы, проницаемости, структуре, гранулометрическом составе почвы, крутизне склонов, вероятности выпадения сильных осадков.

Во всех приведенных случаях определяют тип почв и их гранулометрический состав, так как от этих све-

дений зависит предрасположенность почвы к определенным видам деградации.

Комплексные индексы качества почвы

На основе данных о состоянии почв возможна разработка комплексных индексов качества почвы. Такие индексы разрабатывают при помощи методов статистического анализа, в частности, метода главных компонент. Например, Аскари и Холден [12] из списка переменных, входящих в состав главных компонент, отбрасывают те, которые имеют высокие взаимные корреляции и малые веса. На основе оставшихся переменных разработан индекс качества почвы. Переменные подвергают процедурам линейного или нелинейного оценивания и приведения к безразмерным величинам.

При нелинейном оценивании уравнение зависимости оценки от величины переменной имеет вид сигмоиды:

$$S_{NL} = \frac{a}{1 + (x/x_0)^b},$$

где S_{NL} – нелинейная оценка переменной; a – ее максимальная оценка, которую Аскари и Холден принимают равной 1 (на практике S_{NL} может лишь асимптотически стремиться к 0 или 1); x – конкретное значение переменной; x_0 – среднее значение переменной во всем ряду данных; b – параметр, отражающий уклон кривой и равный 2,5 для случаев, когда более благоприятными для почвы являются большие значения переменной (принцип «больше значит лучше»), и –2,5 для случаев, когда таковыми являются меньшие значения (принцип «меньше значит лучше»).

При линейном оценивании для случая «больше значит лучше» применяют уравнения вида:

$$S_L = \frac{x-l}{h-1},$$

а для случая «меньше значит лучше»:

$$S_L = 1 - \frac{x-1}{h-1},$$

где: S_L – линейная оценка переменной (между 0 или 1); x – значение переменной; l – минимальное значение переменной для всего набора данных и h – максимальное ее значение.

После этого почвенные оценки объединяют в индексы [11] с использованием аддитивного метода:

$$SQI_A = \sum_{i=1}^n S_i/n$$

и взвешенного аддитивного метода:

$$SQI_W = \sum_{i=1}^n W_i S_i,$$

где: SQI – почвенный индекс (n – число просуммированных переменных; W_i – вес переменной; S_i – линейная или нелинейная оценка переменной).

В работе Санчеза-Наварро с соавт. [38] такой индекс был рассчитан для оценки качества почв в провинции Мурсия (средиземноморье Испании). Нормализованный коэффициент качества почв имеет в этом случае следующий вид:

$$QI_N = 0,29 \cdot PY + 0,15 \cdot OC + 0,11 \cdot AW + 0,11 \cdot K + 0,09 \cdot Cu + 0,08 \cdot VC + 0,05 \cdot CEC + 0,05 \cdot pH_w + 0,05 \cdot DH + 0,04 \cdot CaCO_3,$$

где: QI_N – нормализованный индекс качества почв, условные единицы (у. е.); PY – пористость, %; OC – содержание органического углерода, г/кг; AW – содержание доступной воды, г/кг; K – содержание обменного калия, г/кг; Cu – содержание меди, определенное методом комплексонометрии с использованием диэтилтриаминпентауксусной кислоты (ДТПА), мг/кг; VC – проективное покрытие, %; CEC – емкость катионного обмена, сантимоль положительных зарядов/кг почвы; pH_w – pH водной вытяжки с соотношением вода-почва 1 : 1; DH – активность дегидрогеназы йоднитротетразолформаза (INTF) мг/(г·ч); $CaCO_3$ – содержание карбоната кальция, г/кг.

Веса всех членов уравнения были рассчитаны с использованием метода главных компонент. Путем деления всего диапазона значений индекса QI_N на пять интервалов были получены оценочные градации качества почв:

- 1) $QI_N \leq 38,6$ – очень низкое качество;
- 2) $38,7 \leq QI_N \leq 46,2$ – низкое качество;
- 3) $46,3 \leq QI_N < 53,8$ – среднее качество;
- 4) $53,9 \leq QI_N < 61,4$ – высокое качество;
- 5) $QI_N \geq 61,5$ – очень высокое качество.

Данный индекс является комплексным и включает в себя характеристики, зависящие как от физических процессов и химического состава, так и от биологического состояния почвы.

В исследовании, проведенном Бастида с соавт. [14], была предпринята попытка разработки микробиологического индекса деградации почвы для территории с семиаридным климатом средиземноморской части Испании. При исследовании территории были установлены достоверные корреляции ($p < 0,01$) между общим содержанием органического углерода в почве и другими показателями: активностью дегидрогеназы INTF ($R^2 = 0,85$), содержанием АТФ ($R^2 = 0,55$), количеством углерода бактериальной биомассы ($R^2 = 0,83$), а также активностью b -глюкозидазы ($R^2 = 0,77$), уреазы ($R^2 = 0,57$), протеазы ($R^2 = 0,59$), фосфатазы ($R^2 = 0,75$). Также была выявлена достоверная ($p < 0,01$) корреля-

ция количества водорастворимого углерода с этими параметрами. Результаты исследования показали, что значения данных параметров наиболее низкие в засоленных почвах, а также почвах с минимальным содержанием органического углерода и нехваткой азота.

Микробиологический индекс рассчитывали следующим образом:

$$MDI = 0,89 / (1 + (4,87 / a)^{2,5}) + 0,86 (1 + (11,09 / b)^{2,5}) + 0,84 / (1 + (1,79 / c)^{2,5}) + 0,75 / (1 + (95,03 / d)^{2,5}) + 0,72 / (1 + (18,01 / e)^{2,5}),$$

где: a – активность дегидрогеназы INTF, мг/(г · ч); b – водорастворимые углеводы, мг/кг; c – величина активности уреазы в мкмоль NH_3 /(г · ч); d – водорастворимый углерод, мг/кг; e – величина почвенного дыхания в мг CO_2 /кг. Выражения вида $4,87/a$ представляют собой нормализованные взвешенные показатели, а значения 4,87; 11,09; 1,79; 95,03; 18,01 являются средними для величин, заложенных в формулу расчета индекса; 2,5 – параметр, отражающий уклон кривой.

На основе квантилей 25, 50 и 75% для диапазона значений индекса авторы выделяют следующие уровни деградации почвы:

- 1) $MDI \leq 0,65$ – очень высокий уровень деградации;
- 2) $0,66 \leq MDI \leq 1,54$ – высокий;
- 3) $1,55 \leq MDI \leq 3,08$ – низкий;
- 4) $MDI \geq 3,09$ – деградация отсутствует.

В исследовании Карлен и Стотта [25] был предложен еще один индекс качества почвы, основанный преимущественно на гидрофизических характеристиках:

$$Q = W_{we} \cdot q_{we} + W_{wt} \cdot q_{wt} + W_{rd} \cdot q_{rd} + W_{spg} \cdot q_{spg},$$

где: Q – индекс качества почвы; q_{we} – оценка способности почвы регулировать инфильтрацию; q_{wt} – оценка способности почвы обеспечивать перенос воды; q_{rd} – оценка способности почвы противостоять деградации; q_{spg} – оценка способности почвы поддерживать рост растений; W – вес соответствующей переменной.

Существует также индекс потенциального экологического риска, применяемый в Китае для оценки степени загрязнения почв провинции Фенг тяжелыми металлами около свинцово-цинковой плавильни. Для его расчета используют данные по 5 металлам (Cd, Cu, Ni, Pb и Zn).

Расчет значений индекса проводят по формуле [40]:

$$R_i = \sum (T_r^i \cdot C_0^i / C_n^i),$$

где: i – тяжелый металл; T_r^i – фактор токсического ответа для каждого из металлов (для Cd, Cu, Ni, Pb и

Zn – 30, 5, 6, 5 и 1, соответственно); C_0^i – измеренная концентрация тяжелого металла в образце; C_n^i – соответствующее фоновое значение для почв. Фоновые значения для Китая (мг/кг): Cd – 0,094; Cu – 21,4; Ni – 28,8; Pb – 21,4 и Zn – 69,4.

При $R_i < 150$ риск низкий, при $150 < R_i < 300$ – средний, при $300 < R_i < 600$ – высокий, при $R_i > 600$ – серьезный.

Для оценки изменения качества почвы, чувствительного к управленческим решениям земледельцев, предложена методология SMAF (Soil Management Assessment Framework) [10]. Методология оценки включает три этапа: выбор индикаторов, интерпретация индикаторов и интеграция их в индекс качества почвы. Выбор индикаторов зависит от управленческих целей, особенностей местности и текущей практики земледелия. На этапе интерпретации индикаторные данные трансформируют в безразмерные величины, относящиеся к определенным почвенным функциям (урожайность культур, круговорот нутриентов, физическая стабильность, ток воды и растворов, фильтрация и буферное удерживание загрязнителей, биоразнообразие). Затем при помощи математических процедур индикаторам присваивают значения от 0 до 1, после чего данные интегрируют в единый почвенный индекс [24].

При нормировании применяют также компьютерные программы, одной из которых является программа АЕРАТ (Agroecosystem Performance Assessment Tool), разработанная для оценки результатов сельскохозяйственной деятельности и природоохранного потенциала текущих практик земледелия и уборки урожая [29]. Измеренные значения индикаторов присваивают определенным функциям (производство пищи, круговорот элементов питания), функциям присваивают вес, после чего индивидуальные безразмерные значения функций группируют в индекс. Этот метод применен на почвах Великих равнин США [47] для сравнения влияния систем возделывания сельхозкультуры на качество почвы.

В Европейских странах для оценки гидрохимического состояния почв и донных отложений применяют индексы геоаккумуляции I_{geo} по Г. Мюллеру [31], которые рассчитывают по уравнению:

$$I_{geo_n} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5B_n} \right),$$

где: C_n – измеренная концентрация элемента n в донных отложениях; B_n – геохимическая фоновая концентрация элемента n , которую определяют по данным специальных исследований с учетом регионального фона элемента n ; 1,5 – коэффициент учета вариаций природных концентраций элемента.

Разные значения индекса I_{geo} соответствуют разным классам загрязнения почвы (табл. 1) [49].

Табл. 1

Классы *Igeo* для качества почв

Класс	Значение <i>Igeo</i>	Качество почвы
0	≤ 0	Практически незагрязненная
1	0–1	Незагрязненная-среднезагрязненная
2	1–2	Среднезагрязненная
3	2–3	Средне-сильнозагрязненная
4	3–4	Сильнозагрязненная
5	4–5	Сильно-чрезвычайнозагрязненная
6	> 5	Чрезвычайнозагрязненная

Примером применения индекса *Igeo* может быть изучение загрязнения водного бассейна реки Святого Иоанна в Бразилии рядом тяжелых металлов (Cu, Mn, Fe, Zn, Cr, Co, Cd и Pb) [17]. Индексы *Igeo* были посчитаны для донных отложений. Выяснилось, что у 80% образцов они имеют значения от 2 до 3, что говорит о сильном загрязнении донных отложений реки.

Особое значение в городских экосистемах имеет нормирование содержания полиароматических углеводородов (ПАУ). При этом принципиально важно установить происхождение ПАУ – природное или антропогенное, для чего целесообразно вычислить соотношение суммарного содержания низкомолекулярных соединений (Σ НМС – сумма аценафтилена, аценафтена, флуорена, фенантрена, антрацена, флуорантена) и суммарного содержания высокомолекулярных соединений (Σ ВМС – сумма бензантрацена, хризена, бенз(б)флуорантена, бенз(к)флуорантена, бенз(а)пирена, индено(1,2,3-сд)пирена, дибенз(аh)антрацена, бенз(г, h, i)перилена). Если оно больше 1, то происхождение ПАУ преимущественно петрогенное, если меньше 1, то преимущественно пирогенное, то есть вызвано антропогенной деятельностью. Отношение между содержанием индивидуальных ПАУ Phe/Ant (фенантрен/антрацен) и Flt/Py (флуорантен/пирен) также используют для того, чтобы выявить различия между углеводородами разного происхождения [15]. Фенантрен термодинамически более устойчив, чем антрацен, значительное превышение уровня содержания фенантрена над его изомером антраценом характерно для почв, загрязненных нефтепродуктами [16]. Превышение содержания флуорантена над содержанием пирена (Flt/Py) связано с пиролитическим происхождением ПАУ [16], а именно со сгоранием углей.

Для определения происхождения ПАУ – образовались ли они из углеводородов нефти или в процессе горения – также применяют соотношения Ant/(Ant + Phe) (Антрацен/(Антрацен + Флуорантен)) и Flt/(Pyг + Flt) (Флуорантен/(Пирен + Флуорантен)) [15]. Соотношение Ant/(Ant + Phe) меньше 0,1 показывает, что ПАУ произошли из нефтепродуктов, соотношение больше 0,1 – говорит об образовании в процессе горения. Соотношение Flt/(Pyг + Flt) между 0,4 и 0,5 говорит о формировании ПАУ в процессе горения в двигателях внутреннего сгорания, соотношение больше 0,5 – в процессе горения биомассы и угля. Соотношение InP/(BghiP + InP) (Индено[1,2,3-сд]-пирен) (Бенз[г, h, i]перилен + Индено[1,2,3-сд]-пирен) меньше 0,2 говорит о нефтяном происхождении ПАУ, больше 0,5 – о происхождении при сгорании биомассы и угля, 0,2–0,5 – о происхождении при сгорании жидких ископаемых (бензина и дизеля) [50].

ПОДХОДЫ К НОРМИРОВАНИЮ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ПОЧВУ Законодательно закрепленные подходы к нормированию качества почв в России

Согласно Федерального закона «Об охране окружающей среды» от 10.01.2002, нормирование в области охраны окружающей среды (далее – ОС) – это деятельность, осуществляемая «в целях государственного регулирования воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду, гарантирующего сохранение благоприятной окружающей среды и обеспечение экологической безопасности». Регулирование заключается в «установлении нормативов качества окружающей среды, нормативов допустимого воздействия на окружающую среду при осуществлении хозяйственной и иной деятельности, иных нормативов в области охраны окружающей среды, а также нормативных документов в области охраны окружающей среды».

Существуют различные подходы к оценке качества окружающей среды. В основе антропоцентрического подхода лежат интересы человека, его здоровье и благополучие, в основе экосистемного – благополучие экосистем, их звеньев и компонентов, являющиеся, в том числе, основой процветания человека [8]. Примером первого подхода является санитарно-гигиеническое нормирование, примером второго – экологическое.

В первом случае нормой является состояние окружающей среды, не оказывающее пагубного влияния на здоровье человека. Санитарно-гигиеническим критерием качества ОС служат предельно-допустимые концентрации (ПДК) элементов и их соединений в среде. Величина ПДК – такое содержание химических элементов в среде, которое в течение длитель-

ного времени не вызывает прямого или косвенного негативного влияния на здоровье человека, включая отдаленные последствия.

Установление ПДК загрязняющих веществ в почве осуществляют с использованием четырех основных лимитирующих показателей вредности (Методические указания МУ 2.1.7.730-99 «Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест»):

- 1) транслокационный, характеризующий переход вещества из почвы в растение;
- 2) миграционный водный, характеризующий способность перехода вещества из почвы в грунтовые воды и водоисточники;
- 3) миграционный воздушный, характеризующий переход вещества из почвы в атмосферный воздух;
- 4) общесанитарный, характеризующий влияние загрязняющего вещества на самоочищающую способность почвы и ее биологическую активность.

Значения ПДК устанавливают отдельно по каждому показателю вредности. Действующим нормативом ПДК является наименьший, то есть самый строгий. Использование четырех показателей необходимо, так как у ряда организмов, в том числе и человека, прямой контакт с почвой исключен практически полностью, и воздействие загрязняющих веществ на организм происходит через сопредельные среды.

В населенных пунктах целесообразно применять подход к нормированию, основанный на функциональном зонировании территории. Для городских почв, принадлежащих разным функциональным зонам, применяют разные оценочные показатели обоснования ПДК. Так, для рекреационной, сельскохозяйственной и агроселитебной обязательно применение всех показателей вредности (транслокационного, водного и воздушного миграционного, а также общесанитарного). Для селитебной и промышленной зон необязательно применение транслокационного показателя. Для транспортных магистралей обяза-

тельно применение транслокационного и общесанитарного показателей [5].

Нормативы устанавливают в лаборатории на основании анализа зависимости «доза-эффект» между содержанием в среде вещества и состоянием живого организма. Еще в начале XX в. В. Шелфорд сформулировал закон толерантности, гласящий, что существование вида определяется лимитирующими факторами, которые могут иметь как слишком высокие, так и слишком низкие для существования уровни [39]. Существует оптимальный для организма диапазон содержания химического элемента в среде, выход за пределы которого в любую сторону подавляет жизнедеятельность организма.

Основным токсикологическим показателем, измеряемым в лабораторных условиях, является показатель ЛД-50, показывающий содержание вещества, приводящего к гибели 50% подопытных особей. В практике на основе доступных сведений о связи между уровнем нагрузки на почвы, состоянием почв и сопредельных сред рассчитывают ориентировочно допустимые концентрации (ОДК), например, для никеля, цинка, кадмия, меди, свинца и мышьяка [8]. Значения ОДК разные для почв, различающихся по кислотности и гранулометрическому составу. Это обусловлено тем, что данные показатели в наибольшей степени определяют степень устойчивости почвы к воздействию тяжелых металлов. Применительно к системе ОДК почвы делят по кислотности на имеющие кислую и очень кислую реакцию ($pH_{KCl} \leq 5,5$) и слабокислую и нейтральную реакцию ($pH_{KCl} > 5,5$).

По гранулометрическому составу почвы в этом контексте делят на песчаные и супесчаные, а также глинистые и суглинистые. Значения ОДК для некоторых тяжелых металлов приведены в табл. 2.

Практическое применение концепция ПДК сопряжено с рядом трудностей [7]:

– экстраполяция нормативов ПДК на реальные природные объекты не всегда правомерна;

Табл. 2

Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) веществ в почве (по ГН 2.1.7.2042-06: Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве)

Вещество	ОДК (мг/кг)		
	Песчаные и супесчаные	Суглинистые и глинистые	
		Кислые ($pH_{KCl} < 5,5$)	Близкие к нейтральным и нейтральные ($pH_{KCl} > 5,5$)
Кадмий	0,5	1	2
Медь	33	66	132
Мышьяк	2	5	10
Никель	20	40	80
Свинец	32	65	130
Цинк	55	110	220

– ПДК применяют как единые нормативы для значительных административных территорий, поэтому они не могут охватить и учесть специфику функционирования экосистем в различных природно-климатических зонах и биогеохимических провинциях;

– существующие списки нормативов ПДК не содержат многие вещества, относящиеся к канцерогенам и мутагенам, некоторые радиоактивные загрязнения и т. п.;

– возможна ошибочная оценка ПДК высоко кумулятивных веществ, ввиду кратковременности лабораторного изучения;

– при обосновании ПДК не учитывают разный трофический статус экосистем, сезонные особенности природных факторов, на фоне которых проявляется токсичность загрязняющих веществ;

– ПДК не учитывают многообразие форм химических компонентов;

– ПДК не учитывают изменения токсичности многих веществ в зависимости от условий среды, таких как температура, рН и др.

При экологическом зонировании территории России оценку уровня химического загрязнения почв (в селитебных зонах) проводят по двум показателям: коэффициент концентрации химического вещества (K_c) и суммарный показатель загрязнения (Z_c) (Методические указания МУ 2.1.7.730-99 «Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест»).

Коэффициент K_c определяют как отношение фактического содержания определяемого вещества в почве (C_i) к региональному фоновому уровню ($C_{\phi i}$):

$$K_c = C_i / C_{\phi i}.$$

Суммарный показатель загрязнения равен сумме коэффициентов концентраций химических веществ (компонентов загрязнения) и выражен формулой:

$$Z_c = \sum K_c = \sum_{i=1}^n (C_i / C_{\phi i}),$$

где: n – число суммируемых веществ.

На основе величин Z_c введена оценочная шкала опасности загрязнения почв (табл. 3).

Также в России существует комплексный классификатор, позволяющий провести оценку состояния почв по величинам показателя Z_c , санитарного числа Хлебникова и содержания органических и неорганических веществ различных классов опасностей (табл. 4). Санитарное число Хлебникова характеризует долю азота гумуса в общем органическом азоте (включающем азот гумуса и азот чужеродных для почвы органических веществ-загрязнителей). Если почва чиста, то санитарное число Хлебникова равно 0,98–1,00. Классификатор предполагает, что специфика использования почв должна зависеть от их категории.

Табл. 3

Шкала опасности загрязнения почв по суммарному показателю загрязнения (Z_c) (Методические указания МУ 2.1.7.730-99 «Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест»)

Величина Z_c	Категория загрязнения почв
<16	Допустимая
16–32	Умеренно опасная
32–128	Опасная
>128	Чрезвычайно опасная

Табл. 4

Категории загрязнения почв по уровню Z_c , санитарному числу Хлебникова и содержанию органических и неорганических веществ различных классов опасностей (по СанПиН 2.1.7.1287-03 «Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы»)

Категория загрязнения почв	Санитарное число Хлебникова	Z_c	Органические соединения, класс опасности		Неорганические соединения, класс опасности	
			I, II	III	I, II	III
Чистая	[0,98; 1,00]	–	[1 фон; 1 ПДК]		[1 фон; 1 ПДК]	
Допустимая	[0,98; 1,00]	<16	(1 ПДК; 2 ПДК)		(2 фон; 1 ПДК)	
Умеренно опасная	[0,85; 0,98]	[16; 32]	–	(2 ПДК; 5 ПДК)	–	(1 ПДК; K_{max}]
Опасная	[0,70; 0,85]	[32; 128]	(2 ПДК; 5 ПДК)	>5 ПДК	(1 ПДК; K_{max}]	> K_{max}
Чрезвычайно опасная	[0; 0,70)	>128	>5 ПДК	–	> K_{max}	–

Обозначения: K_{max} – максимальное значение допустимого уровня содержания элемента по одному из четырех показателей вредности. «–» – отсутствие норматива. Категория загрязнения «чистая» относится к объектам повышенного риска.

**Оценка степени эпидемической опасности почвы
(По СанПиН 2.1.7.1287-03: Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы)**

Категория загрязнения почв	Индекс БГКП	Индекс энтерококков	Яйца гельминтов, экз/кг	Личинки и куколки мух
Чистая	1–10	1–10	0	Л = 0; К = 0
Умеренно опасная	10–100	10–100	≤10	Л ≤ 10; К = 0
Опасная	100–1000	100–1000	≤100	Л ≤ 100; К ≤ 10
Чрезвычайно опасная	≥1000	≥1000	>100	Л > 100; К > 10

Обозначения: индекс БГКП – содержание клеток бактерий группы кишечной палочки в 1 г почвы; индекс энтерококков – аналогичный индекс для энтерококков; Л – личинки мух, К – куколки мух, экз. в почве площадью 20 × 20 см.

В санитарно-эпидемиологических требованиях к качеству почвы (СанПиН 2.1.7.1287-03: Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы) также содержится классификатор качества почв в зависимости от уровня биологического загрязнения (табл. 5). Приведенный классификатор работает только при отсутствии в почве патогенных бактерий, в том числе сальмонелл.

Альтернативные подходы к нормированию качества почв в России

Г.П. Глазунов и В.М. Гендугов [3] предлагают свой классификатор качества почв. Критерием отнесения почвы к той или иной категории выступает параметр p , являющийся функцией почвенного отклика R на нагрузку c ($p = f(R(c))$, табл. 6).

Другой альтернативный подход к нормированию воздействий – биогеохимическое нормирование [3, 6, 9]. В его основе лежит медико-географический подход. Для реализации данного подхода необходимы наблюдения *in situ* в тех биогеохимических провинциях, где избыток или недостаток определенных химических элементов обусловлен природными условиями. Результаты наблюдений за состоянием живых организмов и здоровьем людей в таких провинциях позволяют установить связь этих наблюдений с содержанием элементов в природных средах. На основе вероятностного подхода определяют верхние и ниж-

ние границы содержания элементов, в пределах которых состояние большинства живых организмов (животных, растений, человека) не отклоняется от нормы. Но обычно 5–20% людей и животных в эндемических районах оказываются пораженными. Чем больше содержание химических элементов превышает пороговые уровни, тем выше число пострадавших.

В настоящее время все большее распространение среди подходов к нормированию получает экосистемный подход, в котором нет места пороговым уровням концентраций элементов и состояния живых организмов. Экосистемный подход основан на гипотезе, что нормальным может быть лишь такое состояние экосистем, когда они сохраняют свою целостность и замкнутость круговорота веществ. Подход оперирует принципом слабого звена, когда максимальной нагрузкой следует признать такую, при которой не происходит значимого нарушения самого уязвимого компонента экосистемы. В качестве показателей устойчивости экосистемы предложено использовать: баланс гумуса в почве, показатели сохранности вертикальной и горизонтальной структуры фитоценоза, показатели продуктивности и плодородия почв (замкнутость биогеохимических циклов основных элементов биогенов, полноту трофических цепей, наличие/выпадение видов-доминантов из структуры сообщества, ассимиляционную емкость, то есть количество поллютанта, которое система может воспринять без нарушений ее функционирования) [8].

Категории качества почвы по Глазунову и Гендугову [3]

p	Категория	Нагрузка	Состояние почвы
[0; 0,25)	I	Ниже пороговой	Фоновое
[0,25; 0,50)	II	Выше пороговой	Переходное
[0,50; 0,75)	III	Выше пороговой	Переходное
[0,75; 1)	IV	Выше пороговой	Переходное
1	V	Чрезмерная	Нарушенное

Сводная таблица нормативов содержания загрязняющих веществ в почвах в разных странах

Вещество	Германия ¹	Нидерланды ²	США: Иллинойс ³	США: Нью-Йорк ⁴	США: US EPA ⁵	Канада ⁶	Австралия ⁷	РФ: ПДК ⁸	РФ: ОДК ⁹
Альдрин, мг/кг	4	0,32	0,94	0,019	0,039	0,29			
Бенз(а)пирен, мг/кг	4		0,09–2,1	0,01			1	0,02	
Бензол, мг/кг		1,1	0,03	2,9	1,2		1	0,3	
Гексахлорбензол, мг/кг	8		0,4	0,31	0,21	2			
Гексахлороциклогексан, мг/кг	10			0,072–180	0,57	0,01			
ДДТ, мг/кг	80	1,7	2	1,7	1,9		1		
Диоксины/Фураны, ng I-TEQ / кг	1000								
Кадмий, мг/кг	20	13	5,2	0,86	71		3		0,5–2
Кобальт, мг/кг		190	20		23	50	50	5,0	
Ксилол, мг/кг		17	5,6–6,5	550	580				
Медь, мг/кг		190	2900	270	3100		100	3	33–132
Молибден, мг/кг		190			390	10	40		
Мышьяк, мг/кг	50	76	11,3–13	0,21	0,68		20	2	2–10
Никель, мг/кг	140	100	100	140		100	60	4	20–80
Пентахлорфенол, мг/кг	100	12	0,02	2,4	1,0				
Полихлорбифенилы (ПХБ), мг/кг	0,8	1	1						
Ртуть, мг/кг	20	40	0,1–0,89	0,81–1,2	1,1		1	2,1	
Свинец, мг/кг	400	530	107	400	400		600	32	32–130
Стирол, мг/кг		86	4		6000	5			
Толуол, мг/кг		32	12	940	4900				
Фенол, мг/кг		14	100	800	19000				
Хром III, мг/кг		180		36			400	6	
Хром VI, мг/кг		78		22	0,3		1	0,05	
Хром, мг/кг	400								
Цианид, мг/кг	50	50	40	27	2,3		10–50		
Цинк, мг/кг		720	5100	2200			200	23	55–220
Этилбензол, мг/кг		110	13	30	5,8		5	0,1	

Примечания:

¹ Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BbodSchV) dated of 12 July 1999. Federal Law Gazette I 1999 p. 1554. URL: <http://www.kvvm.hu/szakmai/karmentes/egyeb/karmentnemet/BBodSchV-en.pdf>

² Soil Remediation Circular. Rijkswaterstaat Ministry of Infrastructure and the Environment, 2013, 76 p.

³ Summary of maximum allowable concentrations of chemical constituents in uncontaminated soil used as fill material at regulated fill operations. Illinois Environmental Protection Agency, Bureau of Land, 2012, 7 p.

⁴ New York State Brownfield Cleanup Program. Development of Soil Cleanup Objectives. Technical Support Document. Prepared By: New York State Department of Environmental Conservation and New York State Department of Health. September 2006.

⁵ Regional Screening Level for Residential Soils, US EPA, May 2016.

⁶ Environmental Management Act. Contaminated sites regulation. Victoria, British Columbia, Canada. December 16, 1996.

⁷ Assessment levels for Soil, Sediment and Water, version 4, revision 1. Department of Environment and Conservation. February 2010.

⁸ ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве.

⁹ ГН 2.1.7.2042-06: Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве.

Пустые ячейки в таблице обозначают, что норматив не был установлен или найден.

Подходы к экологическому нормированию качества почв в Европейском союзе, США и некоторых других странах

В настоящее время получила распространение практика дифференцирования нормативов содержания в почве химических элементов в зависимости от целевого назначения территории. В Германском федеральном законе о защите почв, принятом 12 июля 1999 г.¹, использованы стандарты содержания загрязняющих веществ, которые различаются по категориям объектов и характеру использования земель. Все почвы города разделены на 4 категории: 1) детские площадки, используемые для игр (исключая песок в песочницах); 2) жилые зоны (включая внутренние садики); 3) парки и рекреационные места (в частности, общественные и частные зеленые площади, а также доступные, регулярно используемые площади с открытым грунтом); 4) промышленные объекты и коммерческая недвижимость.

В Нидерландах существует так называемый уровень вмешательства, при превышении которого загрязнение почвы может быть квалифицировано как серьезное².

В США действуют национальные программы сохранения природных ресурсов и разработаны специализированные документы, как, например, Акт о сохранении водных и почвенных ресурсов³, который подразумевает необходимость сбора данных по текущей природоохранной политике, действующим программам в этой сфере, альтернативным методам орошения, данных по изменению состояния природных ресурсов и их способности удовлетворять текущие хозяйственные нужды, экономические аспекты природоохранной политики и т. д. В назначенное время министр сельского хозяйства отчитывается о проделанной работе перед Сенатом и Палатой представителей. Разработка мероприятий по защите почв для фермеров не является обязательной, но, не проводя защитных мероприятий на своих землях, фермер лишается значительных преимуществ, получаемых по федеральной программе, это же касается политики государства в сфере борьбы с эрозией: распашка склонов к эрозионным процессам земель нежелательна по той же самой причине⁴.

¹ Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BbodSchV) dated of 12 July 1999. Federal Law Gazette I 1999 p. 1554. URL: <http://www.kvvm.hu/szakmai/karmentes/egyeb/karmentnemet/BBodSchV-en.pdf>

² Soil Remediation Circular. Rijkswaterstaat Ministry of Infrastructure and the Environment. 2013.76 p. URL: http://rwsenvironment.eu/publish/pages/97218/soil_remediation_circular_2013_july_2013.pdf (21.08.2017)

³ Soil and Water Resources Conservation Act (Recources Conservation Act legislative authority, United States Department of Agriculture. 2001-2009. URL: http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1041599.pdf

⁴ Soil & Water Use & Conservation, North Dakota State University, Fargo, 2014. URL: <https://www.ag.ndsu.edu/aglawandmanagement/appliedaglaw/coursematerials/resourceuseconservation> (29.09.2016)

В Австралии в качестве предельно допустимых величин содержания веществ в почвах используют так называемые уровни экологического вмешательства, часть значений которых основана на экспериментах по определению фитотоксичности⁵.

На основании нормативных документов разных стран была составлена сводная таблица нормативов содержания загрязняющих веществ в почвах (табл. 7).

Концепция экологических рисков

В природоохранной практике Евросоюза, США и Канады в настоящее время широко распространен подход, основанный на оценке экологических рисков⁶ (также см. [19]).

Согласно «Рекомендациям по оценке экологических рисков»⁷, оценка экологического риска – это процесс по определению вероятности негативного экологического последствия, которое может наступить в результате одного или нескольких совокупных негативных воздействий. Этот процесс применяют для систематической оценки и организации данных, информации, допущений и ошибок с целью распознавания и прогнозирования связи между воздействием и экологическим эффектом. В такой оценке может быть использовано индивидуальное и совокупное влияние химических, физических и биологических показателей. Описание вероятности наступления негативных явлений может быть представлено с помощью как качественных, так и количественных оценок, хотя получение количественных оценок не всегда представляется возможным. Оценку экологического риска проводят в несколько этапов: планирование оценки риска, стадия постановки вопроса и характеристика риска. В основе оценки экологических рисков лежит анализ кривых «доза-эффект» с применением вероятностного подхода. Для описания таких кривых предложено применять математическое моделирование и вычисление критических точек на них⁸. На основе данных по токсичности (анализа кривой «доза-эффект») вырабатывают общие стандарты качества

⁵ Assessment levels for Soil, Sediment and Water, version 4, revision 1. Department of Environment and Conservation. February 2010

⁶ Framework for Cumulative Risk Assessment. U.S. EPA – Washington: National Center for Environmental Assessment EPA/630/P-02/001F, 2003; Framework for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/630/R-92/001, 1992; Guidelines for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/630/R095/002F, 1998; Ecological Risk Assessment Guidance. Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP) / Azimuth Consulting Group Inc., Vancouver. 2012

⁷ Guidelines for Ecological Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, Washington, DC, EPA/630/R095/002F, 1998

⁸ Benchmark Dose Technical Guidance Document. U.S. EPA. – Washington: EPA/630/R-00/001, 2000. 87p

почв, которые используют для оценки рисков негативных экологических последствий от потенциально загрязненных земель [20]. Основным руководящим документом для разработки стандартов в странах ЕС является Техническое руководство по оценке рисков Европейской комиссии 2003 г.⁹

Заинтересованность землепользователей в установлении состояния почвы и поддержании его в определенных пределах определяется множеством факторов, в частности, степенью экономической стабильности, стоимостью земли и строгостью земельного законодательства на территории данного государства, а также и уровнем экологического и правового сознания населения. Важной задачей является объединение усилий ученых-почвоведов и фермеров-землепользователей. Фермеры, наблюдая за почвой и климатическими условиями в течение долгого времени, фактически могут на основе многолетнего опыта ведения сельского хозяйства предчувствовать и прогнозировать почвенные изменения, причем, будучи непосредственно заинтересованными в результатах своей работы, они соединяют воедино мониторинг и управленческую функцию [28].

Концепции пороговых уровней и критических нагрузок

На текущем этапе развития систем наблюдения за состоянием окружающей среды в мире получают развитие так называемые «почвенные пороговые уровни» (Soil Screening Levels). Они представляют собой систему пороговых уровней содержания определенных веществ в почве. На основании измерения почвенных параметров и сопоставления с данными пороговыми уровнями заранее «отсеиваются» территории, слабо подверженные экологическому риску, которым можно уделять существенно меньше внимания в плане проведения долгих и ресурсозатратных ремедиационных мероприятий¹⁰. Эти системы получают распространение в таких странах, как США, Нидерланды, Великобритания, Канада и Бразилия.

Процедура пробоотбора и химического анализа должна быть наиболее простой из возможных, но при этом обеспечивать надежные показатели. Для минимизации усилий на этом этапе желательно разрабатывать общие контрольные показатели для групп химически сходных по свойствам соединений или же

выбирать из группы какое-либо представительное вещество. Величины пороговых уровней разрабатывают на основе знаний о допустимых для человека/растений/животных уровнях воздействия и уже известных долговременных уровнях воздействия, а также факторах риска развития неблагоприятных явлений.

На настоящий момент наиболее развитой системой является система, разработанная Агентством по охране окружающей среды США (US EPA). Она достаточно сложна, но имеет самую лучшую аналитическую базу и проработанный список контролируемых показателей. В список контролируемых показателей входят тяжелые металлы, суперэкоксиканты (очень устойчивые в среде вещества, имеющие исключительно высокую токсичность для живых организмов и оказывающие на организмы комплексное воздействие – тератогенное, мутагенное и канцерогенное), пестициды, полиароматические углеводороды, канцерогены. Пороговые уровни определяют отдельно для селитебных, промышленных и сельскохозяйственных территорий¹⁰.

Также активно развивается оценка экологического состояния природных систем при помощи концепции критических нагрузок [18, 23, 36]. Критическая нагрузка – максимальный уровень поступления поллютантов в экосистему, при котором не происходит необратимых изменений в функционировании биоты, в структуре экосистемы, и при котором не изменяется продуктивность экосистемы в течение длительного времени. В рамках конвенции по трансграничному загрязнению воздуха на большие расстояния (LR-TAP – Long Range Transboundary Atmosphere Pollution) проводят исследования по воздействию основных загрязняющих веществ воздуха на наземные и водные экосистемы. При расчете критических нагрузок используют другие подходы, нежели при установлении ПДК. Учитывают потенциал устойчивости экосистемы к воздействию конкретного поллютанта, геохимические связи между компонентами экосистем, функциональное использование территории. Применение этого подхода позволяет проводить обоснованное экономической целесообразности снижения техногенных нагрузок [1]. Если величины критических нагрузок установлены на основании наблюдений за негативными изменениями в экосистемах при увеличении техногенной нагрузки, то говорят об эмпирических критических нагрузках. Альтернативный подход заключается в расчете нагрузок на основании данных о потоках загрязняющих веществ в экосистеме и распределении поллютанта между компонентами экосистемы. Если уровень загрязнения оказывается ниже уровня критической нагрузки, то возможно обосновать более интенсивное использование территории, если же выше, то необходимо провести оценку допустимой интенсивности воздействия при дальнейшем использовании данной территории [23].

⁹ European Commission Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) 1488/94 on Risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Parts 1-4. 2nd ed. EC, Publ. No. EUR 20418/EN/1, 20418/EN/2, 20418/EN/3, 20418/EN/4, 2003. 328p.

¹⁰ Global Alliance on Health and Pollution. Summary Guidance on soil screening levels. Version 1. 2013.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящем обзоре предпринята попытка осветить современные российские и мировые подходы к оценке экологического состояния почв и экологического нормирования.

При оценке экологического состояния почв важно разграничивать между собой различные виды почвенной деградации: физическую, химическую, микробиологическую, а также комплексные виды деградации. Любые почвенные параметры оказывают благоприятное воздействие на живые организмы лишь в определенном диапазоне, поэтому для контроля состояния почв необходимо сравнивать измеренные значения параметров с установленными нормативами. Эти нормативы целесообразно устанавливать в зависимости от целевого назначения территории, как это практикуется в Германии. Экологический мониторинг служит хорошим инструментом контроля состояния почв и отслеживания их деградации. Широкое распространение получает практика употребления количественных индексов состояния почв.

В России существует несколько подходов к экологическому нормированию. Преимущество санитарно-гигиенического подхода в том, что он в первую очередь учитывает интересы человека, но, вместе с тем, в антропоцентризме скрывается и его главный недостаток. Проявлением использования данного подхода является развитая и общепотребимая концепция

предельно-допустимых концентраций – такого содержания химических элементов в среде, которое в течение длительного времени не вызывает прямого или косвенного негативного влияния на здоровье человека, включая отдаленные последствия. В настоящем обзоре показано, что концепции, основанные на понятии пороговости (ПДК), имеют существенные недостатки. Для развития системы экологического нормирования необходимо развивать альтернативные подходы (в частности, биогеохимическое, статистическое, экосистемное нормирование), предпринимать попытки внедрения не лабораторных, а натуральных нормативов. За рубежом получает распространение подход, основанный на оценке экологических рисков; в России его применение также может оказаться эффективным.

Следует отметить, что важным является тесное сотрудничество фермеров-природопользователей и ученых-исследователей, внедрение экономических стимулов целенаправленной и последовательной деятельности в сфере землепользования и охраны земельных ресурсов. При оценке экологического состояния почв также получают развитие математические и статистические методы, что связано с необходимостью перехода от оценки отдельных видов деградации почв к комплексному изучению этого процесса и внедрению комплексных критериев нарушения качества почвы.

Литература

Список русскоязычной литературы

1. Башкин ВН, Припутина ИВ. Управление экологическими рисками при эмиссии поллютантов. М.: Газпром ВНИИГАЗ; 2010.
2. Ван Мансвелт ЯД, Мюллер Д. Биогеохимические основы экологического нормирования. Аграрная наука. 1994;(4):22-5.
3. Глазунов ГП, Гендугов ВМ. Экологическая оценка состояния и нормирование качества почв и земель. В кн.: Шоба СА, Яковлев АС, Рыбальский НГ, ред. Экологическое нормирование и управление качеством почв и земель. М.: НИА-Природа; 2013, с. 39-60.
4. Даденко ЕВ. Методические аспекты применения показателей ферментативной активности в биодиагностике и биомониторинге почв (дисс. канд. биол. наук). Ростов-на-Дону: Ростовский Государственный Университет; 2004.
5. Крятов ИА, Тонкопий НИ, Водянова МА, Ушакова ОВ, Донерьян ЛГ, Евсеева ИС, Матвеева ИС, Ушаков ДИ. Гармонизация гигиенических нормативов для приоритетных загрязнений почвы с международными рекомендациями. Гигиена и санитария. 2015;94(7):42-8
6. Латыпова ВЗ, Селивановская СЮ, Степанова НЮ, Минакова ЕА. Развитие биогеохимических подходов к экологическому нормированию химической нагрузки на природные среды. Ученые записки Казанского университета. Серия Естественные науки. 2005;147(1):159-70.
7. Левич АП, Булгаков НГ, Максимов ВН. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М.: НИА-Природа; 2004.
8. Мотузова ГВ, Безуглова ОС. Экологический мониторинг почв. М.: Академический проект; 2007.
9. Толмачева НВ, Сусликов ВЛ. Эколого-биогеохимическое зонирование территорий – необходимый этап для нормирования оптимальных уровней и соотношений микроэлементов в крови. Здоровье и образование в XXI веке. 2007;9(3):299-303.

Общий список литературы/Reference List

1. Bashkin VN, Pripulina IV. Upravleniye Ecologicheskimi Riskami pri Emissii Pollutantov. Moscow: Gazprom VNIIGAZ, 2010. (In Russ.)
2. Van Mansvelt YaD, Muller D. [Biogeochemical fundamentals of ecological setting of standards]. Agrarnaya Nauka. 1994;(4):22-5. (In Russ.)
3. Glazunov GP, Gendugov VM. [Ecological condition assessment and setting of standards for soil and lands quality]. In: Shoba SA, Yakovlev AS, Ribal'skiy NG, editors. Ecologicheskoye Normirovaniye i Upravleniye Kachestvom Pochv i Zemel. Moscow: NIA-Priroda; 2013. (In Russ.)
4. Dadenko YeV. Metodical Aspects of Application of Markers of Fermentative Activities in Biodiagnostics and Biomonitoring of Soils (Candidate of Sciences Theses). Rostov-on-Don: Rostovskiy Gosudarstvenniy Universitet; 2004. (In Russ.)
5. Kryatov IA, Tonkopiyy NI, Vodyanova MA, Ushakova OV, Doner'yan LG, Yevseyeva IS, Matveyeva IS, Ushako DI. [Harmonization of hygienic norms for top-priority soil contaminants based on international recommendations]. Gigiyena i Sanitariya. 2015;94(7):42-8. (In Russ.)
6. Latypova VZ, Selivanovskaya SYu, Stepanova SYu, Minakova EA. [Development of biogeochemical approaches to ecological setting of standards for chemical load on natural media]. Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Yestestvennye Nauki. 2005;147(1):159-70. (In Russ.)
7. Levich AP, Bulgakov NG, Maksimov VN. Teoreticheskiye i Metodicheskkiye Osnovy Technologii Regionalnogo Controlia Prirodnoy Sredy po Danyam Ecologicheskogo Monitoringa. Moscow: NIA-Priroda, 2004. (In Russ.)
8. Motuzova GV, Bezuglova OS. Ecologicheskii Monitoring Pochv. Moscow: Akademicheskii Proyekt, 2007. (In Russ.)
9. Tolmacheva NV, Suslikov VL. [Ecological-biogeochemical zoning of territories as a necessary stage of setting of standards for optimal levels and proportions of microelements in blood]. Zdorov'e i Obrazovanie v 21 Veke. 2007;9(3):299-303. (In Russ.)
10. Andrews SS, Karlen DL, Cambardella CA. The soil management assessment framework: A quantitative evaluation using case studies. Soil Sci Soc Am J. 2004;68:1945-62.
11. Andrews SS, Karlen DL, Mitchell JP. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. Agric Ecosyst Environ. 2002; 90:25-45.
12. Askari M, Holden N. Quantitative soil quality indexing of temperate arable management systems. Soil Tillage Resh. 2015;150:57-67.
13. Barcelo J, Poschenrieder C, Prasad MNV. Structural and ultrastructural changes in heavy metal exposed plants. In: Heavy Metal Stress in Plants. Berlin, Heidelberg: Springer; 2004. p. 223-48.
14. Bastida F, Moreno, JL, Hernandez T, Garcia C. Microbiological degradation index of soils in a semi-arid climate. Soil Biol Biochem. 2006;38(12):3463-73.
15. Budzinski H, Jones I, Bellock J, Piérard C, Garrigues P. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. Mar Chem. 1997;58:85-97.
16. Butler JD, Crossley F. Reactivity of polycyclic aromatic hydrocarbons absorbed on soot particles. Atmos Environ. 1981;(15):91-4.
17. da Silva CP, da Silveira EL, de Campos SX. Environmental pollution by heavy metals in the São João River basin, southern Brazil. Environ Earth Sci. 2017;76(16):554-60.
18. de Vries W, Groenenberg JE, Lofts S, Tipping E, Posch M. Critical loads of heavy metals for soils. In: Heavy Metals in Soils. Springer; 2013. p. 211-37.
19. Fairman R, Mead CD, Williams WP. Environmental Risk Assessment – Approaches, Experiences and Information Sources. In: Monitoring and Assessment Research Centre, King's College, London. Copenhagen: EEA (European Environment Agency); 1998.
20. Fishwick S. Soil screening values for use in UK ecological risk assessment. Bristol: Environment Agency; 2004.
21. Hernandez LE, Cooke DT. Modification of the root plasma membrane lipid composition of cadmium-treated *Pisum sativum*. J Exp Bot. 1997;48:1375-81.
22. Hernandez LE, Lozano-Rodriguez E, Garate A, Carpena-Ruiz R. Influence of cadmium on the uptake, tissue accumulation and subcellular distribution of manganese in pea seedlings. Plant Sci. 1998;13:139-51.
23. Hettelingh JP, de Vries W, Posch M, Reinds GJ, Slootweg J, Hicks WK. Development of the critical loads concept and current and potential applications to different regions of the world. Nitrogen deposition, critical loads and biodiversity. Springer Netherlands; 2014. p. 281-93.
24. Karlen DL, Andrews SS, Wienhold BJ, Zobeck TM. Soil quality assessment: past, present and future. Electr J Integrat Biosci. 2008;6(1):3-14.
25. Karlen DL, Stott DE. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran JW eds. Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Madison, WI: SSSA and ASA; 1994. p. 53-72.
26. Kidd PS, Llugany M, Poschenrieder C, Gunse B, Barcelo J. The role of root exudates in aluminum

- resistance and silicon-induced amelioration of aluminum toxicity in three varieties of maize (*Zea mays* L.). *J Exp Bot.* 2001;52:1339-52.
27. Kochian LV. Cellular mechanisms of aluminium toxicity and resistance in plants. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol.* 1995;46:237-60.
 28. Lewandowski A, Zumwinkle M, Fish A. Assessing the soil system: a Review of Soil Quality Literature. St. Paul, MN: Minnesota Department of Agriculture, Energy and Sustainable Agriculture; 1999.
 29. Liebig MA, Miller ME, Varvel GE, Doran JW, Hanson JD. AEPAT: a computer program to assess agronomic and environmental performance of management practices in long-term agroecosystem experiments. *Agron J.* 2004;96:109-15.
 30. Löbmann MT, Vetukuri RR, de Zinger L, Alsanus BW, Grenville-Brigs LJ, Walter AJ. The occurrence of pathogen suppressive soils in Sweden in relation to soil biota, soil properties, and farming practices. *Appl Soil Ecol.* 2016;107:57-65.
 31. Loska K, Wiechula D, Barska B, Cebula E, Chojnecka A. Assessment of arsenic enrichment of cultivated soils in Southern Poland. *Polish J Environ Studies.* 2003;12(2):187-92.
 32. Monnet F, Vaillant N, Vernay P, Coudret A, Sallanon H, Hitmi A. Relationship between PSII activity, CO₂ fixation, and Zn Mn and Mg contents of *Lolium perenne* under zinc stress. *J Plant Physiol.* 2001;158:1137-44.
 33. Mysliwa-Kurdziel B, Prasad MNV, Strzalka K., eds. Heavy Metal Stress in Plants. Berlin, Heidelberg: Springer; 2004.
 34. Nilsson J, Grennfelt P. eds. Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Report from a Workshop Held at Skokloster, Sweden, 19–24 March 1988. Copenhagen: Nordic Council of Ministers; 1988.
 35. Ouzounidou G. Cu-ions mediated changes in growth, chlorophyll and other ion contents in a Cu-tolerant *Koeleria splendens*. *Biol Plant.* 1995;37:71-8.
 36. Pardo LH, Robin-Abbott MJ, Fenn ME et al. Effects and empirical critical loads of nitrogen for ecoregions of the United States. In: *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments.* Springer Netherlands; 2015. p. 129-69.
 37. Prasad MNV. Inhibition of maize leaf chlorophylls, carotenoids and gas-exchange functions by cadmium. *Photosynthetica.* 1995;31:635-40.
 38. Sánchez-Navarro A, Gil-Vázquez JM, Delgado-Iniesta MJ, Marín-Sanleandro P, Blanco-Bernardeau A, Ortiz-Silla R. Establishing an index and identification of limiting parameters for characterizing soil quality in Mediterranean ecosystems. *Catena.* 2015;131:35-45.
 39. Shelford VE. Animal Communities in Temperate America, as Illustrated in the Chicago Region; A Study in Animal Ecology. *Bull Geogr Soc Chicago.* 1913;(5). [2nd ed.: 1937].
 40. Shen F, Liao R, Ali A, Mahar A, Guo D, Li R, Sun X, Kumar A, Wang Q, Zhang Z. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in soil near a Pb/Zn smelter in Feng County, China. *Ecotoxicol Environ Safety.* 2017;139:254-62.
 41. Sicre MA, Marty JC, Saliot A, Aparicio X, Grimalt J, Albaiges J. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in different sized aerosols over the Mediterranean Sea: occurrence and origin. *Atmos Environ.* 1987;21:2247-59.
 42. Stefanov K, Seizova K, Popova I, Petkov V, Kimenov G, Popov S: Effect of lead ions on the phospholipid composition in leaves of *Zea mays* and *Phaseolus vulgaris*. *J Plant Physiol.* 1995;147:243-6.
 43. Strachel R, Wyszowska J, Baćmaga M. Microbiome of soil contaminated with zinc. *J Elementol.* 2017;22(3):907-19.
 44. Tóth G, Stolbovoy V, Montanarella L. Soil Quality and Sustainability Evaluation – An Integrated Approach to Support Soil-Related Policies of the European Union. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities; 2007.
 45. Vazquez MD, Poschenrieder C, Barcelo J. Ultrastructural effects and localisation of low cadmium concentrations in bean roots. *New Phytol.* 1992;120:215-26.
 46. Viehweger K, Geipel G. Uranium accumulation and tolerance in *Arabidopsis halleri* under native versus hydroponic conditions. *Environ Exp Bot.* 2010;69:39-46.
 47. Wienhold BJ, Pikul JL, Liebig MA, Mikha MM, Varvel GE, Doran JW, Andrews SS. Cropping system effects on soil quality in the Great Plains: Synthesis from a regional project. *Renewable Agric Food Syst.* 2006;21:49-59.
 48. Wyszowska J, Boros-Lajszner E, Borowik A, Kucharski J, Baćmaga M, Tomkiel M. Changes in the microbiological and biochemical properties of soil contaminated with zinc. *J Elementol.* 2017;22(2):437-51.
 49. Yaqin J, Yinchang F, Jianhui W, Tan J, Zhipeng B, Chiqing D. Using geoaccumulation index to study source profiles of soil dust in China. *J Environ Sci.* 2008;20:571-78.
 50. Yunker MB, Macdonald RW, Vingarzan R, Mitchell RH, Goyette D, Sylvestre S. PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org Geochem.* 2002;33:489-515.
 51. Zhang GP, Fukami M, Sekimoto H. Genotypic differences in effects of cadmium on growth and nutrient compositions in wheat. *J Plant Nutr.* 2000;23:1337-50.