ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2014, № 9, с. 1145–1152

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.4:631.6.02

“ТРИАДНЫЙ” ПОДХОД К ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ ГОРОДСКИХ ПОЧВ*

© 2014 г. В. А. Терехова[1, 2], М. А. Пукальчик[1], А. С. Яковлев[1]

[1]Факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы

[2]Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, 119071, Москва, Ленинский пр., 33

e-mail: pukalchik.maria@gmail.com, vterekhova@gmail.com

Поступила в редакцию 15.10.2013 г.

К анализу образцов городских почв, в разной мере испытывающих влияние автотранспорта, применен метод триад (TRIAD approach), ранее предложенный Чапменом [22] для оценки риска загрязнения донных отложений. На его основе обобщены и формализованы в виде интегрального индекса состояния (**ИС**) почв данные химического анализа (тяжелые металлы, биогенные элементы, pH), биоиндикационные параметры сообществ микроорганизмов и результаты токсикологических исследований с помощью стандартизованных тест-организмов. Сравнение ИС на пробных площадках на разном удалении (5–200 м) от автотрассы в г. Киров (58.3729 с.ш. 49.3743 в.д./58.624722 с.ш. 49.628611 в.д.) показало, что экологическое состояние почв на наиболее приближенной к автотрассе площадке характеризуется как “нарушенное”, а на расстоянии 30–200 м – как “слабо нарушенное”. Интегральный индекс, рассчитанный на основе данных триады дисциплин (химии, экологии и токсикологии), при оценке экологического состояния урбаноземов представляется более полным по сравнению с индексами химического загрязнения почв *Zc* (по Саету) или индексами интегрального биологического показателя качества почв.

Ключевые слова: урбаноземы, тяжелые металлы, биотестирование, биоиндикация, интегральный индекс состояния.

DOI: 10.7868/S0032180X14090123

ВВЕДЕНИЕ

Ухудшающееся состояние городской среды – одна из наиболее острых проблем экологии. Негативные изменения в урбоэкосистемах обусловлены выбросами большого количества загрязняющих веществ, разными видами физических воздействий, нарушением целостности почвенного покрова, что влияет на способность городских почв выполнять экологические функции [5, 12, 15, 18]. Источниками экологического неблагополучия в крупных городах являются многообразные виды хозяйственной деятельности, среди которых важное место занимают транспортные системы.

В последние десятилетия в нашей стране уделяется большое внимание разработке подходов к оценке экологического состояния почв, основанной на диагностике изменений биогенных и абиогенных компонентов [3, 8, 9, 28, 29]. Важной проблемой остается поиск наилучших способов интегрирования данных экологического мониторинга [1, 4, 14, 16, 28]. Предложено немало схем расчета индексов состояния почв, значения которых сопоставляются с уровнями техногенной нагрузки и/или категориями качества окружающей природной среды [4, 7, 11, 19]. В мировой литературе в качестве надежного приема характеристики экологического риска при загрязнении природных сред отмечается триадный подход, основанный на методологии междисциплинарного уровня и учитывающий данные химических, биоиндикационных и токсикологических исследований [21–27]. Опыта его применения для оценки почв, тем более при исследовании урбоэкосистем России, явно недостаточно.

Цель данной работы заключалась в экологической оценке урбаноземов на основе метода триад.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились на территории Октябрьского района г. Киров, который, согласно

* Исследования поддержаны грантами РФФИ (12-04-01230а и 14-04-31293 мол_а) и Программы фундаментальных исследований Президиума РАН “Живая природа: современное состояние и проблемы развития”.

данным Росприроднадзора [10], относится к разряду неблагополучных. Источниками экологических проблем на исследуемой территории, наряду с химической и металлургической промышленностью, являются транспортные магистрали. В исследуемом районе наибольшую нагрузку от транспорта испытывает автотрасса Октябрьского проспекта.

Образцы урбаноземов, испытывающих аэротехногенную нагрузку, отбирали в мае 2010 и 2011 гг. с пробных площадок, расположенных по градиенту удаления от автотрассы. Всего исследовано пять площадок (со сходной травянисто-кустарничковой растительностью; размер каждой площадки 10 м^2. Образцы почв отбирались из верхних горизонтов (U1/A1) с глубины 0–20 см на расстоянии 5, 30, 50, 150 и 200 м (пробные площадки 1, 2, 3, 4 и 5, соответственно). Размер пробных площадок – 10 м^2. Исследуемые урбаноземы города исторически формировались на основе дерново-подзолистых почв. Наиболее удаленную от автотрассы площадку (6), расположенную в юго-западной части города на территории лесопарковой зоны как наименее подверженную техногенному воздействию, считали контрольной.

Камеральная обработка образцов почв проводилась с использованием химических, биоиндикационных и токсикологических методов.

Химические исследования включали определение pH водной вытяжки потенциометрическим методом; валовые формы тяжелых металлов (**ТМ**) Pb^{2+}, Ni^{2+}, Cr^{3+}, Cd^{2+} определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии согласно стандартным методикам (ПНД Ф 16.1:2:2.2.63-09, процедура извлечения валовых форм элементов соответствовала ПНД Ф 16.1:2.2:2.3:3.36-02); основные агрохимические показатели (NPK и C орг) исследовали общепринятыми в почвоведении методами.

Биотестирование проводили в условиях краткосрочных экспериментов с использованием тест-систем и организмов разных трофических уровней. В качестве тест-параметров у представителей продуцентов анализировали изменение длины корней проростков горчицы *Sinapis alba* по истечении 96 ч (согласно методикам ФР.1.31.2012.11560, ISO 11269-1) и изменение прироста численности клеток микроводорослей сценедемус *Scenedesmus quadricauda* за 72-часовую экспозицию (ФР.1.39.2007.03223, ISO 8692-1). В биотестах с использованием организмов, представляющих другую трофическую группу – консументов, оценивали выживаемость ракообразных *Daphnia magna* через 96 ч (ФР.1.39.2007.0322, ISO 7346-1) и простейших *Paramecium caudatum* через 24 ч (ФР.1.39.2006.02506). Влияние водных вытяжек из почв на представителей редуцентов оценивали по различиям в интенсивности биолюминесценции генномодифицированного штамма бактерий *Escherichia coli* в составе препарата “Эколюм” при их экспозиции 30 мин в контрольных и опытных пробах (ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04; ПНД Ф Т 16.1:2.3:3.8-04, аналогично ISO-11348-2).

Биоиндикационный анализ урбаноземов заключался в исследовании экологических параметров двух основных групп почвообитающих микроорганизмов:

– микромицетного комплекса почв: стандартным методом посева почвенной суспензии на среду Чапека; синэкологический анализ проводили по общей численности колониеобразующих единиц (**КОЕ**), числу видов, доле устойчивых к неблагоприятным факторам темнопигментированных видов грибов, индексам разнообразия (по Шеннону);

– бактериального комплекса почв: методом газовой хроматографии – масс-спектрометрии (**ГХ-МС**) по химическим компонентам жирнокислотного состава клеточных стенок [2, 20]; анализ проводили по числу видов бактерий, актиномицетов и актинобактерий, соотношению филогенетических типов прокариот в сообществе, индексам биоразнообразия (по Шеннону), определению долей анаэробных и факультативно анаэробных бактерий в сообществе.

Метод триад в оценке экологического состояния почв. Полученные экспериментальные данные о содержании загрязняющих веществ, токсичности для тест-организмов и биоиндикационные параметры микробных сообществ были сгруппированы по пробным площадкам и обработаны на основе триадного подхода [21]. Расчет индексов состояния по химическим, токсикологическим и биоиндикационным параметрам (ИСх, ИСт и ИСб, соответственно) включает три этапа: 1) сравнение полученных значений в исследуемых образцах с аналогичными показателями для фоновых проб; 2) выбор функции перевода в зависимости от степени отклонения от фоновых величин для каждого показателя; 3) вычисление суммарных показателей ИСх, ИСт и ИСб. Триадный подход в известной мере включает анализ функции “желательности” (по [4]), позволяющей произвести перевод натуральных значений химических, биологических и токсикологических показателей в единую безразмерную шкалу с четко фиксированными границами. Используемые формулы приведены в табл. 1.

Таблица 1. Формулы для расчета индексов состояния почв по химическим, токсикологическим и биоиндикационным показателям на основе метода триад (по [21])

Сравнение значений, полученных для загрязненных образцов, с фоновыми или нормативными	Расчет индексов состояния по i-му компоненту/показателю	Интегрирование данных по i-м компонентам/показателям в индекс состояния
Индекс состояния почв по химическим показателям (ИСх)		
$C_i \le C\ \text{фон}_i$	$\text{ИСх}_i = \dfrac{C_i}{C\ \text{фон}_i} \times 0.50$	$\text{ИСх} = \dfrac{\sum_{i=1}^{n} \text{ИСх}_i}{n}$
$C\ \text{фон}_i < C_i \le 10\ \text{ПДК}_i$	$\text{ИСх}_i = 0.5 + \left(\dfrac{C_i - C\ \text{фон}_i}{10\ \text{ПДК}_i - C\ \text{фон}_i}\right) \times 0.5$	
$10\ \text{ПДК}_i < C_i$	$\text{ИСх}_i = 1$	
Индекс состояния почв по токсикологическим показателям (ИСт)		
$\dfrac{\lvert T_i - T\ \text{фон}_i \rvert}{\text{Т фон}_i} \le 0.20$	$\text{ИСт}_i = 0$	$\text{ИСт} = \dfrac{\sum_{i=1}^{n} \text{ИСт}_i}{n}$
$0.20 < \dfrac{\lvert T_i - T\ \text{фон}_i \rvert}{T\ \text{фон}_i} \le 0.80$	$\text{ИСт}_i = \dfrac{\dfrac{\lvert T_i - T\ \text{фон}_i \rvert}{T\ \text{фон}_i} - 0.20}{0.80 - 0.20}$	
$0.80 < \dfrac{\lvert T_i - T\ \text{фон}_i \rvert}{T\ \text{фон}_i}$	$\text{ИСт}_i = 1$	
Индекс состояния почв по биоиндикационным показателям (ИСб)		
$\dfrac{\lvert \text{Б}_i - \text{Б фон}_i \rvert}{\text{Б фон}_i} = 0$	$\text{ИСб}_i = 0$	$\text{ИСб} = \dfrac{\sum_{i=1}^{n} \text{ИСб}_i}{n}$
$0 < \dfrac{\lvert \text{Б}_i - \text{Б фон}_i \rvert}{\text{Б фон}_i} \le 0.80$	$\text{ИСт}_i = \dfrac{\dfrac{\lvert \text{Б}_i - \text{Б фон}_i \rvert}{\text{Б фон}_i}}{0.80}$	
$0.80 < \dfrac{\lvert \text{Б}_i - \text{Б фон}_i \rvert}{\text{Б фон}_i}$	$\text{ИСб}_i = 1$	

Примечание. C_i – концентрация i-го химического показателя в пробе; $C\ \text{фон}_i$ – концентрация i-го химического показателя в фоне; T_i – значение тест-функции i-го биотеста в пробе; $T\ \text{фон}_i$ – значение в фоновом образце; Б_i – значение тест-функции i-го биоиндикатора в пробе; $Б\ \text{фон}_i$ – значение в фоновом образце; n – количество исследованных показателей.

При расчете интегрального индекса состояния по триаде показателей (химическим, токсикологическим и биоиндикационным) воспользовались “весовыми коэффициентами”, равными 1.0, 1.5 и 2.0:

$$\text{ИС} = \frac{1.0 \times \text{ИСх} + 1.5 \times \text{ИСт} + 2.0 \times \text{ИСб}}{1.0 + 1.5 + 2.0}. \quad (1)$$

Предложение Дагнино и соавт. [21] о присвоении повышенных “весовых коэффициентов” индексам ИСт и ИСб, соответственно, равных 1.5 и 2.0, обосновано тем, что биотические (токсикологические и биоиндикационные) показатели являются наиболее информативными для оценки устойчивого состояния экосистем и характеристики экологических функций почв как среды обитания живых организмов [28]. При этом полярные значения (от 0 до 1) соответствуют градациям “хорошо” и “плохо”, а промежуточные могут быть интерпретированы по принципу “чем больше индекс, тем больше отличие от фоновых/контрольных значений”, и, следовательно, тем хуже экологическое качество почв.

При статистической обработке результатов значимость различий средних величин оценивали с помощью однофакторного дисперсионного анализа с использованием критерия LSD-теста (группировки величин, обозначенные разными буквами, достоверно различаются) из программы Statistica 8.0, для построения графиков использовали программу Exsel из пакета программ Microsoft Office.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Оценка экологического состояния почв по химическим показателям. Интенсивное антропогенное воздействие

Таблица 2. Загрязнение тяжелыми металлами почв г. Киров на разноудаленных от автотрассы площадках (2010–2011 гг.)

№ пробной площадки	Расстояние от автотрассы, м	Валовые формы ТМ, мг/кг			
		Pb	Ni	Cr	Cd
1	5	422 ± 39 *a*	118 ± 23 *a*	278 ± 31 *a*	3 ± 0.3 *a*
2	30	94 ± 10 *b*	16 ± 6 *b*	60 ± 2 *b*	1.8 ± 0.2 *b*
3	50	130 ± 29 *b*	101 ± 6 *ac*	240 ± 28 *ac*	4 ± 0.1 *c*
4	150	269 ± 28 *d*	67 ± 10 *d*	226 ± 25 *c*	2.0 ± 0.4 *b*
5	200	297 ± 48 *d*	86 ± 9 *cd*	326 ± 40 *d*	0.5 ± 0.2 *d*
6	2000	75 ± 14 *b*	29 ± 5 *b*	59 ± 4 *b*	0.5 ± 0.4 *d*

Примечание. Величины с разными буквами отличаются достоверно (LSD test, $P < 0.05$) для каждого показателя.

Таблица 3. Влияние водных вытяжек из почвенных образцов на тест-функции биотестов (2010–2011 гг.)

№ пробной площадки	Значение тест-функций разных видов, % от таковой для фонового образца				
	S. alba, длина корней проростков растений	*S. quadricauda* прирост численности клеток микроводорослей	*D. magna*, кол-во выживших рачков	*P. caudatum* кол-во выживших инфузорий	*E. coli* интенсивность биолюминесценции бактерий
1	**33.3 ± 14.4** *a*	**42.0 ± 7.6** *a*	**30.2 ± 9.6** *ac*	**46.2 ± 3.3** *a*	**51.6 ± 9.8** *a*
2	78.0 ± 17.7 *b*	78.0 ± 12.8 *b*	**48.0 ± 9.9** *bc*	**20.0 ± 3.1** *b*	79.8 ± 3.8 *b*
3	60.4 ± 17.5 *abc*	54.3 ± 7.6 *a*	**33.8 ± 11.1** *cab*	**26.6 ± 2.4** *c*	67.9 ± 11.5 *b*
4	87.8 ± 19.6 *b*	53.2 ± 9.4 *a*	**33.4 ± 10.0** *abc*	**29.8 ± 2.9** *c*	71.1 ± 7.9 *b*
5	86.5 ± 11.6 *b*	**42.8 ± 6.5** *a*	**30.0 ± 9.8** *acf*	**15.8 ± 3.6** *b*	67.2 ± 4.0 *b*
6	100 ± 14.1 *bd*	100 ± 4.4 *c*	100 ± 2.2 *d*	100 ± 3.3 *d*	100 ± 7.1 *c*

Примечание. Величины с разными буквами отличаются достоверно (LSD test, $P < 0.05$) для каждого показателя. Жирным шрифтом выделены варианты, характеризующиеся как токсичные (значения тест-функций <50% от контроля).

определенно оказывает влияние на физико-химический комплекс почв. Как показано ранее [13], исследуемые почвы имеют слабощелочную реакцию почвенного раствора (pH водной вытяжки от 7.40 до 8.06) и нарушенные генетические горизонты. По гранулометрическому составу исследуемые почвы могут быть отнесены к разновидности средних суглинков, гор. A1 уплотнен.

Содержание органических веществ (С орг) в отобранных образцах по мере приближения к автотрассе увеличивалось от 3.50 до 4.69%. В почве с контрольной площадки содержание С орг равно 3.42%. Почвы характеризовались высокой обогащенностью подвижными формами фосфора (P_2O_5 от 268 до 345 мг/кг) и обменного калия (K_2O от 167 до 250 мг/кг), что может способствовать аккумуляции тяжелых металлов.

Важным фактором, влияющим на экологическое состояние городских почв, является загрязнение традиционными видами поллютантов – тяжелыми металлами. Их содержание варьировало в зависимости от расстояния и вида экотоксиканта (табл. 2).

Так, содержание Cd на пробных площадках 1–4 превышает региональное фоновое значение (0.66–1.11 мг/кг) более чем в два раза. (Региональные фоновые значения валовых форм тяжелых металлов для Кировской обл. приведены по [17]). В образцах с контрольной и пробной площадки 5 отмечено наименьшее количество кадмия. Содержание Ni в исследуемых почвах составляет 69.5 мг/кг при его региональном фоновом значении 40 мг/кг. Превышение регионального фона отмечено в почвах четырех пробных площа-

Таблица 4. Некоторые характеристики сообществ почвенных микроорганизмов (2010–2011 гг.)

№ пробной площадки	Грибы			Бактерии	
	общая численность, тыс. КОЕ/г почвы	доля темноокрашенных колоний	доля быстрорастущих колоний	доля актиномицетов и актинобактерий, % в сообществе	анаэробные и факультативно анаэробные бактерии, млн кл./г почвы
		% в сообществе			
1	176.7 ± 29.1 *a*	93.3 ± 6.2 *a*	4.2 ± 1.3 *a*	8 ± 0.4 *a*	55 ± 2.7 *a*
2	25.1 ± 4.6 *b*	19.2 ± 1.1 *bfg*	2.5 ± 0.8 *a*	1.8 ± 0.1 *b*	67 ± 3.3 *b*
3	14.7 ± 1.5 *b*	5.1 ± 1.6 *cd*	3.6 ± 0.5 *a*	2.7 ± 0.1 *c*	51 ± 2.5 *af*
4	25.7 ± 7.7 *b*	13.0 ± 6.5 *cf*	6.7 ± 1.2 *b*	1.9 ± 0.1 *b*	54 ± 2.7 *af*
5	24.3 ± 7.7 *b*	14.9 ± 5.6 *cfg*	9.1 ± 0.7 *c*	0.2 ± 0.1 *d*	88 ± 4.4 *c*
6	22.0 ± 3.2 *b*	5.8 ± 1.2 *df*	6.1 ± 1.1 *b*	13.3 ± 0.6 *f*	77 ± 3.8 *d*

Примечание. Величины с разными буквами отличаются достоверно (LSD test, $P < 0.05$) для каждого показателя.

док из шести. Содержание Pb в образцах, отобранных в непосредственной близости от автотрассы, в 9,8 раз превышает его региональное фоновое значение (43 мг/кг) и в 5.6 раз значения, полученные для контрольных проб. Повышенные относительно регионального фона и контроля концентрации Pb были отмечены также для пробных площадок 2–5. Содержание Cr в исследуемых почвах составляет 226 мг/кг, тогда как в образцах с контрольной площадки – 59 мг/кг. Превышение регионального фонового содержания Cr отмечено в почвах четырех пробных площадок из шести.

Таким образом, содержание проанализированных тяжелых металлов в урбаноземах г. Киров существенно отличаются от региональных фоновых значений для почв сельскохозяйственного и лесного назначения, отмеченных в литературе [17].

Оценка экологического состояния почв по токсикологическим показателям. При биотестировании загрязненных почв по реакции стандартизованных тест-культур на водные вытяжки из образцов выявлена токсичность. Во многих вариантах отличия от контроля составили 50% (табл. 3). При этом выраженное уменьшение токсичности с удалением от автотрассы показано лишь для тест-функций проростков высших растений. Следует подчеркнуть, что почва с пробной площадки 1 оказала заметное ингибирующее воздействие на тест-функции во всех пяти тест-системах. Образцы, отобранные с других площадок, вызывали подавление тест-функций, как минимум в двух биотестах, что позволяет относить их к разряду небезопасных.

Оценка экологического состояния почв по биоиндикационным показателям. Биоразнообразие микроорганизмов в образцах урбаноземов исследовали по структурным параметрам сообществ микромицетов, бактерий, актиномицетов и актинобактерий.

Некоторые характеристики микромицетного и бактериального сообществ представлены в табл. 4. Выявлен 21 вид культивируемых микромицетов, способных расти на агаризованной питательной среде Чапека. В образцах было представлено от 4 до 7 видов грибов. Доминировали по частоте встречаемости стерильные формы грибов (частота встречаемости 100%). Широко представлены

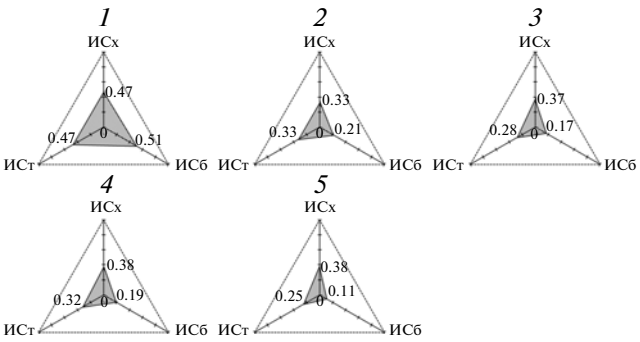

Рис. 1. Графическое отображение результатов оценки экологического состояния урбаноземов с применением метода триад (значения по осям ИСх, ИСб, ИСт соответствуют индексам состояния урбаноземов, рассчитанным по химическим, биоиндикационным и токсикологическим данным, соответственно; *1–5* номера пробных площадок; площадь темного треугольника отражает степень нарушенности почв; 0 – “фоновое” состояние).

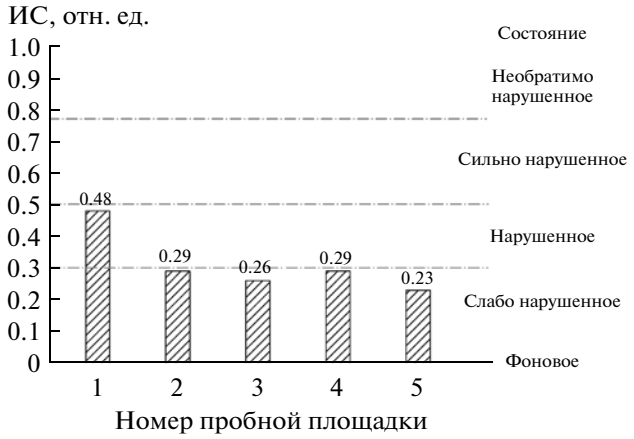

Рис. 2. Интегральный индекс, рассчитанный с помощью метода триад, и состояние почв на пробных площадках (по [19]).

были темноокрашенные виды микромицетов, причем наиболее часто отмечался *Clonostachys rosea* (частота встречаемости 80%).

На фоне невысокой общей численности КОЕ микромицетов на пробных площадках 2–6 наиболее заметны были изменения в микромицетном сообществе почв с пробной площадки 1, выражающиеся в значительном увеличении доли меланизированных (темноокрашенных) форм. Полученные данные подтверждают биоиндикационную значимость меланизированных форм микромицетов при выявлении загрязнения почв тяжелыми металлами [16, 28].

Таксономическое разнообразие бактерий в почве контрольной площадки намного беднее, чем в образцах, отобранных на разном удалении от автотрассы. В почве с контрольной площадки (с пробной площадки 6) насчитывали 23 вида бактерий из 17 родов, тогда как в почве с пробной площадки 1 выявлено 37 видов из 28 родов. Учитывая, что в почвах пробных площадок 1–5 наблюдали увеличенное количество валовых форм Pb, Ni и Cr, можно предположить, что эта группа микроорганизмов остается довольно устойчивой по показателю общей численности к воздействию избыточного количества этих токсикантов.

В таксономической структуре актиномицеты и актинобактерии исследованных почв были представлены пятью родами: *Rhodococcus, Pseudonocardia, Streptomyces, Nocardia, Actinomadura*. В почве с контрольной площадки суммарное содержание актинобактерий и актиномицетов в составе сообщества микроорганизмов было наиболее высоким по сравнению с загрязненными участками (13.3% в фоновой почве и 2.5–8% на загрязненных участках). Очевидно, что регулирующим фактором изменения общей численности актиномицетов и актинобактерий является загрязнение проб. Известно также, что актиномицеты лучше развиваются в почвах с нейтральной реакцией и богатых органическими веществами [6]. Этим характеристикам в большей степени соответствует почва с контрольной площадки.

Комплексная экологическая оценка состояния почв с использованием метода триад. В целях обобщения полученных данных воспользовались методом триад [21]. На рис. 1 представлены результаты оценки экологического качества почв на изученных пробных площадках по химическим, токсикологическим и биоиндикационным данным.

Диапазон значений интегрального индекса состояния, рассчитанного методом триад, разделили на пять категорий согласно [4], которые сопоставили со степенью антропогенной нагрузки на почвы и характеристикой экологического состояния согласно [19] (табл. 5). Интегральные индексы состояния почв, рассчитанные по формуле 1, представлены на рис. 2.

Почва с пробной площадки 1, наиболее приближенной к автотрассе, характеризующаяся *нарушенным состоянием,* отнесена к третьей категории качества. Почвы с другие площадок, расположенных на большем удалении от нее, характеризующиеся как *слабо нарушенные*, отнесены ко второй категории качества.

Таблица 5. Соответствие интегрального индекса экологического состояния, определенного на основе метода Триад, категориям качества почв (по [4]), степени нагрузки и характеристике экологического состояния (по [19])

Значение ИС	Категория качества почвы	Степень нагрузки	Характеристика экологического состояния почвы
ИС = 0	I	Допустимая	Фоновое
0 ≤ ИС ≤ 0.30	II	Низкая	Слабо нарушенное
0.30 < ИС ≤ 0.50	III	Средняя	Нарушенное
0.50 < ИС ≤ 0.79	IV	Высокая	Сильно нарушенное
0.79 < ИС ≤ 1	V	Очень высокая	Необратимо нарушенное

Таблица 6. Варианты ранжирования шкал для оценки экологического состояния почв и соответствующей техногенной нагрузки (по данным различных источников)

Критерии оценки уровня нагрузки и прогнозируемого экологического состояния		Значения показателя					Источник информации
Оценочные шкалы	Диапазоны критических нагрузок по химическим данным, доли единиц	0–0.21	0.21–0.50	0.50–0.79	0.79–1	1	[4]
	Балл потери качества почв, %	0–5	6–20	21–40	41–70	71–100	[19]
	Степень снижения интегрального биологического показателя качества почв, %	0–5		6–10	11–25	26–100	[7]
	Значение ИС по методу триад	0	0–0.30	0.30–0.50	0.50–0.79	0.79–1	
Ожидаемое экологическое состояние	Характеристика состояния почвы, соответствующая ИС по методу триад	Фоновое	Слабо нарушенное	Нарушенное	Сильно нарушенное	Необратимо нарушенное	[19]
	Уровень техногенной нагрузки	Условно нулевой	Низкий	Средний	Высокий	Катастрофический	[19]
	Показатели состояния окружающей природной среды	Удовлетворительная экологическая ситуация			Чрезвычайная экологическая ситуация	Экологическое бедствие	[19]

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Как известно, современные подходы к экологической оценке почв основаны большей частью на результатах аналитического контроля химических веществ в окружающей среде. В значительной степени это обусловлено сложностью анализа состояния биоты и формализации данных, получаемыми разными методами. В отличие от почв, находящихся под импактным воздействием точечных источников, в урбаноземах малых городов химическими анализами не выявляются катастрофические уровни загрязнения. Определенную ценность в этой связи приобретают данные биологических исследований, поскольку именно реакции отдельных живых организмов и состояние биотических сообществ дают представление об экологическом качестве биоценозов и устойчивом функционировании почв.

Показаны возможности метода триад при комплексной оценке экологического состояния почв. Преимущество заключается в формализации данных о реакциях живых объектов в биотестах, биоиндикационных изменениях натурных сообществ микроорганизмов и сведений о химическом загрязнении в обобщенный (интегральный) индекс экологического состояния.

Нами предпринята попытка определить место интегрального индекса состояния почв на основе триады данных (химии, экологии и токсикологии) с имеющимся опытом ранжирования значений показателей их качества. В табл. 6 приведены некоторые оценочные шкалы из российских источников [4, 7, 19] характеризующие экологическую обстановку в тех или иных биотопах при разных уровнях техногенной нагрузки.

Интегральный индекс, рассчитанный методом триад, в оценке экологического состояния урбаноземов представляется более взвешенным и полным, по сравнению, например, с индексами химического загрязнения почв Zc (по Саету) или индексами интегрального биологического показателя качества почв по [7].

Благодарность. Авторы выражают признательность проф. Н.В. Верховцевой и Т.А. Семеновой за помощь в работе.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Булгаков Н.Г.* Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов // Успехи современной биологии. 2002. Т. 122. № 2. С. 115–135.
2. *Верховцева Н.В., Осипов Г.А.* Метод газовой хроматографии-масс-спектрометрии в изучении микробных сообществ почв агроценозов // Проблемы агрохимии и экологии. 2008. № 2. С. 51–54.

3. *Виноградов Б.В., Орлов В.П., Снакин В.В.* Биотические критерии выделения зон экологического бедствия России // Изв. РАН. Сер. геогр. 1993. № 5. С. 77–89.

4. *Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонтов М.Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ "Наука", 1994. 280 с.

5. *Добровольский Г.В., Никитин Е.Д.* Экологические функции почвы. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986. 136 с.

6. *Звягинцев Д.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М., Полянская Л.М.* Разнообразие грибов и актиномицетов и их экологические функции // Почвоведение. 1996. № 6. С. 705–713.

7. *Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф.* Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований. Ростов-на-Дону: Изд-во Ростовского ун-та, 2003. 202 с.

8. *Левич А.П., Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Милько Е.С.* Методические проблемы анализа экологических данных и пути их решения: метод локальных экологических норм // Докл. по экологическому почвоведению. 2013. Вып. 18. № 1. С. 9–22.

9. *Опекунов А.Ю.* Экологическое нормирование и оценка воздействия на окружающую среду. СПб.: Изд-во СПбГУ, 2006. 261 с.

10. О состоянии окружающей среды Кировской области в 2010 году (Региональный доклад) / Под общ. ред. Албеговой А.В. Киров: ООО Типография "Старая Вятка", 2011. 185 с.

11. *Попутникова Т.О., Терехова В.А.* Установление зоны влияния полигона твердых бытовых отходов на почвы по структурно-функциональным изменениям микробных сообществ // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2010. № 2. С. 51–54.

12. Почва, город, экология / Под ред. Добровольского Г.В. М.: Фонд "За экономическую грамотность", 1997. 320 с.

13. *Пукальчик М.А., Терехова В.А.* Экотоксикологическая оценка городских почв и детоксицирующего эффекта нанокомпозиционного препарата // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2012. № 4. С. 26–31.

14. *Рисник Д.В., Беляев С.Д., Булгаков Н.Г., Левич А.П.* Подходы к нормированию качества окружающей среды. Законодательные и научные основы существующих систем экологического нормирования // Успехи современной биологии. 2012. Т. 132. № 6. С. 531–550.

15. *Строганова М.Н., Прокофьева Т.В., Прохоров А.Н., Лысак Л.В., Сизов А.П., Яковлев А.С.* Экологическое состояние городских почв и стоимостная оценка земель // Почвоведение. 2003. № 7. С. 867–875.

16. *Терехова В.А.* Значение микологических исследований в экологическом контроле почв // Почвоведение. 2007. № 5. С. 643–648.

17. *Шихова Л.Н.* Содержание и динамика тяжелых металлов в почвах Северо-Востока европейской части России. Автореф. дис. ... докт. с.-х. н. Киров, 2005. 43 с.

18. Экологические функции городских почв / Отв. ред.: Курбатова А.С., Башкин В.Н. Смоленск, 2004. 232 с.

19. *Яковлев А.С., Макаров О.А.* Экологическая оценка, экологическое нормирование и рекультивация земель: основные термины и определения// Использование и охрана природных ресурсов в России. 2006. № 3(87). С. 64–70.

20. *Frostegard A., Tunlid A., Baath E.* Microbial biomass measured as total lipid phosphate in soils of different organic content // J. of microbiological methods. 1991. V. 14. № 3. P. 151–163. DOI: 10.1016/0167-7012(91)90018-l

21. *Dagnino A., Sforzini S., Dondero F., Fenoglio S., Bona E., Jensen J., Viarengo A.* A "Weight-of-Evidence" approach for the integration of environmental ''Triad'' data to assess ecological risk and biological vulnerability // Integr. Environ. Assess. Manage. 2008. № 4. P. 314–326.

22. *Chapman P.A.* Decision making framework for sediment assessment developed for the Great Lakes // Human and Ecological Risk Assessment. 2002. V. 8. № 7. P. 1641–1655.

23. *Linkov I., Satterstrom F.K., Kiker G., Batchelor C., Bridges T., Ferguson E.* From comparative risk assessment to multi-criteria decision analysis and adaptive management: recent developments and applications // Environ Int. 2006. V. 32(8). P. 1072–1093.

24. *Long E.R., Chapman P.M.* A Sediment Quality Triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound // Mar. Pollut. Bull. 1985. № 16. P. 405–415.

25. *Ribé V., Auleniusa E., Nehrenheima M., Martellb U., Odlarea M.* Applying the Triad method in a risk assessment of a former surface treatment and metal industry site // J. of Hazardous Materials. 2012. V. 207–208. № 15. P. 15–20.

26. *Rutgers M., Den Besten P.* Approach to legislation in a global context, B. The Netherlands perspective – soils and sediments / Eds.: K.C. Thompson, K. Wadhia, A.P. Loibner. Environmental toxicity testing. Oxford, UK: Blackwell Publishing CRC Press, 2005. P. 269–289.

27. *Semenzin E., Critto A., Rutgers M., Marcomini A.* Integration of bioavailability,ecology and ecotoxicology by three lines of evidence into ecological risk indexes for contaminated soil assessment // Sci. Total Environ. 2008. № 389. P. 71–86.

28. *Terekhova V.A.* Soil bioassay: Problems and approaches // Eurasian Soil Science. 2011. V. 44. № 2. P. 173–179. DOI: 0.1134/S1064229311020141.

29. *Yakovlev S.A., Kaniskin M.A., Terekhova V.A.* Ecological evaluation of atificial soils treated with phosphogypsum // Eurasian Soil Science. 2013. V. 46. № 6. P. 697–703. DOI: 10.1134/S1064229313060124.