

## Диагностика локального загрязнения урбанозёмов в районах автозаправочных станций

© 2017. А. С. Олькова, к. т. н., доцент, Н. М. Зимонина, к. б. н., доцент,  
Е. И. Лялина, ассистент, В. Р. Бобрецова, магистрант,  
Вятский государственный университет,  
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, 36,  
e-mail: morgan-abend@mail.ru

Представлены данные об уровнях локального загрязнения вблизи автозаправочных станций нефтепродуктами (НП) и тяжёлыми металлами (ТМ). Содержание НП варьировало от  $520 \pm 130$  до  $4820 \pm 100$  мг/кг, что значительно выше уровня накопления НП в почвах транспортной зоны городов. Накопление ТМ оказалось сопоставимо с аналогичным загрязнением вблизи автомагистралей. Превышения нормативов установлены только для валовой формы цинка – 1,7 ПДК и его подвижной формы – 1,4 ПДК. Острой токсичности в биотестах по *Paramecium caudatum*, *Ceriodaphnia affinis* и тест-системе «Эколюм» не выявлено. Установлена хроническая токсичность проб урбанозёмов по показателям смертности (до 85%) и снижения плодовитости *Ceriodaphnia affinis*. Плодовитость рачков в водных вытяжках из большинства проб урбанозёмов была угнетена в 2–3 раза по сравнению с контрольной средой. Часть рачков не смогли оставить потомство. При альгологическом анализе наблюдали низкую численность зелёных и диатомовых водорослей (1,1–5,5 и 1,2–19,8 тыс. клеток/г пробы соответственно), доминировали цианобактерии (до  $748 \pm 10$  тыс. клеток/г пробы). По биомассе цианобактерии также преобладали. Выявлена смена доминантов почвенных фототрофов: с зелёных водорослей, преобладающих в естественных биогеоценозах изучаемой широты на устойчивые виды цианобактерий. Доминировали устойчивые к перенесению экстремальных экологических условий цианобактерии и водоросли, принадлежащие к C-, P- и M-жизненным формам. В результате в качестве информативных биодиагностических характеристик урбанозёмов АЗС предлагается оценка хронической токсичности по смертности и плодовитости *Ceriodaphnia affinis* и количественный альгологический анализ.

**Ключевые слова:** урбанозёмы, нефтепродукты, тяжёлые металлы, биотестирование, *Ceriodaphnia affinis*, альгоиндикация.

## Diagnostics of local pollution of urbanozem in the areas of petrol stations

A. S. Olkova, N. M. Zimonina, E. I. Lyalina, V. R. Bobretsova,  
Vyatka State University,  
36 Moskovskaya St., Kirov, Kirov region, Russia, 610000,  
e-mail: morgan-abend@mail.ru

The data are presented on the levels of local pollution near gas stations with oil products (OP) and heavy metals (HM). The content of OP ranged from  $520 \pm 130$  to  $4820 \pm 100$  mg/kg, which is significantly higher than the level of OP accumulation in the soils of city highway area. HM accumulation was about the same to pollution with HM near highways. Only the amount of zinc was over the accepted level: gross form of zinc – 1.7 MPC (maximum permissible concentration), mobile form of zinc – 1.4 MPC. Acute toxicity in the bioassays with *Paramecium caudatum*, *Ceriodaphnia affinis*, and test-system «Ekolyum» have not been identified. Chronic toxicity was found in urban soils as for mortality (85%) and fertility reducing of *Ceriodaphnia affinis*. Fertility of Daphne in water extracts in the most samples of urban soil was two times inhibited as compared with control. Some crustaceans were not able to have posterity. Algological analysis has shown a low number of green algae and diatoms (1.1–5.5 and 1.2–19.8 thousand cells/g of the sample, respectively), cyanobacteria dominated ( $748 \pm 10$  thousand cells/g of the sample). Cyanobacteria also prevailed in biomass. A change in dominants of soil phototrophs was found out: while in natural biogeocenoses of the latitude under study green algae prevail, here sustainable species of cyanobacteria. Cyanobacteria and algae belonging to C-, P- and M-life forms, which are resistant to extreme conditions of habitat, prevailed. As a result, chronic toxicity assessment of mortality and fertility of *Ceriodaphnia affinis* and quantitative algological analysis are suggested as informative bio-diagnostic characteristics of urban soils of gas stations.

**Keywords:** urban soils, petroleum products, heavy metals, biological testing, *Ceriodaphnia affinis*, algoindication.

В современных городах концентрируется всё большая часть населения многих стран. Известно, что экологические риски городской среды с каждым годом возрастают. Среди негативных антропогенных воздействий, свойственных любому городу, можно выделить загрязнения, связанные с автотранспортом [1]. Увеличение автомобильного парка ведёт к росту сервисного обслуживания автотранспорта и увеличению сети автозаправочных станций (АЗС). Высокая концентрация автомобилей, проливы топлива, испарение летучих фракций нефтепродуктов приводят к формированию локального загрязнения городской среды [2]. Большая часть аэрозольного нефтяного загрязнения оседает на территории автозаправки, загрязняя прилегающие урбаноzoneмы [3].

Экологическая обстановка вблизи АЗС усугубляется поступлением загрязняющих веществ от автомобилей, находящихся на территориях заправочных станций и движущихся по ближайшим автомагистралям. Автомобильный транспорт в этом случае может стать источником загрязнения как нефтепродуктами, так и тяжёлыми металлами (ТМ).

Целью нашей работы было исследование локального загрязнения урбаноzoneмов на территории автозаправочных станций и оценка их экологического статуса методами биодиагностики (на примере г. Кирова, Кировская область).

### Материалы и методы

Участками исследования служили территории вблизи четырёх АЗС, расположенных в черте города. АЗС относились к разным производителям автомобильного топлива, при этом предлагали покупателям одинаковые марки бензина и дизельного топлива. Районы расположения АЗС были выбраны по двум критериям:

- две АЗС были выбраны на выездах из города (АЗС-1; АЗС-2).
  - АЗС-3 и АЗС-4 располагались в районах с плотными непрерывными потоками автотранспорта.
- На территории АЗС отбирали пробы почв:
- на газонах, отделяющих АЗС от автомагистралей;
  - на площадках АЗС, свободных от твёрдого покрытия;
  - за пределами асфальтированной площадки АЗС, в противоположной стороне от автодороги.

Пробы урбаноzoneмов для биотестирования и химического анализа отбирали методом конверта с глубины 0–15 см согласно ГОСТу

17.4.4.02-84. Определение содержания НП проводили методом инфракрасной спектроскопии на приборе «КН-2М» по ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Определение массовых долей валовых и подвижных форм металлов (меди, кадмия, свинца и цинка) проводили атомно-абсорбционным методом по ФР.1.31.2012.135739. Токсичность проб определяли по показателям гибели и плодовитости *Ceriodaphnia affinis* (ФР.1.39.2007.03221), изменению хемотаксической реакции инфузорий *Paramecium caudatum* (ФР.1.39.2015.19243) и изменению биолюминесценции бактериального препарата «Эколюм» (ПНД ФТ 14.1:2.3:4.11-04).

В качестве характеристик сообществ почвенных микрофототрофов определяли количественные показатели альгогруппировок урбаноzoneмов (численность и биомассу водорослей) [4]. Количественные показатели пересчитывались на абсолютно сухой вес грунта [5].

### Результаты и их обсуждение

Поскольку утверждённого норматива содержания НП в почвах нет, для оценки уровня загрязнения почв нефтепродуктами использовали условно фоновое их содержание для районов, не ведущих добычу нефти (40 мг/кг) [6]. Кроме того, установленное содержание нефтепродуктов оценивали в соответствии с Письмом Минприроды РФ № 04-25, Роскомзема № 61-5678 от 27.12.93 «О порядке определения размеров ущерба от загрязнения земель химическими веществами» (1993), позволяющих провести градацию степени загрязнения урбаноzoneмов НП (табл. 1).

Для определяемых нами массовых концентраций ТМ (цинк, свинец, медь, кадмий) действуют экологические нормативы [7]. Приводим кратность установленного валового и подвижного содержания ТМ нормативам в случае, если значение превышало 0,5 (табл. 1).

Содержание кадмия во всех анализируемых пробах было ниже 0,5 ПДК, что вполне закономерно: накопление этого металла не связано с общепромышленными и транспортными выбросами, чаще всего приурочено к специализированным производствам металлургической отрасли [8].

Содержание валовых и подвижных форм меди и свинца не превышает установленных нормативов ни на одной из АЗС. Однако в нескольких пробах массовые концентрации близки к критическому уровню. Например, в пробах, отобранных вблизи АЗС-2, наблюдается относительно высокое содержание меди и свинца, причём не только валовых, но и подвижных форм,

Таблица 1

Содержание тяжёлых металлов и нефтепродуктов в урбанозёмах территорий АЗС г. Кирова

Вариант		Показатели ТМ		Показатели НП		Уровень загрязнения НП**	
		кратность ПДК (валовая форма)	кратность ПДК (подвижная форма)	содержание НП, мг/кг	кратность УФС*, раз		
На выезде из города	АЗС-1	Газон у дороги	Zn 0,5	Zn 0,6	1010±250	25,2	низкий
		Газон на АЗС	–	–	1800±450	45,0	низкий
		Газон за пределами АЗС	–	–	1070±270	26,7	низкий
	АЗС-2	Газон у дороги	Zn 0,8 Pb 0,7 Cu 0,7	Zn 0,8 Pb 0,9 Cu 0,6	3970±990	99,2	высокий
		Газон на АЗС	Zn 0,9 Cu 1,0	Zn 0,8 Pb 0,6 Cu 0,7	1840±460	46,0	низкий
		Газон за пределами АЗС	–	–	520±130	13,0	допустимый
В центре города	АЗС-3	Газон у дороги	Zn 0,9	Zn 1,1	3550±890	88,7	высокий
		Газон на АЗС	Zn 0,5 Cu 0,5	Zn 0,9	4820±100	120,5	высокий
		Периферия АЗС	Zn 1,5 Pb 0,8	Zn 1,4	3920±980	98,0	высокий
	АЗС-4	Газон у дороги	Zn 1,7	–	1100±270	27,5	низкий
		Газон на АЗС	Zn 1,0	Zn 0,7	1570±390	39,2	низкий
		Газон за пределами АЗС	Zn 1,0	Zn 0,6	810±200	20,2	допустимый
Условно фоновое содержание НП для районов, не ведущих добычу нефти [6]		–	–	40	1	–	

Примечание: \* – условно фоновое содержание, прочерк обозначает, что показатель не превышает установленных нормативов.

оказывающих прямое токсическое действие на обитателей почв.

Вблизи всех АЗС наблюдается накопление цинка. При этом в пробах с АЗС, расположенных на окраине города, его массовые концентрации ниже: максимум для валовой формы – 0,9 ПДК, для подвижных форм – 0,8 ПДК. Эти же максимальные показатели для проб с АЗС в центре города составили соответственно 1,7 и 1,4 установленных нормативов. Полученные данные свидетельствуют не только о накоплении соединений цинка, но также об их нахождении в урбанозёмах в виде подвижных форм. Эта особенность объясняется свойствами поллютанта. Доказано, что цинк связывается с органическим веществом почвы неспецифически, что приводит к его большей подвижности по сравнению со свинцом и медью [9].

Анализ содержания ТМ в урбанозёмах вблизи АЗС показал, что локально в экологически значимых пределах обнаруживаются соединения меди и свинца, однако накопление не пре-

вышает установленных нормативов. Валовые и подвижные формы цинка обнаруживаются на всех участках исследования, причём вблизи АЗС в центре города встречается превышение нормативов. Накопление в городских почвах соединений меди, свинца и цинка может быть связано с автотранспортом [10].

Анализ содержания НП в урбанозёмах АЗС показал тенденцию их значительного накопления по сравнению с почвами районов, не ведущих добычу нефти [6]. Превышения условно фонового содержания НП на удалённых от центра города АЗС варьировало от 13,0 до 99,2 раза, на участках АЗС вблизи оживлённых трасс этот диапазон был в пределах 20–120 раз. Ранжирование уровней загрязнения в соответствии с рекомендациями Минприроды РФ показало, что высокий уровень загрязнения НП наблюдается как в центре, так и на окраине города. Следовательно, причина создавшегося уровня загрязнения НП – деятельность АЗС. Этот вывод подтверждают данные полученные

нами ранее. При исследовании загрязнения различных функциональных зон г. Кирова в почвах, приуроченных к крупным автотранспортным развязкам, максимальный уровень содержания НП был  $270 \pm 21$  мг/кг, что в 2 раза ниже, чем в самой «чистой» пробе с АЗС [11].

Таким образом, локальное загрязнение урбанозёмов вблизи АЗС формируется в основном нефтепродуктами. Накопление ТМ вблизи АЗС связано с автотранспортом.

Токсикологические характеристики образцов урбанозёмов исследовались с помощью *Ceriodaphnia affinis* Lillieborg, *Paramecium caudatum* Ehrenberg, бактерий тест-системы «Эколюм».

Острой токсичности проб не выявлено. Низкая чувствительность экспресс-биотестов встречалась нами ранее [12]. Чаще всего такой феномен для признанных в практике биотестирования тест-организмов наблюдается при тестировании почвенных вытяжек или природных вод, содержащих растворенное органическое вещество. Происходящие в этом случае физико-химические процессы «маскируют» загрязнение через снижение биодоступности токсикантов [13].

Наиболее интересные результаты были получены в биотесте по ответным реакциям *C. affinis*, позволяющим оценивать не только острую, но и хроническую токсичность по показателю плодовитости особей (табл. 2).

Пробы урбанозёмов с 3 из 4 исследованных АЗС г. Кирова угнетали способность *C. affinis* к размножению, а также вызывали гибель взрослых особей в течение эксперимента. При минимальных значениях плодовитости (0,2 особи на самку и т.п.) не все взрослые особи смогли принести потомство. В ходе эксперимента отмечалось также влияние водных вытяжек из образцов на морфологию рачков: особи приобретали прозрачный вид, в выводковых камерах отсутствовали яйца, рачки становились малоподвижными. Коэффициент корреляции Пирсона ( $r$ ) между показателями плодовитости и содержанием НП в образцах оказался равен  $- (0,45)$ , что говорит о слабой обратной зависимости. Невысокий коэффициент корреляции свидетельствует о наличии комплексного загрязнения, влияющего на состояние тест-организмов.

Далее был проведён количественный альгологический анализ исследуемых образцов с территорий АЗС, отличавшихся наибольшим уровнем загрязнения.

Результаты исследований численности и биомассы почвенных водорослей и цианобактерий (ЦБ) показали широкий диапазон варьирования этих биоиндикационных показателей (рис.).

Численность клеток водорослей в почве колебалась в диапазоне от 3 до 758 тыс. клеток в 1 г почвы, биомасса – от 0,01 до 0,61 г/м<sup>2</sup>.

Таблица 2

Оценка степени токсичности по показателям гибели и плодовитости *Ceriodaphnia affinis*

Вариант		№ точек отбора проб (т.о.)	Результаты биотестирования почвенных вытяжек в эксперименте				
			смертность особей; %		плодовитость, шт./ 1 самку	наличие токсичности	
			через 48 час	через 12 сут		ОТД	ХТД
Контроль			0	0	$20,4 \pm 0,04$	–	–
На выезде из города	АЗС-1	Газон у дороги	0	15	$8,7 \pm 0,58^*$	пробы не обладали ОТД	пробы обладали ХТД
		Газон на АЗС	0	15	$8,2 \pm 0,36^*$		
		Периферия АЗС	0	40	$7,3 \pm 1,65^*$		
	АЗС-2	Газон у дороги	0	65	$0,2 \pm 0,01^*$		
		Газон на АЗС	0	50	$2,3 \pm 0,22^*$		
		Периферия АЗС	0	40	$1,2 \pm 0,01^*$		
В центре города	АЗС-3	Газон у дороги	5	85	$1,8 \pm 0,18^*$	пробы не обладали ОТД	не обладали ХТД
		Газон на АЗС	0	35	$4,0 \pm 1,16^*$		
		Периферия АЗС	0	5	$9,4 \pm 0,36^*$		
	АЗС-4	Газон у дороги	0	0	$20,4 \pm 2,59$		
		Газон на АЗС	0	0	$20,0 \pm 0,36$		
		Периферия АЗС	0	0	$27,9 \pm 2,59$		

Примечание: ОТД – острое токсическое действие; ХТД – хроническое токсическое действие; \* – опытные значения достоверно отличаются от контрольных.

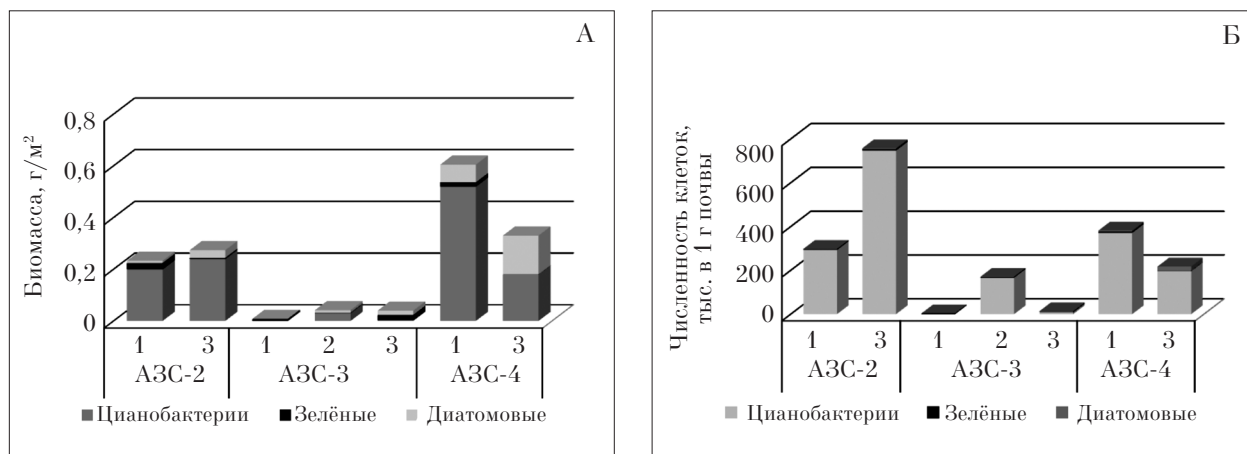


Рис. Показатели биомассы и численности почвенных фототрофов в пробах урбаноэмов с территориях АЗС: А – биомасса (г/м<sup>2</sup>); Б – численность (тыс. клеток в 1 г почвы); 1 – газоны у дороги; 2 – газон на АЗС; 3 – газон за пределами АЗС

На всех исследованных участках по численности доминировали безгетероцистные ЦБ, составляя до 98% от общей численности клеток почвенных фототрофов. Это значительно отличает урбаноэмы от естественных биогеоценозов средней и южной тайги, где на суходольных лугах и в экотопах с сомкнутым растительным покровом преобладают зелёные водоросли, ЦБ обычно занимают второе место [14].

Доминирование ЦБ, установленное для зон локального загрязнения АЗС, согласуется с общими закономерностями, описанными в литературе. Показано значительное видовое разнообразие ЦБ в транспортной зоне городов [15].

При анализе разнообразия фототрофов установили, что наибольшего развития в урбаноэмах вблизи АЗС достигают виды рода *Phormidium*. Эти ЦБ относятся к Р-жизненной форме, представители которой обычно тяготеют к голым участкам минеральной почвы и устойчивы к экстремальным условиям среды благодаря свойствам протопласта [16].

Наибольшие значения биомассы водорослей отмечены на участках АЗС-4, где наблю-

дался низкий и допустимый уровень содержания нефтепродуктов в почвах. Минимальные значения биомассы установлены для наименее озеленённой и максимально загрязнённой НП и ТМ территории АЗС-3. Так, вблизи этой станции на газоне у автомагистрали биомасса водорослей составила всего 0,01 г/м<sup>2</sup>.

Анализ образцов, отобранных в центре АЗС и на газонах у автодорог, показал, что в структуру биомассы фототрофов вклад ЦБ здесь также был существенным (табл. 3). Ситуация меняется на периферии площадок АЗС: ЦБ уступают место диатомовым (на АЗС-4 – 44%) и зелёным (АЗС-3 – 52%) водорослям, что может быть связано с увеличением проективной площади покрытия высшими растениями на данных участках и сменой их видового состава. При разреженном растительном покрове, например, на АЗС-2, ЦБ продолжали играть ведущую роль и на периферии станции. Полученные нами данные соответствуют минимальным значениям численности клеток водорослей для транспортной зоны г. Кирова [17].

Таблица 3

Состав доминантов альгогруппировок на территориях АЗС г. Кирова

Участок отбора проб		Доминирующие виды
АЗС-2	Газон у дороги	<i>Phormidium autumnale</i> (Ag.) Gom.
	Газон за пределами АЗС	<i>Phormidium autumnale</i> (Ag.) Gom.; <i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. var. <i>amphioxys</i>
АЗС-3	Газон у дороги	<i>Chlorococcum</i> sp.
	Газон на АЗС	<i>Microcoleus vaginatus</i> (Vauch) Gom.; <i>Chlamydomonas</i> sp.
	Газон за пределами АЗС	<i>Plectonema boryanum</i> Gom.; <i>Chlorococcum</i> sp.
АЗС-4	Газон у дороги	<i>Microcoleus vaginatus</i> (Vauch) Gom.
	Газон за пределами АЗС	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. var. <i>amphioxys</i> ; <i>Phormidium formosum</i> (Bory ex Gom.) Anagn. et Kom.

Наряду с изменениями количественных показателей на исследованных участках наблюдалась смена доминантов альгогруппировок (табл. 3).

На газонах в центре АЗС в составе доминантов присутствуют *Microcoleus vaginatus* (Vauch) Gom. и *Chlamydomonas* sp. Это водоросли, принадлежащие к М- и С- жизненным формам, способные образовывать значительное количество слизи, что защищает их от токсического воздействия тяжёлых металлов [18]. Также к доминантам с известной устойчивостью к воздействию ТМ можно отнести ЦБ *Plectonema boryanum* Gom. [19]. Показано, что данный вид способен доминировать в сообществе водорослей угольных отвалов с повышенным содержанием соединений цинка (40–50 мг/кг) и никеля (50 мг/кг) [20].

На периферии площадок АЗС под пологом высших растений, в условиях низких доз НП, в составе доминантов появляется диатомовая водоросль – *Hantzschia amphioxys*, которая является убиквистом. Диатомея *H. amphioxys* обнаруживается среди немногочисленных видов (5 видов), способных активно осваивать участки улиц с высокой автотранспортной нагрузкой [21].

В целом вблизи АЗС и на их территориях доминируют устойчивые к перенесению экстремальных экотопических условий водоросли, принадлежащие к С-, Р- и М-жизненным формам.

### Заключение

В результате проведённых исследований показано, что АЗС являются местами повышенного локального загрязнения урбанозёмов нефтепродуктами: установленные показатели в районах расположения АЗС оказались в несколько раз выше, чем в почвах транспортной зоны. В то же время содержание валовых и подвижных форм ТМ оказалось сопоставимо с аналогичным загрязнением почв, прилегающих к автодорогам. Превышения действующих нормативов наблюдалось для соединений цинка, причем как для АЗС в центре города, так и расположенных на его окраине.

При биотестировании образцов урбанозёмов острой токсичности не выявлено. Однако продление эксперимента показало наличие хронической токсичности исследуемых проб по показателям снижения плодовитости *Ceriodaphnia affinis*, а также по критерию гибели взрослых особей в течение 12 дней.

Методом альгоиндикации подтверждено экологическое неблагополучие исследованных урбанозёмов. Выявлена смена доминантов по-

чвенных фототрофов: с зелёных водорослей, доминирующих в естественных биогеоценозах изучаемой широты на устойчивые виды ЦБ. Также показано снижение биомассы и численности клеток фототрофов в урбанозёмах вблизи АЗС.

Полученные данные свидетельствуют о необходимости расширения перечня параметров для АЗС как городских природопользователей, оцениваемых при их государственном экологическом контроле. Определение хронической токсичности и биоиндикация территорий вблизи АЗС могли бы стать ценными показателями их «чистоты» и экологичности, к чему стремится всё мировое сообщество.

### Литература

1. Minenko E.Y., Kusmorova J.A. The dependence of the level of safety at level crossings on the size of the vehicle fleet // Austrian Journal of Technical and Natural Sciences. 2014. № 9–10. P. 130–132.
2. Васильченко А.В., Галактионова Л.В. Оценка токсического загрязнения почв нефтепродуктами в результате деятельности автозаправочных станций с использованием метода биотестирования // Современные проблемы науки и образования. 2015. № 4. С. 8.
3. Майорова И.О. О загрязнении окружающей среды мегаполисов при эксплуатации автозаправочных станций и комплексов. М.: Изд-во МНОИЗ, 2002. 200 с.
4. Голлербах М. М., Штина Э. А. Почвенные водоросли. Л.: Наука, 1969. 228 с.
5. Некрасова К.А., Бусыгина Е.А. Некоторые уточнения к методу количественного учёта почвенных водорослей // Ботанический журнал. 1977. Т. 62. № 2. С. 214–222.
6. Мусихина Е.А. Методологический аспект технологии комплексной оценки экологической ёмкости территорий. М.: Академия естествознания, 2009. 137 с.
7. Предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2042-06 // Бюллетень нормативных актов федеральных органов исполнительной власти. № 10. 06.03.2006. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006.
8. Давыдов С.Л., Тагасов В.И. Тяжёлые металлы как суперэкоксиканты XXI века. М.: Изд-во РУДН, 2002. 140 с.
9. Уфимцева М.Д., Терехина Н.В. Фитоиндикация экологического состояния урбогеосистем Санкт-Петербурга. СПб.: Наука, 2005. 339 с.
10. Manta D.S., Angelone M., Bellanca A., Neri R., Sprovieri M. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy // The Science of the Total Environment. 2002. Т. 300. № 1–3. С. 229–243.
11. Шабалина Ю.С., Олькова А.С., Березин Г.И. Оценка состояния почв г. Кирова по содержанию тяжёлых металлов и интегральной токсичности // Закономерности функционирования природных и антропогенно транс-

формированных экосистем: Материалы Всероссийской научной конференции. Киров. С. 125–129.

12. Фокина А.И., Домрачева Л.И., Олькова А.С., Скугорева С.Г., Лялина Е.И., Березин Г.И., Даровских Л.В. Исследование токсичности проб урбанозёмов, загрязнённых тяжёлыми металлами. // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2016. Т. 18. № 2 (2). С. 544–550.

13. Benedetti M.F., Miln C.J., Kinniburgh D.G., Van Riemsdijk W.H., Koopal L.K. Metal ion binding to humic substances: Application of the non-ideal competitive adsorption model // *Environmental Science and Technology*. 1995. V. 29. № 2. P. 446–457.

14. Кондакова Л.В., Пирогова О.С. Почвенные водоросли и цианобактерии государственного природного заповедника «Нургуш» // Теоретическая и прикладная экология. 2014. № 3. С. 94–101.

15. Хайбуллина Л.С., Суханова Н.В., Кабилов Р.Р. Флора и синтаксономия почвенных водорослей и цианобактерий урбанизированных территорий. Уфа: АН РБ, Гилем, 2011. 216 с.

16. Штина Э.А., Голлербах М.М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 143 с.

17. Домрачева Л.И., Кондакова Л.В., Зыкова Ю.Н., Ефремова В.А. Цианобактерии городских почв // Принципы экологии. 2013. № 4. С. 10–27.

18. Кабилов Р.Р., Суханова Н.В. Почвенные водоросли городских газонов (Уфа, Башкортостан) // Ботанический журнал. 1997. Т. 82. № 3. С. 46–57.

19. Прошкина Е.А. Влияние тяжёлых металлов на сообщества почвенных и эпифитных водорослей: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Уфа, 1997. 20 с.

20. Природная среда тундры в условиях открытой разработки угля (на примере Юньягинского месторождения) / Под ред. М.В. Гецен. Сыктывкар, 2005. 246 с.

21. Кондакова Л.В., Домрачева Л.И. Специфика альго-микологических комплексов городских почв // Биологический мониторинг природно-техногенных систем / Под ред. Т.Я. Ашихминой. Сыктывкар, 2011. С. 267–287.

## References

1. Minenko E.Y., Kusmorova J.A. The dependence of the level of safety at level crossings on the size of the vehicle fleet // *Austrian Journal of Technical and Natural Sciences*. 2014. 9–10. P. 130–132.

2. Vasilchenko A.V., Galaktionov L.V. Evaluation of toxic contamination of soil with oil products as a result of filling stations operation with the use of the bioassay method // *Sovremennye problemy nauki i obrazovaniya*. 2015. № 4. P. 8 (in Russian).

3. Mayorova O.I. Environmental pollution of megacities at operation of gas stations and complexes. M.: Izd-vo MNOIZ, 2002. 200 p. (in Russian).

4. Gollerbach M.M., Shtina E.A. Soil algae. L.: Nauka, 1969. 228 p. (in Russian).

5. Nekrasova K.A., Busygina E.A. Some refinements to the method of quantitative accounting of soil algae // *Botanicheskiy zhurnal*. 1977. T. 62. № 2. P. 214–222 (in Russian).

6. Musikhina E.A. Methodological aspect of technology integrated assessment of ecological capacity of territories. M.: *Academiya Estestvoznaniya*, 2009. 137 p. (in Russian).

7. Maximum permissible concentration (MPC) and roughly allowable concentration (ODK) of chemicals in the soil. Hygienic standards. 2.1.7.2041-06 GBV, GBV 2.1.7.2042-06 // *Bulletin of normative acts of the federal bodies of executive power*, N 10, 06.03.2006. M.: *Federalnyy Tsentr Gigeny i epidemiologii rospotrebnadzora*, 2006 (in Russian).

8. Davydov S.L., Tagasov V.I. Heavy metals as superecotoxicants of the twenty-first century. M.: *Izd-vo RUDN*, 2002. 140 p. (in Russian).

9. Ufimtseva M.D., Terekhina N.V. Phytoindication of the ecological state of St. Petersburg urbogeosystems. SPb.: *Nauka*, 2005. 339 p. (in Russian).

10. Manta D.S., Angelone M., Bellanca A., Neri R., Sprovieri M. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Itali // *The Science of the Total Environment*. 2002. T. 300. № 1–3. P. 229–243.

11. Shabalina Y.S., Olkova A.S., Berezin G.I. Assessment of soil in Kirov on the content of heavy metal toxicity and integral // *Laws of functioning of natural and anthropogenically transformed ecosystems: Materialy vserossiyskoy nauchnoy konferentsii*. Kirov. P. 125–129 (in Russian).

12. Fokina A.I., Domracheva L.I., Olkova A.S., Skugoreva S.G., Lalin E.I., Berezin G.I., Darovskikh L.V. Research of toxicity of urbanozem samples contaminated with heavy metals // *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk*. 2016. T. 18. № 2 (2). P. 544–550 (in Russian).

13. Benedetti M.F., Miln C.J., Kinniburgh D.G., Van Riemsdijk W.H., Koopal L.K. Metal ion binding to humic substances: Application of the non-ideal competitive adsorption model // *Environmental Science and Technology*. 1995. V. 29. № 2. P. 446–457.

14. Kondakova L.V., Pirogova O.S. Soil algae and cyanobacteria of the state natural reserve «Nurgush» // *Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya*. 2014. № 3. P. 94–101 (in Russian).

15. Khaibullina L.S., Sukhanova N.V., Kabirov R.R. Flora and syntaxonomy of soil algae and cyanobacteria in urbanized areas. Ufa: AN RB. Guillem, 2011. 216 p. (in Russian).

16. Shtina E.A., Gollerbach M.M. Ecology of soil algae. M.: Nauka, 1976. 143 p. (in Russian).

17. Domracheva L.I., Kondakova L.V., Zikova Y.N., Efreмова V.A. Cyanobacteria of urban soils // *Printsipy ekologii*. 2013. № 4. P. 10–27 (in Russian).

18. Kabirov R.R., Sukhanova N.V. Soil algae of urban lawns (Ufa, Bashkortostan) // *Botanicheskiy zhurnal*. 1997. T. 82. № 3. P. 46–57 (in Russian).

19. Proshkina E.A. Influence of heavy metals on the community of soil and epiphytic algae: *Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk*. Ufa, 1997. 20 p. (in Russian).

20. The natural environment of the tundra in conditionas of open coal mining (by the example of Yunyaginskiy mine) / Ed. M.V. Getsen. Syktyvkar, 2005. 246 p. (in Russian).

21. Kondakova L.V., Domracheva L.I. Specificity algomycological complexes urban soils // *Biological monitoring natural and man-made systems* / Ed. T.Ya. Ashihmina. Syktyvkar, 2011. P. 267–287 (in Russian).