

**ЭКОЛОГИЯ И ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕ**

УДК 502.1:502.55:504.5

**Н.Г. Максимович, Е.А. Ворончихина, В.И. Каменщикова  
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ В ГЕОСИСТЕМЕ ПОСЛЕ АВАРИЙНОГО  
ТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО СБРОСА КАРБАМИДА\****Естественнаучный институт Пермского государственного национального исследовательского университета, Пермь*

Представлены результаты оценки экологического состояния гумидной геосистемы в условиях аварийного сброса карбамида предприятием, производящим минеральные удобрения. Установлено, что особенности гидрогеологического строения территории способствовали образованию устойчивого очага техногенной нагрузки в виде глубоко залегающей линзы загрязненных подземных вод. Под влиянием сезонных колебаний зеркала вод карбамид периодически поступает в зону активного водообмена, воздействуя тем самым на геосистему. Результаты наблюдений свидетельствуют о том, что наиболее опасные экологические процессы развиваются в водном компоненте. Водно-миграционные потоки, объединяя прочие компоненты геосистемы в природную целостность, корректируют ее экологическое состояние.

Основным барьером водной миграции производных карбамида в геосистеме является почва. Исследования показали, что загрязненные почвы сохранили высокую ферментную, микробиологическую активность и продукционный потенциал. В опытах с биотестированием почвенный субстрат не оказал токсического воздействия на злаки, напротив, повысил их ростовые показатели. Положительный эффект к растениям семейства *Poaceae* (злаки) подтвержден результатами натурного обследования: в очаге загрязнения на фоне снижения видового разнообразия растительности отмечено резкое увеличение продуктивности злаков.

Выявленные особенности воздействия карбамида и продуктов его природной трансформации на природные компоненты рассмотрены как основа экологической реабилитации геосистемы.

Ключевые слова: карбамид, токсичность, водная миграция, экологическая опасность, способы реабилитации геосистемы.

**N. G. Maksimovich, E. A. Voronchikhina, V. I. Kamenshchikova  
ECOLOGICAL PROCESSES IN GEOSYSTEMS AFTER EMERGENCY TECHNOLOGICAL  
DISCHARGE OF UREA***Institute of Natural Sciences, Perm State University, Perm*

The paper presents results of assessing the ecological state of a humid geosystem in the conditions of an emergency carbamide (urea) discharge by an enterprise producing mineral fertilizers. It is established that the specific features of the hydrogeological structure of the territory contributed to the formation of a stable source of technogenic load in the form of a deep-lying lens of contaminated groundwater. Under the influence of seasonal fluctuations of the water mirror, carbamide periodically enters the zone of active water exchange, thereby affecting the geosystem. The results of observations indicate that the most dangerous ecological processes develop in the water component. Water-migration flows, combining other components of the geosystem into a natural integrity, adjust its ecological state.

The main barrier to water migration of carbamide derivatives in the geosystem is the soil. Studies have shown that contaminated soils have retained high enzyme and microbiological activity, and production potential. In experiments with biotesting, the soil substrate had no toxic effect on cereals; on the contrary, it increased their growth indices. The positive effect on plants of the *Poaceae* family (cereals) is confirmed by

---

© Максимович Н.Г., Ворончихина Е.А., Каменщикова В.И., 2018

\* Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства образования и науки Российской Федерации (задание 5.6881.2017/8.9)

the results of the field survey: a sharp increase in the productivity of cereals was noted in the source of pollution against the background of a decrease in the species diversity of vegetation.

The revealed features of the effect of carbamide and products of its natural transformation on natural components are considered as the basis of ecological rehabilitation of the geosystem.

**Key words:** urea, carbamide, toxicity, water migration, environmental risk, methods of geosystem rehabilitation

doi 10.17072/2079-7877-2018-1-114-127

### Введение

На фоне обширного спектра современных загрязнителей среды обитания минеральные удобрения характеризуются экологической неоднозначностью. По прямому назначению они широко используются для повышения продуктивности земельных угодий, однако неумеренное применение представляет реальную опасность для биоты. В наибольшей степени это относится к минеральным удобрениям с высокой растворимостью, производимым на основе карбамида.

Экологическая опасность карбамида ( $(NH_2)_2CO$ ) обусловлена его химической спецификой. По классификатору экологической опасности он относится к умеренно опасным техногенным веществам [5] и является исходным компонентом азотных удобрений. Важнейшей особенностью, выделяющей данный продукт на фоне прочих техногенных ингредиентов, является то, что все его химические составляющие, а также компоненты природной трансформации входят в экологическую группу активного биологического захвата, поэтому интенсивно вовлекаются в биологический круговорот, нарушая в нем процесс фиксации азота и, как следствие этого, геохимическое равновесие геосистемы в целом.

Спектр хозяйственного использования карбамида обширен: помимо минеральных удобрений он используется для депарафинизации моторных топлив в нефтяной промышленности, в производстве технических пластмасс, пищевого пластика, резинотехнических изделий и т.д. В последние годы карбамид стали применять в качестве антикоррозийного компонента при производстве противогололедных реагентов, широко используемых на урбанизированных территориях для борьбы с оледенением автодорог и тротуаров. Это существенно увеличило объем его поступления в природную среду, поскольку в некоторых реагентах, например в «Биодоре», выпускаемом Уральским заводом противогололедных реагентов (г.Краснокамск Пермского края), масса карбамида достигает 50% основного состава [3; 4].

Несмотря на широкое использование экологические последствия рассеивания карбамида в природной среде изучены слабо. Из имеющегося опыта известно, что его концентрирование в природных компонентах находится в прямой зависимости от своеобразия зональных условий. При равном количестве получаемого тепла активность процессов самоочистки природной среды от карбамида и продуктов его деструкции пропорциональна влагообеспеченности. В сухих и жарких природных зонах геосистемы более уязвимы к загрязнению карбамидом по сравнению с их аналогами из теплых и влажных (гумидных) территорий [9; 10; 21].

В текущий период законодательно утвержденные нормативы на экологически допустимое содержание карбамида и продуктов его деструкции имеются только применительно к гидробионтам [22]. Количественных показателей, характеризующих устойчивость наземной биоты к загрязнению карбамидом, нет. Их отсутствие усложняет оценку экологической опасности загрязнения и разработку мероприятий по реабилитации геосистем, подвергающихся техногенной нагрузке.

### Объект и задачи исследования

Объектом исследования является геосистема участка водосборной площади в междуречье Пыжа и Каменки – притоков р. Камы, соответственно, второго и третьего порядков. Границами геосистемы служат водотоки указанных рек на участке от четко выраженного водораздела в истоках р. Каменки до ее устья (рис. 1).

Природно-типологические особенности объекта исследования обусловлены его размещением в южной части ареала восточно-европейской тайги в границах ботанико-географического района широколиственно-елово-пихтовых лесов [13]. Географическое положение предопределило гумидность рассматриваемой биogeосистемы с характерным для данного типа промывным водным режимом, проявляющимся в постоянном присутствии в ней гравитационно активной влаги. Водные потоки пронизывают все системообразующие компоненты – горные породы, почвы, биоту,

обеспечивая их тесное взаимодействие, целостность и природную индивидуальность объекта исследования.

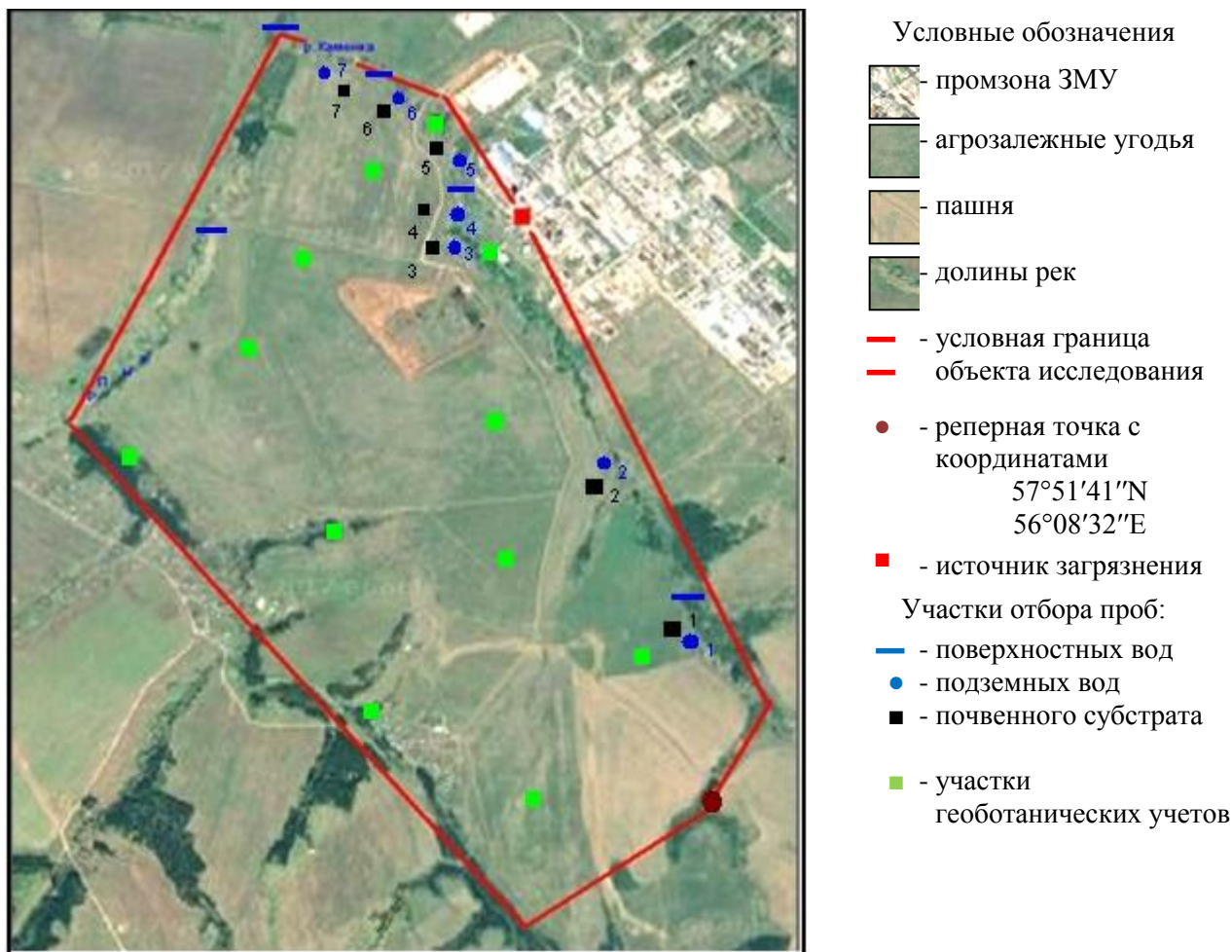


Рис.1. Объект исследования на космоснимке Google.ru (дата обращения: 05.06.2017)

Благодаря промывному режиму влагооборота геосистема реализует экологические функции по перераспределению вещества, включая продукты загрязнения. Естественный избыток влаги удаляется посредством эвапотранспирации, дренирования в подземные водоносные горизонты и поверхностным стоком. Постоянные поверхностные водотоки – реки Каменка и Пыж относятся к восточно-европейскому типу рек с преимущественным снеговым питанием и ярко выраженным весенним половодьем. Химический состав речных вод – гидрокарбонатно-сульфатно-кальциевый, естественная минерализация не превышает 1 г/дм<sup>3</sup>.

В оротографическом отношении объект исследования характеризуется распространением сглаженных форм с общим уклоном поверхности на северо-запад. Относительная расчлененность рельефа не превышает 2 м, но в связи с общим понижением территории в северо-западном направлении амплитуда высот в целом для участка значительна: максимальная высотная отметка рельефа, достигающая 174 м абсолютной высоты, находится в верховьях Каменки; минимальная – 146 м – в пойме р. Пыж на участке впадения в нее Каменки. Направленность поверхностного стока соответствует общему уклону поверхности на юго-запад к долине Камы.

Состав грунтовой толщи, формирующей фундамент геосистемы, предопределен генетически: с поверхности она сложена четвертичными суглинками с коэффициентом фильтрации 0,77–0,81 м/сут, мощность которых колеблется от 2,1 до 6 м. Ниже распространена толща тяжелых плотных глин, играющая роль водоупора, ограничивающего зону активного водообмена. Глубина залегания верхнего водоносного горизонта варьирует от 0,3–0,7 (в поймах рек) до 2,7–3 м (на водоразделе).

Текущее полевое обследование геосистемы показало, что ее современное экологическое состояние обусловлено размещением в границах промышленно освоенного участка зеленой зоны Перми. Будучи первоначально относительно однородным лесо-луговым комплексом зонального типа, рассматриваемая территория претерпела существенные изменения под влиянием агрохозяйственной деятельности. В результате ее освоения под пашню коренные лесо-луговые сообщества уступили место обедненным в видовом отношении агрокультурам, которые сменились залежными растительными сообществами после прекращения агрохозяйственной эксплуатации участка. Современный видовой состав растительности крайне беден. По результатам текущего обследования список видов, представляющих высшую сосудистую растительность, включает 43 наименования. Степень синантропизации растительного покрова достигает 40%, что существенно выше среднего регионального уровня, составляющего 8–15% [1; 20].

На современном этапе важную роль в развитии биогеосистемы играет техногенный фактор. Основным объектом техногенного воздействия является завод по производству минеральных удобрений, расположенный на северной границе территории исследования, занимая наиболее возвышенную ее часть. Три десятилетия назад завод допустил аварийный сброс технических продуктов, в результате которого в геосистему поступило свыше 700 м<sup>3</sup> раствора карбамида. Экологическое обследование участка техногенного сброса, выполненное непосредственно после аварийной ситуации, свидетельствовало о крайне высоких концентрациях карбамида и продуктов его деструкции во всех природных компонентах геосистемы, позволяя оценить ее экологическое состояние как соответствующее категории «чрезвычайная ситуация».

Особенности геологического строения геосистемы способствовали тому, что наибольшая часть техногенного стока просочилась глубоко в грунтовый слой, образовав в границах приповерхностной гидросферы подземную линзу вод, насыщенных низкомолекулярными производными карбамида, весьма устойчивыми в анаэробных условиях. Остаточный объем загрязнения частично был поглощен почвенно-грунтовым слоем, частично стёк по рельефу в реки Каменка и далее Пыж, Мулянка, Кама. В границах геосистемы возник устойчивый очаг специфической химической нагрузки, экологическое состояние которого после тридцатилетнего периода естественной ремиссии явилось предметом данного исследования.

### Материалы и методы исследования

При постановке исследования учитывалось, что активность естественных восстановительных процессов загрязненной геосистемы определяется взаимодействием двух разнокачественных групп факторов: техногенных и природных. Роль техногенных факторов проявляется как результат специфики хозяйственного воздействия, природные факторы корректируют ответную реакцию на них геосистемы. Даже при очень сильных техногенных нагрузках геосистема остается природным образованием, поэтому ее развитие происходит по законам природы в соответствии с естественными процессами, стремящимися к ликвидации последствий влияния чужеродных факторов. Биологическая опасность загрязнения и активность восстановительных процессов определяются степенью биофобности загрязнителей, концентрацией загрязняющих ингредиентов и устойчивостью к ним компонентов биогеосистемы.

Обобщение имеющегося опыта изучения реакции природных экосистем на загрязнение карбамидом [7–10; 23] позволило вычленил показатели, наиболее значимые для оценки активности экологических процессов, развивающихся в геосистеме на этапе ремиссии. Помимо собственно концентрации карбамида и продуктов его деструкции к таковым отнесены:

- рН почвенной среды;
- соотношение углерода и азота ( $C:N$ ) в почвенном субстрате;
- активность ферментных реакций почвы;
- почвенное дыхание (по эмиссии  $CO_2$ );
- фитотоксичность почвенного субстрата;
- видовое разнообразие растительного покрова.

Согласно методическим требованиям [12] и степени однородности природных компонентов, выявленной на этапе рекогносцировочного обследования, для оценочных исследований было вычлениено 7 реперных участков. Участки размещены по профилю геосистемы с учетом изменения ее гипсометрического уровня и глубины залегания линзы загрязненных вод. Каждый реперный участок отражает определенный уровень экологического состояния геосистемы: 1 – расположен за пределами участка загрязнения и соответствует ее природному фону; 2, 5, 6, 7 – вторичные

экотопы в периферийных участках очага загрязнения с низким уровнем техногенной нагрузки; 3 и 4 – экотопы с наиболее высокой техногенной нагрузкой (центральная часть очага загрязнения).

На реперных участках оценивалось состояние биотического (почвенно-растительного покрова) и водного компонентов (грунтовые и поверхностные воды). Оценка грунтовых вод выполнена по результатам гидрохимического анализа водных проб из контрольных скважин, качество поверхностных вод оценено по результатам гидрохимического опробования на контрольных створах, расположенных на водотоке р. Каменки и ниже ее устья в русле р. Пыж (рис. 1). Отбор поверхностных вод произведен трехкратно: в период весеннего половодья, летней и зимней межени. Статистическая обработка данных выполнена в программе «Statistics 8,0».

### Результаты и их обсуждение

При обобщении результатов исследования учтено, что в естественной геосистеме всегда имеется некоторое количество производных карбамида, представленных природными растворами мочевины. Их присутствие обусловлено естественным обменом веществ биотических компонентов со средой обитания. Согласно имеющейся информации природные концентрации мочевины в водах гумидных геосистем колеблются с небольшими отклонениями от 0,3 мг/л [22]. Более высокое содержание указывает на загрязнение, связанное с техногенным воздействием.

Количественные показатели концентрации карбамида и его производных в грунтовых и поверхностных водах, выявленные в ходе исследования, отражают табл.1. Согласно полученным данным в текущий период содержание карбамида в подземной линзе вод на 2 порядка превышает гигиенический норматив [17] и фоновую концентрацию. Подземные воды в очаге загрязнения имеют щелочную реакцию (рН выше 9), насыщены аммонийным, нитратным и нитритным азотом. Повышение щелочности вод по сравнению с фоном свидетельствует об активном развитии процесса аммонификации, который является показателем развития процесса гидрохимической трансформации карбамида, соответствующего первому этапу естественного очищения загрязненных вод.

Процесс самоочищения водоносного горизонта в наиболее заглубленной его части с замедленным водообменном ослаблен недостатком кислорода. Концентрация карбамида и продуктов первичной трансформации здесь очень высока, превышает фоновые показатели на 2–4 порядка (табл. 1).

В периферийной, аэрированной, части очага загрязнения процесс самоочищения грунтовых вод развивается более активно. Согласно данным опробования периферийных скважин в текущий период уровень загрязнения водных проб по контролируемым показателям не превышает предельно допустимых концентраций. Исключением является аммонийный азот, водная концентрация которого колеблется от 3,7 до 61,0 мг/л при ПДК 2,0 [17], превышая предельно допустимый уровень на порядок (табл. 1). Данный факт позволяет сделать вывод о текущей подпитке верхних горизонтов зоны активного водообмена загрязненными глубинными водами.

Поверхностные воды рек Каменки и Пыжа по содержанию рассматриваемых техногенных ингредиентов предсказуемо различаются. Фактические концентрации карбамида и продуктов его деструкции в речных водах варьируют в широких пределах: от экологически допустимых значений в верховьях р. Каменки выше участка загрязнения, где практически отсутствуют превышения над гигиеническим нормативом, до существенных превышений контролируемых показателей в среднем ее течении, на всем протяжении совпадающем с границами очага загрязнения.

Наиболее высокие концентрации обнаруживает аммонийный азот, что является свидетельством постоянного поступления карбамида из подземного очага загрязнения в поверхностную гидросферу с последующей его трансформацией в кислородных условиях. Ниже очага загрязнения, в приустьевой части рек Каменка и Пыж, ситуация выравнивается. Превышений концентрации карбамида и продуктов его разложения над гигиеническими нормативами в водах р. Пыж не выявлено. Наземный контур загрязнения совпадает с границами подземного очага гидрохимической нагрузки, незначительно расширяясь вниз по течению водотоков.

Таблица 1

Содержание карбамида и продуктов его естественной трансформации в водах биогеосистемы

Принадлежность данных	Количество проб/значение показателя	pH <sub>вод</sub>	Концентрация ингредиентов, мг/л			
			(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> CO	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
Грунтовые воды						
Фон (водозабор - 1)	1/фактическое	7,9	9,60	0,80	0,70	0,06
Скважины в центральной части очага загрязнения	2/фактическое	<b>9,4</b>	<b>1740,0</b>	<b>860,0</b>	17,00	<b>200,0</b>
		<b>9,5</b>	<b>1080,0</b>	<b>1100,0</b>	<b>120,0</b>	<b>113,0</b>
Скважины по периферии очага загрязнения	4/среднее	7,7	26,40	<b>19,10</b>	1,70	0,06
	4/±*	0,2	10,60	<b>11,80</b>	0,50	0,03
	4/R	0,4	23,60	<b>57,30</b>	1,40	0,13
	4/min	7,5	13,40	<b>3,70</b>	1,20	0,05
	4/max	7,9	37,00	<b>61,00</b>	2,60	0,18
Поверхностные воды						
Верховья р.Каменки выше очага загрязнения (фон)	3/среднее	7,8	4,33	0,20	6,57	0,14
	3/±	0,1	1,30	0,00	7,16	0,07
	3/R	0,2	3,90	0,00	16,10	0,12
	3/min	7,7	1,70	0,20	1,20	0,06
	3/max	7,9	5,60	0,20	17,30	0,18
Среднее течение р.Каменки в границах очага загрязнения	6/среднее	7,9	28,13	<b>24,20</b>	22,97	<b>3,60</b>
	6/±	0,3	31,91	36,51	22,88	4,53
	6/R	1,4	121,30	134,74	75,80	13,38
	6/min	7,3	1,70	0,26	0,70	0,02
	6/max	<b>8,7</b>	<b>123,00</b>	<b>135,00</b>	<b>76,50</b>	<b>13,40</b>
Среднее течение р.Пыж в устьевой части р.Каменки	3/среднее	7,6	15,47	0,31	13,70	2,18
	3/±	0,1	3,69	0,15	0,43	0,73
	3/R	0,1	6,80	0,44	0,90	3,18
	3/min	7,6	13,20	0,02	13,40	0,06
	3/max	7,7	20,00	0,46	14,30	3,24
Предельно допустимые концентрации [17]		6,5-8,5	Нет данных	2,0	45,0	3,3

\*Индексами обозначены статистические показатели: ± - среднее линейное отклонение; R – размах вариации; min – минимальное, max – максимальное значение. Жирным шрифтом выделены значения, превышающие предельно допустимые концентрации.

Наряду с водами важную роль в природном цикле миграции карбамида играют почвы. Именно почвы являются химическим барьером, поглощающим и преобразующим токсичные продукты естественной природной трансформации карбамида. В ходе реабилитационных процессов почвенный субстрат изменяется по ряду показателей. Так, кислотность почв, являющаяся индикатором активности почвенного разложения карбамида, в очаге загрязнения и за его пределами существенно различается. На участках влияния подземной линзы загрязненных вод поступление карбамида в почву сопровождается подщелачиванием почвенной среды, в связи с чем средние значения кислотности водной вытяжки из почв в очаге загрязнения близки к нейтральным (pH 6,1 и выше), в то время как на фоновом участке показатели вытяжки кислые (pH 5,6 и менее). Наибольшие различия в значениях кислотности обнаружены в нижней части почвенного слоя. Так, в фоновой почве на глубине 75–90 см pH<sub>вод</sub> не превышает 4,7. В почве очага загрязнения на аналогичной глубине pH<sub>вод</sub> имеет значение 7,1 (табл. 2).

Таблица 2

Показатели экологического состояния почв территории исследования с разным уровнем загрязняющей нагрузки

№ реперного участка	Территориальная принадлежность (количество почвенных проб)	Глубина отбора пробы, см	Химические показатели						Показатели активности ферментов и почвенного дыхания		
			pH <sub>вод</sub>	%		C:N	мг/кг почвы		Каталаза, мл O <sub>2</sub> на 1 г почвы за 1 мин	Уреаза, мг NH <sub>3</sub> на 1 г почвы за 1 сут	Активность эмиссии CO <sub>2</sub> , мг/100 г за 1 сут
				C	N		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			
1	Дерново-подзолистая фоновая почва (3)	0-15	6,0	5,50	0,53	10,4	27,5	2,7	3,75	0,34	21,56
		30-45	5,9	4,39	0,49	9,0	25,0	6,0	3,22	0,21	9,60
		75-90	4,7	1,52	0,17	8,9	22,0	2,5	2,60	0,17	9,68
	Среднее для почвенного слоя	0-90	5,6	3,80	0,40	9,5	24,8	3,7	3,19	0,24	13,61
	±	-	0,6	1,54	0,15	0,7	1,9	1,5	0,21	0,07	5,29
	R	-	1,5	4,0	0,36	1,5	3,5	3,5	1,15	0,17	11,96
2, 5, 6, 7	Агрозем на периферийных участках очага загрязнения (12)	0-15	6,3	5,74	0,56	10,3	57,9	11,7	4,07	0,37	27,41
		30-45	6,0	5,24	0,50	10,5	39,2	7,4	4,92	0,30	11,88
		75-90	6,1	2,89	0,27	10,7	39,7	3,9	3,63	0,18	24,79
	Среднее для почвенного слоя	0-90	6,1	4,62	0,44	10,5	45,6	7,7	4,21	0,28	21,36
	±	-	0,1	1,16	0,10	0,20	10,1	2,7	0,48	0,07	6,32
	R	-	0,3	2,85	0,29	0,40	18,7	7,8	1,29	0,19	15,53
3, 4	Агрозем в центре очага загрязнения (6)	0-15	6,5	4,63	0,62	7,5	56,3	24,0	10,50	0,96	66,88
		30-45	6,3	3,11	0,36	8,6	35,0	12,5	12,40	0,75	30,80
		75-90	7,1	5,03	0,57	8,8	63,8	11,5	10,49	0,28	44,00
	Среднее для почвенного слоя	0-90	6,6	4,26	0,52	8,2	51,7	16,0	11,13	0,33	47,23
	±	-	0,3	0,76	0,10	0,6	11,1	4,7	0,84	0,52	13,10
	R	-	0,8	1,92	0,26	1,3	28,8	12,5	1,91	0,68	36,08

Оценка состояния почв по показателю кислотности свидетельствует, что подземная линза загрязненных карбамидом вод оказывает существенное влияние не только на водный компонент геосистемы, но и на почвенный покров. В связи с активностью внутрипочвенных процессов насыщенность почвенного покрова остаточными продуктами разложения карбамида (аммонийным и нитратным азотом) существенно ниже их содержания в грунтовых и поверхностных водах. Концентрации продуктов естественного разложения карбамида в почвах не выходят за рамки первого порядка, в то время как в водах подземного очага загрязнения они кратны двум порядкам.

Фактическое соотношение  $C:N$  в почвенном субстрате, являющееся интегральным показателем экологического состояния почв, варьирует в пределах значений 7,5–10,7 (при норме 8–12), т.е. близко к нормативно допустимому. Минимальное значение, равное 7,5, характерное для верхнего горизонта почвы в очаге загрязнения, свидетельствует об экологическом неблагополучии и обусловлено необычно высокой активностью разложения органического вещества. Подобные процессы рассмотрены в [19], руководствуясь выводами которой сложившуюся ситуацию можно считать следствием своеобразия сформировавшегося растительного сообщества. В составе сообщества практически на всей территории, испытывающей влияние подземной линзы загрязненных вод, обогащающих нижние почвенные горизонты производными карбамида, доминирует пырей (*Elytrigia repens* L.), наземная масса которого характеризуется высокой продуктивностью и громадным объемом ежегодно отмирающей и активно разлагающейся наземной органики

В отличие от фоновой почвы, у которой максимальные значения соотношения  $C:N$  характерны для верхней части почвенного профиля и снижаются в направлении к почвообразующей породе, в почвах очага загрязнения распределение значений данного показателя иное. Так, непосредственно в очаге загрязнения и на его периферийных участках с низким уровнем техногенной нагрузки минимальные значения соотношения  $C:N$  обнаружены в верхнем почвенном горизонте. Вниз по профилю фактические значения показателя возрастают (рис. 2), свидетельствуя о влиянии на почвенный покров подземного источника загрязнения, обогащающего почвенный субстрат продуктами трансформации карбамида.

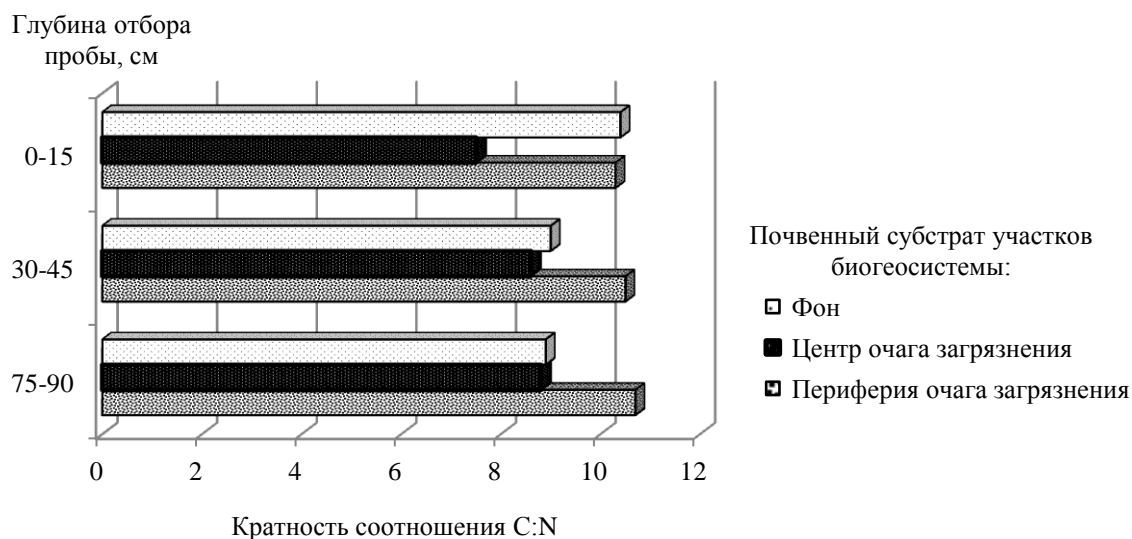


Рис. 2. Распределение соотношения углерода и азота ( $C:N$ ) по профилю почвы на участках геосистемы с разным уровнем загрязнения

Оценка устойчивости почв к загрязнению карбамидом и способности почвенного субстрата к самоочищению выполнена по показателям активности почвенных ферментов. Почвенные ферменты (каталаза и уреазы), использованные при оценке, являются стимуляторами внутрипочвенных биогеохимических процессов. При этом первый из ферментов (каталаза) активирует разрушение оксидов азота в почвенном субстрате. Данный процесс сопровождается выделением значительного объема свободного кислорода, благоприятно влияющего на почвообразование.

Второй фермент (уреазы) стимулирует гидролитическое расщепление мочевины и в отличие от обусловленных каталазой процессов протекает с поглощением кислорода. При слабой активности



каталазы, следствием чего является дефицит кислорода в почвенной среде, уреазная активность также затухает, снижая способность почвы к расщеплению мочевины. Таким образом, устойчивость почв к рассматриваемой загрязняющей нагрузке зависит от совокупного действия обоих ферментов: чем активнее работает каталаза, тем выше каталитическая активность уреазы. Текущая активность ферментов показана ниже (рис. 3).

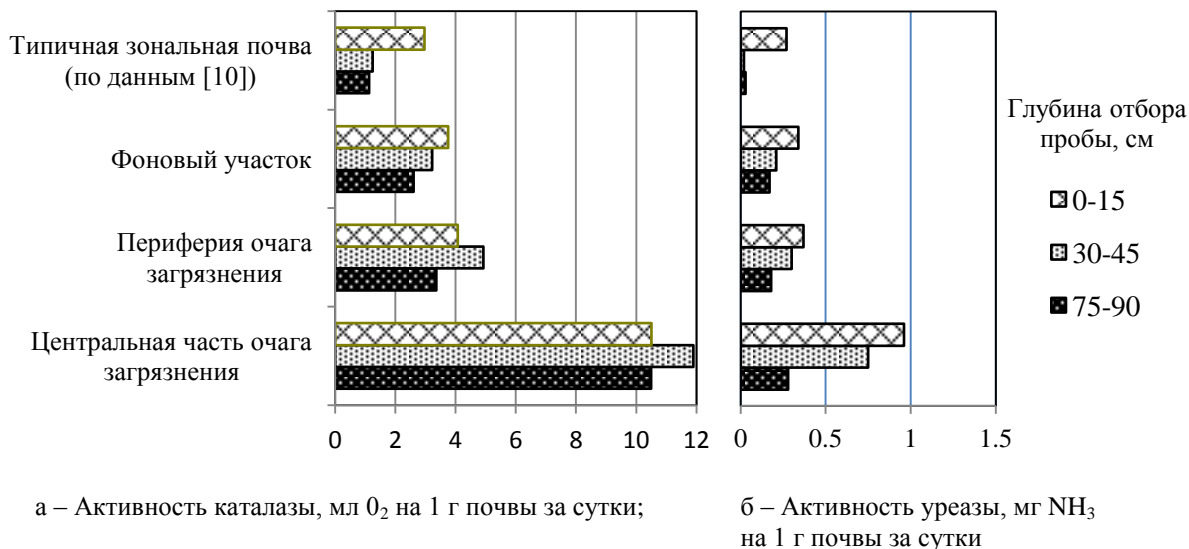


Рис. 3. Показатели активности почвенных ферментов на участках геосистемы с разным уровнем загрязнения

Рассматриваемые ферменты крайне важны для почвенного благополучия. От их сбалансированного взаимодействия зависит не только экологическое состояние почвенной среды, но и способность почвы к реализации ее основной природной функции – почвенного плодородия. В естественных зональных подзолистых почвах активность почвенных ферментов и микроорганизмов наиболее ярко проявляется в верхнем слое, обогащенном органическим веществом. Распределение значений ферментной активности по профилю загрязненных почв отличается от естественного состояния. Природные значения имеют выраженный максимум в верхнем слое, обогащенном органическим веществом. В отличие от них для почв очага загрязнения характерно более высокое значение каталазной активности в нижней части почвенного профиля, что свидетельствует об интенсивном развитии процесса нитрификации аммонийных соединений и, таким образом, о высоком потенциале самоочищения и устойчивости почвы к загрязнению карбамидом.

Данный вывод подтверждается результатами оценки почвенного дыхания, выраженного активностью эмиссии CO<sub>2</sub> фоновой почвы и почв очага загрязнения. Согласно полученным данным уровень эмиссии CO<sub>2</sub> у загрязненных почв превышает фоновые значения в 2–3,5 раза (табл. 2). Это свидетельствует о высокой активности микробиологических процессов, обеспечивающих успешную естественную ренатурализацию почвенного слоя.

Почва в геосистеме играет роль посредника между живыми и косными компонентами природной среды. Чем благополучнее состояние почвы, тем лучше развивается растительность и выше общая продуктивность биogeосистемы. Оценка продукционного потенциала почв выполнена методом лабораторного тестирования по состоянию проростков семян пшеницы [8; 11]. В качестве тестируемых показателей использованы длина и вес наземной массы растений, длина и вес корней, соотношение между наземной и корневой массой. Результаты тестирования, представленные ниже (табл. 3), показали, что с увеличением концентрации в почве продуктов естественного разложения карбамида возрастают значения показателей прироста и веса наземной части растений в опыте. При этом в наиболее загрязненных почвах наблюдается опережающее развитие наземной массы над корневой. Соотношение наземного и корневого приростов по длине у растений, высеянных на фоновой почве, за период наблюдений (14 дней) составило по опыту в среднем 1,6. В опытах с незначительно загрязненной почвой из периферийной части очага загрязнения данный показатель достигал значений 1,7. У растений, выращиваемых на наиболее загрязненном почвенном субстрате из центральной части геохимического очага, соотношение увеличилось еще более существенно – до 2,1 (табл. 3).

Таблица 3

Результаты фитотестирования экологического состояния почвенного субстрата на реперных участках геосистемы

№ реперного участка	Принадлежность опыта (количество почвенных проб с учетом повторностей)	Почвенный субстрат с глубины, см	Гумус, %	Состояние проростков семян пшеницы, высеянных в лабораторном опыте							
				Рост и развитие биомассы за 14-дневный период						Соотношение $\frac{\text{наземной}}{\text{корневой}}$ массы	
				Надземная зеленая масса			Корни				
				Длина, см	Вес, г	Выполненность, мг/см длины	Длина, см	Вес, г	Выполненность, мг/см длины	по длине	по весу
1	Фоновый участок (9)	0-15	2,74	21,11	1,40	66,3	12,43	0,90	72,4	1,7	1,6
		30-45	1,09	17,70	1,11	62,7	13,65	0,97	71,1	1,3	1,1
		75-90	1,56	20,12	1,24	61,6	12,77	1,10	86,1	1,6	1,1
	Среднее	0-90	1,80	19,64	1,25	63,3	12,50	0,99	79,1	1,6	1,3
	±	-	0,63	1,30	0,10	1,8	0,49	0,07	7,22	0,2	0,2
	R	-	1,65	3,41	0,29	4,7	1,22	0,20	15,0	0,4	0,5
2, 5, 6, 7	Периферийные участки очага загрязнения (36)	0-15	3,82	21,09	1,51	71,1	14,73	1,02	69,2	1,4	1,5
		30-45	1,99	19,34	1,14	58,9	11,13	0,75	67,4	1,7	1,5
		75-90	3,15	19,81	1,30	65,6	10,50	0,77	73,3	1,9	1,7
	Среднее	0-90	2,99	20,08	1,32	65,2	12,12	0,85	70,0	1,7	1,6
	±	-	0,66	0,67	0,13	4,2	1,74	0,36	2,2	0,2	0,1
	R	-	1,83	1,75	0,37	12,2	4,23	0,27	5,9	0,5	0,2
3, 4	Центральная часть очага загрязнения (18)	0-15	3,86	20,11	1,71	85,0	10,06	0,89	88,5	2,0	1,9
		30-45	2,14	19,86	1,34	67,5	9,22	0,83	90,0	2,2	1,6
		75-90	3,67	19,82	1,29	65,1	9,58	0,88	91,9	2,1	1,5
	Среднее	0-90	3,19	19,93	1,45	72,5	9,62	0,87	90,1	2,1	1,7
	±	-	0,84	0,33	0,18	8,0	0,29	0,03	1,2	0,1	0,2
	R	-	1,72	0,29	0,42	19,9	0,84	0,05	3,4	0,2	0,4

Выявленная закономерность, выраженная опережающим развитием наземной зеленой массы растений по сравнению с корневыми системами, является следствием повышенной обеспеченности почвенного субстрата очага загрязнения соединениями азота, в силу чего для активного роста растениям требуется меньшая площадь питания. Результаты тестирования свидетельствуют о том, что почвенный субстрат очага загрязнения не оказывает токсического воздействия на рост и развитие проростков пшеницы, напротив, повышенные концентрации карбамида и продуктов его разложения положительно влияют на растения в опытах, повышая их фитопродукционные показатели. Очевидно, что данный вывод касается не только тестируемого вида растений, но и всех районированных видов семейства злаков. Это подтверждается результатами геоботанического обследования биогеосистемы, в ходе которого отмечена необычно высокая продуктивность, достигающая 62 ц/га в год, травянистых сообществ с доминированием *Elytrigia repens* L., *Calamagrostis epigeios* L., *Festuca pratensis* Huds., сформировавшихся в очаге загрязнения.

Увеличение фитопродуктивности происходит на фоне отчетливо выраженной тенденции к сокращению общего видового разнообразия растительности на участках с повышенной загрязняющей нагрузкой. Так, в центральной части очага загрязнения состав травостоя сформирован практически одновидовым пырейным сообществом из *Elytrigia repens* L. с единичными экземплярами *Taraxacum officinale* Wigg. и *Chamaenerium angustifolium* L. По направлению из центра очага загрязнения к периферии состав растительности усложняется за счет участия злаков и древесно-кустарниковых видов. Однако, несмотря на увеличение видового разнообразия, на текущем этапе обследования в составе растительных сообществ как загрязненной, так и удаленной от очага периферийной частей геосистемы не выявлено представителей низших растений (лишайников и грибов). Общее видовое разнообразие ограничено участием в составе вторичных сообществ 43 наименований высших сосудистых растений, относящихся к двадцати семействам, что составляет всего 4,1% уровня видового разнообразия, характерного для ботанико-географического района [13] размещения исследуемой территории.

### Выводы

Оценка экологического состояния геосистемы, подвергшейся воздействию аварийного сброса технического раствора карбамида, показала, что по прошествии тридцатилетнего периода естественной ремиссии загрязняющая нагрузка сохранилась на высоком уровне. Источником техногенного воздействия на природные компоненты является линза загрязненных вод, сформировавшаяся в подземном водоносном горизонте в условиях замедленного водообмена. Устойчивость подземного очага загрязнения определяется анаэробной обстановкой, препятствующей естественному разложению карбамида.

Экологическое влияние очага загрязнения на биогеосистему обусловлено колебаниями водности подземного водоносного горизонта с периодическим изливанием глубинных вод в приповерхностную зону активного водообмена и в дренирующий ее водоток – р. Каменку. В связи с токсичностью для водной фауны продуктов деструкции карбамида и высокими периодическими их концентрациями в воде водная экосистема Каменки утратила рыбохозяйственное значение на протяжении всего загрязненного участка, простирающегося вниз по падению водотока от источника загрязнения до его устьевой части.

Изменения, произошедшие в почвенно-растительном покрове очага загрязнения, не столь однозначны. Карбамид является источником азота, крайне важного для нормального роста и развития растительности, однако оксидные производные этого элемента в высоких концентрациях токсичны для биоты. Установлено, что соединения азота, образующиеся в процессе природной деструкции карбамида в почвенном компоненте, вызывают колебания кислотно-щелочных показателей почвенных растворов. Выявленные изменения кислотности водной вытяжки не являются критическими для продукционного состояния почв и не оказывают на них необратимого негативного воздействия, что подтверждается интегральным показателем почвенного благополучия, выраженного соотношением  $C:N$ . Фактические значения указанного показателя в почвах очага загрязнения варьируют в пределах от 7,5 до 10,7 при нормативно допустимом уровне 8–12 единиц [11].

Почвы очага загрязнения и прилегающей к нему территории сохранили высокую ферментную и микробиологическую активность, свидетельствующую об их устойчивости к техногенной нагрузке. Результаты биотестирования показали, что почвенный субстрат из очага загрязнения не оказывает токсического воздействия на растения в опытах, напротив, достоверно увеличивает их

продукционные показатели. Выявленное в лабораторных опытах положительное воздействие продуктов естественной трансформации карбамида на фитопродукционный потенциал геосистемы подтверждено результатами полевого геоботанического обследования, согласно которым в границах действующего очага загрязнения резко увеличилась продуктивность травянистой растительности. К сожалению, положительный продукционный эффект сопровождается снижением видового разнообразия растительного сообщества с отчетливо выраженной тенденцией к монодоминантности.

Очевидно, что без вмешательства человека процесс естественной реабилитации геосистемы в рассматриваемых условиях будет продолжаться длительное время до полного истощения подземного очага загрязнения.

### Библиографический список

1. *Абрамова Л.М.* Синантропизация растительности: закономерности и возможности управления процессом: автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.05. Уфа, 2004. 36 с.
2. *Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И.* Экология почв. Ростов: Изд-во РГУ, 2004. 54 с.
3. *Ворончихина Е.А., Шукин А.В., Шукина Н.И.* К оценке геохимического состояния урбоэкосистемы Перми в связи с использованием противогололедных реагентов // Географический вестник. 2014. №2(29). С.78–94.
4. *Ворончихина Е.А.* Пермское Предуралье. Технофильные элементы в природных и урбанизированных экосистемах. Saarbrucken, Deutschland: LAP LAMBERT Academic Publishing, 2016. 57с.
5. *Вредные вещества.* Классификация и общие требования безопасности. ГОСТ 12.1.007-76. URL: <http://www.base.garant.ru> (дата обращения: 03.02.2017).
6. *Добровольский В.В.* Основы биогеохимии. М.: Издательский центр «Академия», 2003. 400 с.
7. *Забелина О.Н.* Ферментативная активность почвы природно-рекреационных ландшафтов урбанизированных территорий // Современные проблемы науки и образования. 2014. №2. URL: <http://www.science-education.ru/> (дата обращения: 11.08.2016).
8. *Звягинцев Д.Г.* Методы почвенной микробиологии и биохимии. М.: Изд-во Моск.ун-та, 1980. 223 с.
9. *Князева В.П.* Экология. URL: <http://www.art-con.ru> (дата обращения: 23.03.2015).
10. *Комаревцева Л.Г., Пухидская Н.С.* Микробиологическая и ферментативная активность – показатель биологического состояния почвы // Состав и свойства почв северо-востока Европейской части СССР и воспроизводство их плодородия в связи с обработкой и применением удобрений. Пермь, 1985. С.110–113.
11. *Критерии оценки* экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. М.: ГНТУ Минприроды РФ, 1992. 40с.
12. *Методические рекомендации* по выявлению деградированных и загрязненных земель № 3-15/582 с дополнениями и изменениями от 01.07.2011 г. URL: <http://www.base.garant.ru> (дата обращения: 03.02.2017).
13. *Овеснов С.А.* Ботанико-географическое районирование Пермской области // Вестник Перм. ун-та. Сер. Биология. 2000. Вып.2. С.13–21.
14. *Почвы. Методы* определения общего азота. ГОСТ 26107-84. М., 1985. 5 с.
15. *Почвы. Определение* нитратов по методу ЦИНАО. ГОСТ 26488-85. М., 1986. 4 с.
16. *Почвы. Определение* обменного аммония по методу ЦИНАО. ГОСТ 26489-85. М., 1985. 5 с.
17. *Предельно допустимые концентрации* химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. ГН 2.2.5.1315-03 в редакции ГН 2.1.5.2280-07. М., 2007. URL: <http://www.base.garant.ru> (дата обращения: 03.02.2017).
18. *Предельно допустимые концентрации* химических веществ в почве. ГН 2.1.7.2041-06. М., 2006. URL: <http://www.base.garant.ru> (дата обращения: 03.02.2017).
19. *Пристова Т.А.* Характеристика наземного опада растений и листовой подстилки в лиственно-хвойном насаждении. Сыктывкар: Коми НЦ УрО РАН, 2005. URL: <http://www.biodat.ru> (дата обращения: 23.03.2016).
20. *Телегова О.В.* Закономерности синантропизации растительного покрова особо охраняемых природных территорий разного ранга (на примере Среднего Урала): автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.05: Екатеринбург, 2004. 44 с.
21. *Федорец Н.Г., Бахмет О.Н.* Экологические особенности трансформации соединений углерода и азота в лесных почвах. Петрозаводск: Изд-во Карельского науч. центра РАН, 2003. 240 с.

22. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007. 144 с.
23. Хазиев Ф.Х. Ферментативная активность почв. М.: Наука, 1976. 177 с.
24. Шарков И.Н. Определение интенсивности продуцирования почвой CO<sub>2</sub> абсорбционным методом // Почвоведение. 1984. №1. С.136–243.

### References

1. Abramova, L.M. (2004), "Synantropization of vegetation: regularities and possibilities of process control". Ph.D.Tesis, USU, Upha, Pussia.
2. Valkov, V.F., Kazeev, K.Sh. and Kolesnikov, S.I. (2004), *Ecologia potchw* [Ecology of soils]. RGU Publ., Rostov, Russia.
3. Voronchikhina, E.A., Shchukin, A.V. and Shchukina, N.I. (2014), "To the assessment of the geochemical state of Urboecosystem of Perm in connection with the use of antiice reagents" // *Geograficheskij vestnic* [Geographical Bulletin], vol. 29, pp.78-94.
4. Voronchikhina, E.A. (2016), *Permskoe Preduralie. Technophilnye elementy v prirodnich i urbanisirovannykh ecosystemach* [Perm Urals. Technophile elements in natural and urban ecosystems], LAP LAMBERT Academic Publishing, Saarbrucken, Deutschland.
5. Harmful substances. Classification and general safety requirements. GOST 12.1.007-76 (1976), available at: <http://www.base.garant.ru> (Accessed 3 February 2017).
6. Dobrovolsky, V.V. (2003), *Osnovy biogeochemii* [Fundamentals of biogeochemistry], Publishing Center Academy, Moscow, Russia.
7. Zabelina, O.N. (2014), "Fermentative activity of soil of natural-recreational landscapes of urbanized territories", *Sovremennye problemy nauki I obrasovaniya* [Modern problems of science and education], no.2, available at: <http://www.science-education.ru> (Accessed 11 August 2016).
8. Zvyagintsev, D.G. (1980), *Metody potchvennoi microbiologii i biochimii* [Methods of soil microbiology and biochemistry], publishing house of Moscow University, Moscow, Russia.
9. Knyazeva, V.P (2010), Ecology, available at: <http://www.art-con.ru> (Accessed 23 March 2015).
10. Komarevzeva, L.G. and Pukhidskaya, N.S. (1985), "Microbiological and enzymatic activity - an indicator of the biological state of the soil", *Sostav I swoystva potchv severo-wostoka Evropeiskoy chasti SSSR i vosproisvodstvo ich plodorodija v svjasi s obrabotkoy i primeneniem udobreniy* [Composition and properties of soils in the northeast of the European part of the USSR and the reproduction of their fertility in connection with the processing and application of fertilizers], Perm, pp.110-113.
11. Criteria for assessing the environmental situation in the territories to identify areas of environmental emergency and areas of ecological disaster (1992), Ministry of Natural Resources of the Russian Federation, Moscow, Russia.
12. Methodical recommendations for the identification of degraded and contaminated lands (2011), Ministry of Natural Resources of the Russian Federation, Moscow, Russia, available at: <http://www.base.garant.ru> (Accessed 3 February 2017).
13. Ovesnov, S.A. (2000), "Botanico-geographical zoning of the Perm region", *Bulletin of Perm University, Biology*, no.2, pp.13-21.
14. Soils, Methods for determination of total nitrogen, GOST 26107-84 (1985), Moscow, Russia.
15. Soils, Determination of nitrates by the method of CINA0, GOST 26488-85 (1986), Moscow, Russia.
16. Soil, Determination of exchangeable ammonium by the method of CINA0, GOST 26489-85 (1985), Moscow, Russia.
17. Maximum permissible concentrations of chemicals in water in water bodies for domestic, drinking and cultural and domestic water use, GN 2.2.5.1315-03 in the version of GN 2.1.5.2280-07 (2007), Moscow, Russia, available at: <http://www.base.garant.ru> (Accessed 3 February 2017).
18. Maximum permissible concentrations of chemicals in the soil, GN 2.1.7.2041-06 (2006), Moscow, Russia, available at: <http://www.base.garant.ru> (Accessed 3 February 2017).
19. Pristova, T.A. (2005), "Characteristics of terrestrial litter of plants and leaf litter in leaf-coniferous plantation", Komi Scientific Center of the Ural Branch of the Russian Academi of Sciences, Syktyvkar, Russia, available at: <http://www.biodat.ru> (Accessed 23 March 2016).
20. Telegova, O.V. (2004), "Regularities of the synanthropization of vegetation cover in specially protected natural areas of different rank (on the example of the Middle Urals)", Ph.D.Tesis, Ekaterinburg, Pussia.

21. Fedorets, N.G. and Bakhmet, O.N. (2003), *Ecologicheskie osobennosti transformazii soedineniy ugleroda I asota v lesnykh potchvach* [Ecological features of transformation of carbon and nitrogen compounds in forest soils], Publishing house of the Karelian scientist, Petrozavodsk, Russia.

22. Filenko, O.F. and Mikheeva, I.V. (2007), *Osnovy vodnoy tocsicologii* [Fundamentals of aquatic toxicology], Kolos, Moscow, Russia.

23. Khaziev, F.Kh. (1976), *Fermentativnaya aktivnost potchv* [Enzymatic activity of soils], Nauka, Moscow, Russia.

24. Sharkov, I.N. (1984), "Determination of the intensity of CO<sub>2</sub> production by the absorption method", *Pochvovedenie*, no.1, pp.136-243.

Поступила в редакцию: 26.05.2017

### Сведения об авторах

#### **Максимович Николай Георгиевич**

профессор, заместитель директора по науке, Естественнонаучный институт Пермского государственного национального исследовательского университета; Россия, 614990, Пермь, ул. Букирева, 15

e-mail: nmax54@gmail.com

#### **Ворончихина Евгения Александровна**

кандидат географических наук, старший научный сотрудник, Естественнонаучный институт Пермского государственного национального исследовательского университета; Россия, 614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15

e-mail: voronchihina-ea@yandex.ru

#### **Каменщикова Вера Иосифовна**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, Естественнонаучный институт Пермского государственного национального исследовательского университета; Россия, 614990, г. Пермь, ул. Букирева, 15

### About the authors

#### **Nikolay G. Maksimovich**

Professor, Deputy Director on Science, Natural Science Institute, Perm State University; 15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia

#### **Evgeniya A. Voronchikhina**

Candidate of Geographical Sciences, Senior Researcher, Natural Science Institute, Perm State University; 15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia

#### **Vera I. Kamenshchikova**

Candidate of Biological Sciences, Senior Researcher, Natural Science Institute, Perm State University; 15, Bukireva st., Perm, 614990, Russia

### **Просьба ссылаться на эту статью в русскоязычных источниках следующим образом:**

*Максимович Н. Г., Ворончихина Е. А., Каменщикова В. И.* Экологические процессы в геосистеме после аварийного технологического сброса карбамида // Географический вестник = Geographical bulletin. 2018. №1(44). С.114–127. doi 10.17072/2079-7877-2018-1-114-127

### **Please cite this article in English as:**

*Maksimovich N. G., Voronchikhina E. A., Kamenshchikova V. I.* Ecological processes in geosystems after emergency technological discharge of urea // Geographical bulletin. 2018. №1(44). P. 114–127. doi 10.17072/2079-7877-2018-1-114-127