

Экспериментальные исследования

© КОЛЛЕКТИВ АВТОРОВ, 2019

Ушакова О.В., Водянова М.А., Донерьян Л.Г., Трибис Л.И., Сбитнев А.В.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ОЦЕНКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ ВОДНОЙ МИГРАЦИИ ПРОТИВОГОЛОЛЁДНЫХ МАТЕРИАЛОВ

Федеральное государственное бюджетное учреждение «Центр стратегического планирования и управления медико-биологическими рисками здоровью» Министерства здравоохранения Российской Федерации, 119121, Москва

Введение. Применение противогололёдных материалов (ПГМ) помимо непосредственного влияния на здоровье человека может воздействовать на него косвенно, ухудшая состояние объектов окружающей среды, в том числе и состояние почвы. По данным литературы, регулярное применение ПГМ вдоль автомобильных дорог приводит к формированию техногенных почвенных аномалий повышенного содержания солей, распределённых по вертикальному и горизонтальному профилям. Высокое солесодержание обуславливает увеличение миграционной способности сопутствующих поллютантов – тяжёлых металлов, переводя их в подвижные формы. Изучение миграционных процессов токсикантов является одной из гигиенически значимых задач нормирования. Таким образом, целью настоящего исследования является изучение влияния суммарной нагрузки противогололёдных материалов на почвы.

Материал и методы. Изучено влияние твёрдого ПГМ нитратной группы, в состав которого входят $(\text{NH}_4)_2\text{CO}$, $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ и NH_4NO_3 , с различной степенью нагрузки на верхний корнеобитаемый слой дерново-подзолистой и городской почв для установления их поглощательной способности и миграции солей в нижележащие горизонты в модельном эксперименте.

Результаты. Установлено, что в водных фильтрах содержится значительное количество катионов кальция (Ca^{2+}) по сравнению с контролем. Процесс вымывания кальция наиболее интенсивно происходит в антропогенно преобразованной городской почве, которая в большей степени подвержена антигололёдной нагрузке.

Заключение. Таким образом, зональная (дерново-подзолистая) почва обладает большей аккумулярующей способностью к компонентам ПГМ и низкой буферной активностью в сравнении с городской почвой. Учитывая специфические особенности почвенных процессов под воздействием компонентов ПГМ, возникает опасность вторичного загрязнения грунтовых вод. В связи с этим система мониторинга качества почв должна учитывать комплексный подход, а профилактические мероприятия по оздоровлению городских почв необходимо планировать, предусматривая неизбежность применения ПГМ в зимний период в целях обеспечения безопасности дорожного движения.

Ключевые слова: противогололёдный материал (ПГМ); почва; миграция; солесодержание; биотестирование.

Для цитирования: Ушакова О.В., Водянова М.А., Донерьян Л.Г., Трибис Л.И., Сбитнев А.В. Экспериментальная оценка показателей водной миграции противогололёдных материалов. Гигиена и санитария. 2019; 98 (12): 1380-1384 DOI: <http://dx.doi.org/10.18821/0016-9900-2019-98-12-1380-1384>

Для корреспонденции: Ушакова Ольга Владимировна, кандидат мед. наук, ведущий научный сотрудник лаборатории эколого-гигиенической оценки отходов и почвы, ФГБУ «ЦСП» Минздрава России, Москва. E-mail: lab.pochva@mail.ru

Финансирование. Исследование проведено в рамках Государственного задания на 2018–2020 гг. по теме: «Оценка риска воздействия противогололёдных материалов на здоровье человека и объекты окружающей среды при их применении на урбанизированных территориях» в ФГБУ «ЦСП» Минздрава России.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Участие авторов: концепция и дизайн исследования – Ушакова О.В., Донерьян Л.Г.; сбор и обработка материала – Сбитнев А.В., Трибис Л.И.; статистическая обработка – Трибис Л.И.; написание текста – Ушакова О.В.; редактирование – Водянова М.А.; утверждение окончательного варианта статьи, ответственность за целостность всех частей статьи – все соавторы.

Поступила 18.03.2019

Принята к печати 17.09.19

Опубликована: декабрь 2019

Ushakova O.V., Vodyanova M.A., Donerian L.G., Tribis L.I., Sbitnev A.V.

EXPERIMENTAL EVALUATION OF THE MIGRATION OF ANTI-ICING MATERIALS INTO THE WATER

Centre for Strategic Planning, Russian Ministry of Health, Moscow, 119991, Russian Federation

Introduction. The anti-icing materials (hereinafter - PGM), the use of which is necessary to ensure safety on the roads, enter into the soil during snow melting. In addition to the direct impact on human health, the use of PGM can affect it indirectly, worsening the state of environmental objects, including the state of the soil. According to the literature, the regular use of PGM along roads leads to the formation of man-made soil anomalies of high salt content, distributed along with the vertical and horizontal profiles. The high salt content causes an increase in the migration capacity of accompanying pollutants - heavy metals, translating them into mobile forms. The study of migration processes of toxicants is one of the hygienically significant tasks of regulation. Thus, the purpose of this study is to investigate the effect of the total load of anti-icing materials on the soil.

Material and methods. The effect of the solid PGM of the nitrate group, which consists of $(\text{NH}_4)_2\text{CO}$, $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ and NH_4NO_3 , was studied with varying degrees of stress on the upper root zone of sod-podzolic and urban soils to establish their absorptive capacity and salt migration to the underlying horizons in model experiment.

Results. A significant amount of calcium cations (Ca^{2+}) was established to be contained in aqueous filtrates as compared with the control. The process of calcium leaching occurs most intensively in the anthropogenically transformed

urban soil, which is more susceptible to de-icing. Thus, it can be concluded the zonal (sod-podzolic) soil to have a greater accumulating capacity for the PGM components and low buffering activity in comparison with urban soil. Considering the specific features of soil processes under the influence of the PGM components, there is a danger of secondary pollution of groundwater. In this regard, the soil quality monitoring system should take into account an integrated approach, and preventive measures for the improvement of urban soil need to be planned, providing for the inevitability of the use of GMP in the winter to ensure road safety.

Key words: anti-icing material; deicing salt; soil; migration; salinization; bioassay.

For citation: Ushakova O.V., Vodyanova M.A., Donerian L.G., Tribis L.I., Sbitnev A.V. Experimental evaluation of the migration of anti-icing materials into the water. *Gigiena i Sanitaria (Hygiene and Sanitation, Russian journal)* 2019; 98(12): 1380-1384. (In Russ.). DOI: <http://dx.doi.org/10.18821/0016-9900-2019-98-12-1380-1384>

For correspondence: Olga V. Ushakova, MD, Ph.D., leading researcher of the laboratory of Environmental and Hygienic Assessment of Waste and Soil of the Centre for Strategic Planning, Russian Ministry of Health, Moscow, 119991, Russian Federation. E-mail: lab.pochva@mail.ru

Information about the authors: Ushakova O.V. <https://orcid.org/0000-0003-2275-9010>
Vodyanova M.A., <http://orcid.org/0000-0003-3350-5753>; Donerian L.G., <http://orcid.org/0000-0002-9718-0663>
Tribis L.I., <https://orcid.org/0000-0002-1687-4162>; Sbitnev A.V., <https://orcid.org/0000-0003-4406-4287>

Conflict of interest. The authors declare no conflict of interest.

Acknowledgment. The study was conducted as part of the State task for 2018-2020 on the topic: "Risk assessment of the effects of anti-icing materials on human health and environmental objects when applied in urban areas" in the Centre for Strategic Planning, Russian Ministry of Health.

Contribution: Concept and design of the study – Ushakova O.V., Donerian L.G.; collection and processing of material – Tribis L.I., Sbitnev A.V.; statistical processing – Tribis L.I.; writing text – Ushakova O.V.; editing – Vodyanova M.A.; approval of the final version of the article, responsibility for the integrity of all parts of the article – all co-authors.

Received: March 18, 2019

Accepted: September 17, 2019

Published: December 2019

Введение

Противогололёдные материалы (далее – ПГМ), применение которых необходимо для обеспечения безопасности на автомобильных дорогах, попадают в почву при таянии снега, накапливающегося у обочин дорог при расчистке дорожного полотна. Растаявшие наледь и снег, содержащие ПГМ, стекают с дорожного полотна, разбрызгиваются при движении автомобилей и также попадают в почву [1]. ПГМ применяются как в твёрдом виде, так и в виде распыляемого раствора. При распылении растворов и во время разбрызгивания ПГМ попадают в воздух [2]. Применение данных препаратов приводит к увеличению содержания в воздухе взвешенных частиц размером $\leq 10 \mu\text{m}$ (PM_{10}), представляющих крайне серьёзную угрозу для здоровья человека. Они могут проникать в лёгкие и приводить к усилению симптомов лёгочных заболеваний, таких как астма и бронхиты, раздражению слизистой оболочки глаз и дыхательных путей и другим негативным эффектам [3].

Помимо непосредственного влияния на здоровье человека применение ПГМ может воздействовать на него косвенно, ухудшая состояние объектов окружающей среды, в том числе и состояние почвы. В частности, было установлено, что регулярное применение ПГМ вдоль автомобильных дорог приводит к формированию техногенных почвенных аномалий, характеризующихся повышенным содержанием солей. Их протяжённость может варьировать от 30 до 50 м. В этих пределах в почве наблюдаются участки с максимальной концентрацией солей внутри аномалии, распределённые как по вертикальному профилю, так и по горизонтальному. Исследователи связывают это с эпизодичностью поступления больших количеств ПГМ в почву, возникающих из-за возможного нарушения режима применения ПГМ [4]. Причиной такого распределения солей в почве может быть и сама почва: её физико-химические характеристики, буферность, степень антропогенной нарушенности и пр.

В исследовании почвы придорожной полосы Московской кольцевой автодороги (далее – МКАД) под сосновыми насаждениями Серебряноборского лесничества выявлено, что при многолетнем воздействии на почву ПГМ происходило повышение общего содержания солей в почве на 15–20%. В частности, было выявлено значительное – на 30–40% – увеличение содержания в почве подвижного кальция. И хотя при этом ярко выраженного угнетения сосновых древостоев не отмечалось, некоторые признаки засоления почвы (солончакового процесса) сохраняются и даже прогрессируют в почве придорожной полосы МКАД. Это в свою очередь грозит в перспективе ухудшением состояния многих компонентов экосистем [5]. Многолетнее применение ПГМ на территории Восточного административного округа (далее –

ВАО) Москвы постепенно привело к другому типу ухудшения и засоления почвы – осолонцеванию. Под воздействием NaCl и других солей, входящих в состав ПГМ, выявлены диспергация и пептизация почвенных коллоидов, которые коагулируют под влиянием электролитов солей, что приводит к повышению плотности почв. Кроме того, снежный покров ВАО в результате применения ПГМ подщелачивается, в сравнении с фоном его pH увеличивается в среднем на 0,6, а средняя минерализация талой воды составляет 19,4 мг/л, что в 2 раза выше фона. Ионный состав снеговых вод относит их к хлоридно-натриевому и хлоридно-кальциевому типам. Это объясняется тем, что в составе ПГМ преобладают соли NaCl и CaCl₂. После полного снеготаяния, в особенности в тех случаях, когда снег не вывозился с данной территории, весь накопленный состав солей мигрирует в почвенный слой. В результате минерализация почв повышается в 16–20 раз относительно фона, повышается и значение pH, в среднем до нейтральных величин (среднее значение pH – 7,2) [6].

Воздействие ПГМ может приводить не только к засолению почв, но и к изменению поведения в ней катионов ряда металлов, таких как свинец. Наиболее часто встречаются в почве следующие соединения свинца: PbS, PbSO₄ и PbCO₃. Эти и другие, менее стойкие соединения свинца, которые ещё не подверглись физическим, химическим и биологическим преобразованиям, могут свидетельствовать о конкретном виде антропогенного загрязнения. Так, Pb(CH₃CH₂)₄, или тетраэтилсвинец, попадает в почву из воздуха, который в свою очередь был загрязнён автомобильными выхлопными газами [1]. Почвы могут накапливать большие количества свинца, особенно при увеличении содержания в них органического вещества. При этих условиях свинец находится в почве в иммобилизованных формах [7]. Но при изменении pH, окислительно-восстановительного потенциала и ряде других условий растворимость соединений свинца может сильно повышаться [8]. Хлорид-ион является одним из факторов, приводящих к переходу свинца в подвижные формы [9]. ПГМ в своём составе содержит преимущественно хлориды натрия, магния и кальция, и при попадании в почву ПГМ содержание хлорид-ионов в ней резко увеличивается, что способствует вымыванию свинца. Установлено, что наличие в почве хлоридов, а также ацетатов (солей уксусной кислоты) приводит к мобилизации, то есть к высвобождению не только ионов Pb, но и Cr, Ni, Fe и Cu из сложных комплексных соединений, и увеличению их миграционной способности [10–13]. При попадании в почву талых вод во время весеннего паводка определяется положительное соотношение между электропроводимостью почвенного раствора и концентрацией ионов Cd, Cu и Zn в нём [14]. То есть возможно, что процесс ионообмена в комбинации с формированием хлоридных комплексов приводит к мобилизации Cd и

Таблица 1

Характеристика почвенных колонок

№ опытной колонки	Назначение в эксперименте	Почва	Высота слоя почвы, см
1, 2	Контрольная группа	Дерново-подзолистая почва, увлажнённая до 60% полной влагоёмкости (ПВ)	25
3, 4	Опыт с максимальной нормой расхода ПГМ		25
5, 6	Опыт со средней нормой расхода ПГМ	Городская почва (урбанозём), увлажнённая до 60% ПВ	25
7			25

Zn. Факты обнаружения повышенных концентраций Cd и Zn в поверхностных водах рядом с дорогами, на которых в качестве ПГМ применялся NaCl, подтверждают это предположение. Аналогичный эффект наблюдался и при попадании в речную воду повышенных концентраций галита (NaCl) [15].

Вымываемые из почвы Pb, Cr, Ni, Cd попадают в водоисточники, в том числе используемые для хозяйственно-питьевого водоснабжения [16–18]. Соединения, содержащиеся в ПГМ, переходя в водные объекты, оказывают влияние на гидробионтов. Известно, что на некоторых из них повышенная концентрация солей в воде может оказывать защитный эффект зимой, увеличивая их выживаемость во время оттепелей, но при повышении температуры только наносит вред [19, 20]. Также повышение содержания солей из ПГМ в водоёмах приводит к ингибированию роста клеток микроводорослей, таких как *Chlorella vulgaris* [21]. Таким образом, гидробионты обязательно должны использоваться в качестве индикаторных организмов, состояние которых позволит оценить степень засоления водоёмов компонентами ПГМ.

Изучение влияния ПГМ на почвенные микроорганизмы выявляет достаточно противоречивые результаты, поскольку изменение микробных сукцессий происходит в зависимости от изменяющихся условий среды и пищевых субстанций. Видовой состав почвенной микробиоты сменяется на толерантные к данной (солевой) ситуации виды и не всегда может служить опознавательным признаком. Только очень высокие дозы попадающих в почву солей (в особенности технические соли) могут приводить к гибели значительной части почвенной микрофлоры и сокращению её видового разнообразия [22].

В ряде случаев в качестве интегрального показателя состояния микрофлоры почвы используется почвенное дыхание – интенсивность выделения почвой CO₂. Этот показатель характеризует интенсивность процессов микробного разложения органического вещества и в настоящее время считается одним из наиболее характерных показателей состояния не только микробных сообществ почв, но и в целом почвенной экосистемы. Например, негативное влияние засоления на микробные сообщества почв в аридных условиях определяется с помощью измерений показателей почвенного дыхания на территориях различных стран [23, 24]. Широко используют его и для экологической оценки городских почв при их биоиндикации [25, 26].

Измерение показателей почвенного дыхания позволяет оценить последствия применения NaCl (и как следствие засоления почвы) на микробные сообщества лесных почв на загородных

Таблица 2

Содержание основных химических элементов в составе твёрдого ПГМ при максимальной и средней нормах расхода в эксперименте

Катион/анион	Исходный твёрдый ПГМ, мг/г	Максимальная норма расхода ПГМ, мг	Средняя норма расхода ПГМ, мг
Mg ²⁺	54	346	162
NO ³⁻	350	2240	1050
NH ⁴⁺	15	96	45
№ колонки	–	3, 4	5, 6, 7

Таблица 3

Катионно-анионный состав водных фильтратов из 25-сантиметрового слоя почвы

№ колонки	Концентрация, мг/л						
	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	NO ³⁻	SO ₄ ²⁻	NH ⁴⁺
1 (контроль)*	30	25	60	29	210	72	10
3	25	137	450	30	2600	50	530
4	30	120	455	30	2440	45	440
5	25	55	290	35	1500	55	110
6	15	50	260	25	1400	45	170
7	1150	61	700	1160	1920	460	< 10
ПГМ, мг/г	–	54	–	–	350	–	15

Примечание. * В качестве контрольных значений представлены усреднённые значения параметров из 2 колонок (1 и 2).

автодорогах [27]. Образцы почвы отбираются на разном расстоянии (1; 10; 30 м) от автодороги. Изучение показателей почвенного дыхания даёт чёткую картину снижения микробной биомассы на расстоянии 10 и 1 м от автодороги. Микробная биомасса снижается и вблизи сезонных водотоков, по которым при снеготаянии с автодороги соли, содержащиеся в ПГМ, поступают в почву [28, 29].

Таким образом, целью настоящего исследования является изучение влияния суммарной нагрузки противогололёдных материалов на почвы в модельном эксперименте.

Материал и методы

При проведении исследований изучалось влияние ПГМ с различной степенью нагрузки на верхний корнеобитаемый слой почвы с целью установления её поглощательной способности и миграции солей в нижележащие горизонты.

Для изучения процесса миграции солевого раствора использовали специальные миграционные колонки со слоем почвы 25 см и внутренним диаметром 9 см. Объектом исследования являлся твёрдый ПГМ, нитратная группа, состав которого: (NH₄)₂CO – 53–63%, Mg(NO₃)₂ – 38–40%, NH₄NO₃ – 1,5%, ПАВ (ОП7) 0,5% массовой доли.

Твёрдый ПГМ вносился на поверхность льда (ледовая пластинка толщиной 5 мм) в каждую колонку в количестве, равном максимальной 6,4 г (200 г/м²) и средней нормам расхода 3 г (95 г/м²), определённым в отраслевом дорожном методическом документе¹ [30].

В табл. 1 представлена характеристика почвенных колонок. Расчёт необходимого количества воды для полива колонок проводился в соответствии с методическими рекомендациями². В каждую колонку вносили 3-месячную норму осадков (150 мм), которая соответствовала объёму дистиллированной воды, равному 1185 мл. Рассчитанный объём дистиллированной воды вносился в каждую колонку порционно: по 50 мл с 2-дневным перерывом каждые 5 дней. Под каждую колонку устанавливали плоскодонные колбы (250 мл) для сбора фильтрата. В процессе миграции растворов получали фильтраты, которые отбирались по 100 мл для исследований. Из-за различной плотности почвы в колонках и, как следствие, из-за различающихся кольтматационных и сорбционных процессов в почве получение фильтратов из колонок происходило через различные временные промежутки, поэтому суммарные объёмы полученных фильтратов также различались [31].

Результаты

В табл. 2 представлено содержание основных химических элементов в составе ПГМ при различных нормах расхода.

В табл. 3 представлен катионно-анионный состав водных фильтратов из 25-сантиметрового слоя почвы.

¹ ОДМ «Руководство по борьбе с зимней скользкостью на автомобильных дорогах» от 16.06.2003 г. № ОС-548-р.
² Методическими рекомендациями по обоснованию ПДК химических веществ в почве.

Таблица 4

Количественное соотношение катионов магния в исходном образце ПГМ и в 100 мл фильтрата при средней и максимальной нормах обработки

Норма расхода ПГМ, внесённого на поверхность льда в соответствии с ОДМ	Содержание магния (мг) в твёрдом ПГМ, внесённом на поверхность льда	Среднее содержание катионов Mg ²⁺ (мг) в 100 мл фильтрата	Соотношение Mg ²⁺ _{ПГМ} /Mg ²⁺ _{фильтрат}
Максимальная – 200 г/м ²	346	12,9	27
Средняя – 95 г/м ²	162	5,5	29

В соответствии с данными химического анализа в водных фильтратах из опытных колонок обнаружено значительное количество катионов кальция (Ca²⁺) по сравнению с контрольными колонками (в которые ПГМ не вносили). При испытании максимальной нормы расхода ПГМ (200 г/м²) в водный фильтрат вымывается в среднем в 7,5 раза больше Ca²⁺, чем в контроле. При внесении среднего количества ПГМ (95 г/м²) в водном фильтрате разница в концентрации Ca²⁺ опыт/контроль в среднем составляет 4,5 раза. Согласно результатам исследования, процесс вымывания кальция наиболее интенсивно происходит в антропогенно преобразованной городской почве, которая в большей степени подвержена антигололёдной нагрузке. В пробе № 7 обнаруживалась наибольшая кратность превышения концентрации Ca²⁺ в водном фильтрате по сравнению с контролем. Таким образом, экспериментально установлено, что вследствие попадания многокомпонентного ПГМ через ледовую поверхность в почву происходит значительный вынос кальция из верхнего слоя почвы (25 см) при инфильтрации атмосферных осадков в нижележащие слои.

Содержание катионов магния (Mg²⁺) в опытных образцах (№ 3–7) также превышает контрольный показатель. При максимальном количестве внесённого на ледовую поверхность ПГМ (200 г/м²) в фильтратах обнаруживалось в 5,2 раза больше Mg²⁺ по сравнению с контролем. В условиях испытания средней нормы ПГМ (95 г/м²) концентрация магния в водном фильтрате превышает контрольный показатель в 2,2 раза.

Всё это свидетельствует о том, что магнии, поступающий в почву вместе с антигололёдной смесью в виде нитрата магния (Mg(NO₃)₂), также вымывается с атмосферными осадками в нижележащие слои почвы. Однако количественный вынос магния из почвы незначителен по сравнению с кальцием. Эти процессы объясняются тем, что поступающий с ПГМ магнии частично вытесняет кальций из почвенно-поглощающего комплекса (ППК). Количество поглощённого магния и соответственно выделяемого кальция зависит от возможностей конкретной почвы, от её минералогического состава.

В соответствии с данными, представленными в табл. 4, в водный раствор переходит в среднем в 27 раз меньше магния, чем его поступает в почву при максимальном уровне нагрузки ПГМ. При среднем количестве ПГМ данный показатель практически не отличается.

Таким образом, значительная доля привнесённого магния (96%) задерживается почвой, что обусловливается поглотительной способностью почвенных (коллоидных) частиц. Баланс обменных катионов Ca²⁺/Mg²⁺ в почвенном фильтрате смещается в сторону увеличения катионов Ca²⁺ по мере увеличения расхода (нагрузки) ПГМ.

При максимальной обработке ПГМ (200 г/м²) разница в соотношении Ca²⁺/Mg²⁺ в среднем составляет 3,5. Напротив, при среднем уровне нагрузки ПГМ (95 г/м²) разница в концентрациях возрастает до 5 раз. Для городской почвы данный показатель существенно больше - до 11,5 раза. Таким образом, при испытании средней нагрузки ПГМ на дерново-подзолистую и городскую почву наблюдается более интенсивная инфильтрация кальция из верхнего слоя городской почвы (25 см). При этом количество вымываемого кальция возрастает с увеличением нормы расхода ПГМ.

Таким образом, изучение влияния суммарной нагрузки ПГМ на почвы в опыте с миграционными колонками позволило установить, что в водных фильтратах содержится значительное количество катионов кальция (Ca²⁺) по сравнению с контролем.

При испытании максимальной нормы расхода ПГМ (200 г/м²) в водный фильтрат вымывается в среднем в 7,5 раза больше Ca²⁺, чем в контроле. При внесении на ледовую поверхность среднего количества ПГМ (95 г/м²) в водном фильтрате разница в концентрации Ca²⁺ опыт/контроль в среднем составляет 4,5 раза. Согласно результатам исследования, процесс вымывания кальция наиболее интенсивно происходит в антропогенно преобразованной городской почве, которая в большей степени подвержена антигололёдной нагрузке. Таким образом, можно сделать заключение об ограниченной буферности зональной (дерново-подзолистой) почвы по отношению к поступающим с ПГМ солям и об очень невысокой способности сильно антропогенно изменённой городской почвы к удержанию поступающих реагентов. При вхождении магния (Mg²⁺) в почвенно-поглощающий комплекс (ППК) и вытеснении кальция (Ca²⁺) происходит деградация ППК, приводящая к осолонцеванию почв и образованию тонкодисперсной почвенной фракции (пыли), сорбирующей на себя тяжёлые металлы. В период сухой весны такая пыль создаёт ингаляционную опасность для населения.

В полученных фильтратах проводили исследование по биотестированию. Данные представлены в табл. 5.

Обсуждение

На основании проведённых исследований можно предположить, что токсичность ПГМ для изученных тест-объектов (дафнии, инфузории, культура клеток млекопитающих) во многом зависит от удельной проводимости почвы, которая уменьшается с увеличением промывной нагрузки.

Таблица 5

Свойства фильтратов, отобранных при изучении водно-миграционных процессов ПГМ в почве

№ колонки	Фильтрат, мл	Дафнии (гибель 48 ч), %	Инфузории, ср. доза (K ₅₀), %	КСБ, It, %	pH, ед.	Удельная проводимость, (мСМ/см)
1	100	0	100	123	6,2	0,0075
	100	0	100	123	6,8	0,0067
3	100	100 ²⁴	40	182	8,2	6,88
	100	100 ²⁴	14	174	8,2	5,82
4	100	100 ²⁴	14	137	8,2	6,16
	100	100 ²⁴	4	81	8,0	6,19
	100	100 ²⁴	0	98	–	3,24
5	100	100 ²⁴	20	107	7,9	2,99
	100	40 ⁴⁸	24	91	6,5	2,81
6	100	100 ²⁴	42	88	7,7	3,02
	100	100 ⁴⁸	46	103	7,9	2,96
	100	100 ⁴⁸	21	108	–	2,41
	100	0	170	98	–	1,97
7	100	100 ⁴⁸	36	101	8,1	8,45
	100	0	40	94	8,2	7,54

Значения электропроводности не только указывают на различия в структуре почвы, но и тесно связаны с другими её свойствами, используемыми для определения продуктивности почвы, например, водоудерживающая способность (дренаж). Избыток растворённых солей в почве определяется с помощью показателя электропроводности, то есть чем больше воды с ПГМ мигрирует через слой (25 см) почвы, тем меньше становится удельная проводимость. Так, можно отметить, что при снижении удельной проводимости до 2 мСМ/см и менее токсическое действие отсутствует. Миграционная активность загрязнителей в почвах обуславливается кислотностью почвенных растворов: в кислых почвах осаждаются преимущественно анионогенные элементы, в нейтральных и щелочных – катионогенные. Существенную роль в почвенной аккумуляции загрязняющих элементов играют процессы химического взаимодействия между ними, зависящие от катионно-анионного состава почвенных растворов [32]. Поэтому при оценке уровня воздействия ПГМ на почву должны учитываться не только их отдельные компоненты, но и общие физико-химические характеристики.

Заключение

Следует отметить, что проведенный опыт может являться только началом для проведения более детального исследования для выявления причин и профилактики патологий, связанных с воздействием экологических факторов, являющихся одними из основных задач современного здравоохранения и программы развития «Медицины окружающей среды», реализация которой направлена на достижение активного здорового долголетия человека [33].

Литература

(пп. 1–3, 7–21, 23, 24, 26–29 см. References)

4. Кошелева Н.Е., Кузьминская Н.Ю., Терская Е.В. Засоление и осолонцевание городских почв из-за применения противогололёдных реагентов (на примере Западного административного округа Москвы). *Инженерные Изыскания*. 2017; 6–7: 64–77.
5. Лысиков А.Б. Влияние противогололёдных реагентов на состояние почвы придорожных сосняков Серебряноборского опытного лесничества. *Лесоведение*. 2017; 6: 446–51.
6. Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е., Хайбрахманов Т.С. Экологические последствия применения противогололёдных реагентов для почв Восточного административного округа Москвы. *Вестник Московского университета. Серия 5. География*. 2016; 3: 40–9.
22. Кадыров Д.Э., Лихачев А.Н., Хомяков Д.М., Щигрива М.М. Действие жидких противогололёдных реагентов на состав микробиоты дерново-подзолистой почвы в условиях мегаполиса. *Вестник Российской военно-медицинской академии*. 2008; 23 (3): 343.
25. Герасимов А.О., Чугунова М.В. Влияние загрязнения дерново-подзолистой почвы противогололёдными реагентами на высшие растения и почвенные микроорганизмы. *Экология и промышленность России*. 2015; 19 (4): 59–63.
30. Малышева А.Г., Шелепова О.В., Водянова М.А., Донерьян Л.Г., Ушакова О.В., Юдин С.М. Эколого-гигиенические проблемы применения противогололёдных реагентов в условиях крупного мегаполиса (на примере территории города Москвы). *Гигиена и санитария*. 2018; 97 (11): 1032–7.
31. Крятов И.А., Тонкопий Н.И., Водянова М.А., Русаков Н.В., Донерьян Л.Г., Евсеева И.С. и соавт. Методические подходы к обоснованию гигиенических требований к применению противогололёдных материалов. *Гигиена и санитария*. 2014; 93 (6): 52–4.
32. Ворончихина Е.А., Шукин А.В., Шукина Н.И. К оценке геохимического состояния урбоземосистемы Перми в связи с использованием противогололёдных реагентов. *Географический вестник*. 2014; 29 (2): 78–94.
33. Рахманян Ю.А., Бобровницкий И.П., Синецына О.О. Научные основы формирования нового профилактического направления – медицина окружающей среды. *Материалы XII Всероссийского съезда гигиенистов и санитарных врачей. Москва, 17–18 ноября 2017 г. М.*; 2017: 27–30.
5. Lysikov A.B. The effect of anti-icing agents on the soil condition of the roadside pine forests of Serebryanoborskogo experimental forestry. *Лесоведение*. 2017; 6: 446–51. (in Russian)
6. Nikiforova E.M., Kosheleva N.E., Khaybrahmanov T.S. Ecological consequences of the use of anti-icing agents for the soils of the eastern district of Moscow. *Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 5. Geografiya. [Moscow University Bulletin. Series 5. Geography]*. 2016; 3: 40–9. (in Russian)
7. Lee S.Z., Chang L., Yang H.H., Chen C.M., Liu M.C. Adsorption characteristics of lead onto soils. *J Hazard*. 1998; 63 (1): 37–49.
8. Kim E.J., Herrera J.E., Huggins D., Braam J., Koshowski S. Effect of pH on the concentrations of lead and trace contaminants in drinking water: A combined batch, pipe loop and sentinel home study. *Water Res*. 2011; 45 (9): 2763–74.
9. Stumm W., Morgan J.J. *Aquatic Chemistry: Chemical equilibria and rates in natural Waters*. New York: Wiley; 1996. 1040 p.
10. Amrhein C., Mosher P.A., Strong J.E., Pacheco P.G. Trace Metal Solubility in Soils and Waters Receiving Deicing Salts. *J Environ Qual*. 1994; 23 (2): 219–27.
11. Amrhein C., Mosher P.A., Strong J.E. Colloid-Assisted Transport of Trace-Metals in Roadside Soils Receiving Deicing Salts. *Soil Sci Soc Am J*. 1993; 57 (5): 1212–7.
12. Amrhein C., Strong J.E. The Effect of Deicing Salts on Trace Metal Mobility in Roadside Soils. *J Environ Qual*. 1990; 19 (4): 765–72.
13. Amrhein C., Strong J.E., Mosher P.A. Effect of Deicing Salts on Metal and Organic Matter Mobilization in Roadside Soils. *Environ Sci Technol*. 1992; 26 (4): 703–9.
14. Bauske B., Goets D. Effects of Deicing-Salts on Heavy Metal Mobility Zum Einfluß von Streusalzen auf die Beweglichkeit von Schwermetallen. *Acta Hydrochim Hydrobiol*. 1993; 21 (1): 38–42.
15. Warren L.A., Zimmerman A.P. The influence of temperature and NaCl on cadmium, copper and zinc partitioning among suspended particulate and dissolved phases in an urban river. *Water Res*. 1994; 28 (9): 1921–31.
16. Bäckström M., Karlsson S., Bäckman L., Folkesson L., Lind B. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Res*. 2004; 38 (3): 720–32.
17. Interlandi S.J., Crockett C.S. Recent water quality trends in the Schuylkill River, Pennsylvania, USA: a preliminary assessment of the relative influences of climate, river discharge and suburban development. *Water Res*. 2003; 37 (8): 1737–48.
18. Maxe L. Sources of major chemical constituents in surface water and groundwater of southern Sweden. *Nord Hydrol*. 2001; 32 (2): 34–115.
19. Jones B., Snodgrass J.W., Ownby D.R. Relative Toxicity of NaCl and Road Deicing Salt to Developing Amphibians. *Copeia*. 2015; 103 (1): 72–7.
20. Silver P., Rupprecht S.M., Stauffer M.F. Temperature-Dependent Effects of Road Deicing Salt on Chironomid Larvae. *Wetlands*. 2009; 29: 942–51.
21. Li F., Wu G., Hu S., Fan Z., Gao Q. Growth Behavior and Physiological Characteristics of *Chlorella vulgaris* in the Presence of Deicing Salt. *Procedia Environ Sci*. 2013; 18: 20–5.
22. Kadyrov D.E., Lihachev A.N., Homiyakov D.M., Schigriva M.M. The effect of liquid anti-icing agents on the composition of the microbiota of sod-podzolic soil in a megacity. *Vestnik Rossiyskoy voyenno-meditsinskoy akademii [Bulletin of the Russian Military Medical Academy]*. 2008; 23 (3): 343. (in Russian)
23. Mamilov A., Oliver M.D., Inubushi K. Microbial eco-physiology of degrading Aral sea wetlands: Consequences for C-cycling. *J Soil Sci Plant Nutr*. 2004; 50 (6): 839–42.
24. Yuan B.C., Li Z.Z., Liu H., Gao M., Zhang Y.Y. Microbial biomass and activity in salt affected soils under arid conditions. *Appl Soil Ecol*. 2007; 35 (2): 319–28.
25. Gerasimov A.O., Chugunova M.V. Influence of pollution of sod-podzolic soil by deicing reagents on higher plants and soil microorganisms. *Ekologiya i promyshlennost' Rossii [Ecology and Industry of Russia]*. 2015; 19 (4): 59–63. (in Russian)
26. Craig S., Zhu W. Impacts of Deicing Salt and Nitrogen Addition on Soil Nitrogen and Carbon Cycling in a Roadside Ecosystem. *Water Air Soil Poll*. 2018; 229 (6): 187.
27. Černohlávková J., Hofman J., Bartoš T., Sanka M., Anděl P. Effects of road deicing salts on soil microorganisms. *Plant Soil Environ*. 2008; 54 (11): 479–85.
28. Denby B.R., Ketzler M., Ellermann T., Stojiljkovic A., Kupiainen K., Niemi J.V. et al. Road salt emissions: A comparison of measurements and modelling using the NORTRIP road dust emission model. *Atmos Environ*. 2016; 141: 508–22.
29. Ducret-Stich R.E., Tsai M.Y., Thimmaiah D., Künzli N., Hopke P.K., Phuleria P.C. PM10 source apportionment in a Swiss Alpine valley impacted by highway traffic. *Environ Sci Pollut Res*. 2013; 20 (9): 6496–508.
30. Malysheva A.G., Shelepova O.V., Vodyanova M.A., Doneryan L.G., Ushakova O.V., Yudin S.M. Ecological and hygienic problems of anti-ice reagents in a large metropolis (for example, the territory of the city of Moscow). *Gigiya i sanitariya [Hygiene and Sanitation, Russian journal]*. 2018; 97 (11): 1032–7. (in Russian)
31. Kraytov I.A., Tonkopyi N.I., Vodyanova M.A., Rusakov N.V., Doneryan L.G., Evseeva I.S. et al. Methodical approaches to the justification of hygienic requirements for the use of anti-icing materials. *Gigiya i sanitariya [Hygiene and Sanitation, Russian journal]*. 2014; 93 (6): 52–4. (in Russian)
32. Voronchikhina E.A., Schukin A.V., Shchukina N.I. Evaluation of the geochemical state of the Permian urban ecosystem in connection with the use of anti-icing agents. *Geograficheskiy vestnik [Geographical Bulletin]*. 2014; 29 (2): 78–94. (in Russian)
33. Rakhmanyan Yu.A., Bobrovniy I.P., Sinityna O.O. Scientific basis for the formation of a new preventive direction – environmental medicine. *Proceedings of the XII All-Russian Congress of Hygienists and Sanitary Physicians [XII Vserossiyskiy s'ezd gigienistov i sanitarnykh vrachey]*. November 17–18, 2017; Moscow. Moscow; 2017: 27–30. (in Russian)

References