

Ю.М. СЕМЁНОВ*, М.Ю. СЕМЁНОВ**, А.В. СИЛАЕВ*

*Институт географии им. В.Б. Сочавы СО РАН,
664033, Иркутск, ул. Улан-Баторская, 1, Россия, yumsemenov@mail.ru, anton_s@bk.ru

**Лимнологический институт СО РАН,
664033, Иркутск, ул. Улан-Баторская, 3, Россия, smu@mail.ru

ИДЕНТИФИКАЦИЯ ГИДРОЛОГИЧЕСКИ ЧУВСТВИТЕЛЬНЫХ ЛАНДШАФТОВ (НА ПРИМЕРЕ БАССЕЙНА РЕКИ СЕЛЕНГИ)

Разработан методический аппарат выявления аккумулятивных ландшафтов, являющихся вторичными источниками загрязнения поверхностных вод в бассейне р. Селенги. Для установления возможностей и поиска конкретных местоположений их формирования рассчитан топографический индекс влажности TWI с использованием цифровой модели рельефа исследуемого региона. Участки территории с диапазонами показателей TWI 12–15 и 15–18 идентифицированы как площади с наиболее вероятными зонами стока. Для оценки возможности их влияния на формирование состава речного стока создана карта суммарного стока с использованием модели Flow Accumulation. Выявление гидрологически чувствительных участков водосбора (HSA) производилось путем наложения карты пространственного распределения участков с максимальными значениями суммарного стока на карту дифференциации величин TWI. В качестве истинных гидрологически чувствительных ландшафтов были идентифицированы те их участки, контуры которых располагаются в пределах территорий с максимальными значениями величин суммарного стока. Отобраны модельные полигоны для отработки методики картирования гидрологически чувствительных участков и первичных источников загрязнения. Проведены исследования на модельной территории г. Улан-Удэ, представляющего собой один из основных загрязнителей вод р. Селенги и оз. Байкал. Основным условием формирования вторичных источников загрязнения (аккумулятивных ландшафтов) является совпадение зоны действия источника загрязнения с HSA. Составленная карта производственных объектов была наложена на карту пространственного распределения HSA, фрагменты которых в границах промзон были идентифицированы как возможные вторичные источники загрязнения (критические территории-источники — CSA). Корректность выделения CSA подтверждена результатами оценки уровня загрязнения почв г. Улан-Удэ.

Ключевые слова: аккумулятивные ландшафты, идентификация, топографический индекс влажности, суммарный сток, депонирование загрязнителей, вторичные источники загрязнения.

Yu.M. SEMENOV*, M.Yu. SEMENOV**, A.V. SILAEV*

*V.B. Sochava Institute of Geography, Siberian Branch, Russian Academy of Sciences,
664033, Irkutsk, ul. Ulan-Batorskaya, 1, Russia, yumsemenov@mail.ru, anton_s@bk.ru

**Limnological Institute, Siberian Branch, Russian Academy of Sciences,
664033, Irkutsk, ul. Ulan-Batorskaya, 3, Russia, smu@mail.ru

IDENTIFICATION OF HYDROLOGICALLY SENSITIVE LANDSCAPES (A CASE STUDY OF THE SELENGA RIVER BASIN)

Methodological approaches to the identification of hydrologically sensitive landscapes have been developed and implemented in the Selenga River basin. The topographic humidity index TWI was calculated to detect accumulative landscapes using the digital relief model of the region under study. Areas with TWI ranges of 12–15 and 15–18 were recognized as areas with the most likely runoff zones. To assess the possibility of their influence on the formation of the river runoff composition, a map of the total runoff was created using the Flow Accumulation model. Hydrologically sensitive watershed areas (HSA) were determined by superimposing a spatial distribution map of areas with maximum total runoff values on the TWI differentiation map. Areas with the contours located within the territories of maximum values of total runoff were identified as true hydrologically sensitive landscapes. Model polygons were selected to test the methodology for mapping hydrologically sensitive areas and primary pollution sources. Studies were carried out on the model territory of the city of Ulan-Ude, which is one of the main pollutants of the waters of the Selenga River and Lake Baikal. The main condition for the formation of secondary sources of pollution (accumulative landscapes) is the correspondence of the pollution source coverage area with HSA. The resulting map of production facilities was

superimposed on the HSA spatial distribution map, fragments of which within industrial zones were identified as possible secondary sources of pollution (critical sources areas — CSA). The accuracy of the CSA allocation has been confirmed by the results of assessing the level of soil pollution in the city of Ulan-Ude.

Keywords: *accumulative landscapes, identification, topographic humidity index, total runoff, pollutant depositing, secondary sources of pollution.*

ВВЕДЕНИЕ

Существование оптимальных взаимоотношений природы и общества возможно только при создании между ними соответствующих интеграционных процессов в рамках «сотворчества» [1]. Авторами данной работы предпринята попытка разработать методический аппарат обеспечения одного из путей такой интеграции путем выявления гидрологически чувствительных ландшафтов с целью снижения риска попадания аккумулированного в них вещества в водные объекты.

При исследовании происхождения загрязняющих веществ (тяжелых металлов (ТМ), полициклических ароматических углеводородов (ПАУ), фосфатов, нитратов и т. д.) в водах в качестве их источников обычно рассматриваются газопылевые выбросы заводов, неочищенные стоки коммунальных предприятий, валяющийся на берегу мусор и пр. Однако фактически непосредственными источниками загрязнения вод являются неприметные понижения рельефа, пологие части склонов или заболоченные участки поймы, куда в течение зимы или засушливого лета ветром или водой сносятся загрязнители. Накопленные в таких аккумулятивных ландшафтах загрязняющие вещества с поверхностным и грунтовым стоком во время дождя или таяния снега попадают в близлежащие реки и ручьи. Единственным способом предотвращения или прекращения поступления загрязнителей в водные объекты может быть выявление ландшафтов, из которых происходит загрязненный сток, и уменьшение его путем проведения мелиоративных мероприятий, рекультивации или консервации этих земель.

Подобные исследования в России ранее не проводились. Отличие предлагаемого подхода от использовавшихся за рубежом состоит в том, что осуществлена попытка оценки способности аккумулятивных ландшафтов депонировать загрязняющие вещества. Для этого предполагается выявить различия геосистем по уровню пространственной организации и регулирования качества поверхностных вод в зависимости от характера сопряжения автономных и транзитных ландшафтов с аккумулятивными, обладающими разной способностью к депонированию загрязнителей. Таким образом, загрязнение поверхностных вод в представленной работе рассматривается как функция организации ландшафта в большей степени, чем функция интенсивности антропогенного воздействия.

Кроме того, предполагается идентифицировать первичные источники загрязняющих веществ, депонированных в аккумулятивных ландшафтах, а также выявить пути их миграции (потоки) до аккумулятивных ландшафтов. Первичные источники загрязнения вод представляют собой различные промышленные, коммунально-бытовые объекты и сельскохозяйственные угодья. Прежде чем попасть в водный объект, загрязнители проходят некоторый путь, на котором они неоднократно рассеиваются и концентрируются, а в периоды с большим количеством осадков трансэлювиально-аккумулятивные, аккумулятивные и трансаккумулятивные ландшафты становятся вторичными источниками воды, растворенного и взвешенного вещества. Поэтому, обнаружив места временной аккумуляции поллютантов на пути от источников к водным объектам и оценив закономерности их пространственного распределения, можно не только воспрепятствовать попаданию накопленных там примесей в водный объект, но и выявить их первичные источники.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В настоящее время исследований роли аккумулятивных ландшафтов в депонировании загрязнителей и загрязнении поверхностных вод проводится явно недостаточно, хотя теоретические основы и предпосылки для познания в российском естествознании имеются. С точки зрения геохимии ландшафтов данные ландшафты служат механическими геохимическими барьерами, накапливающими вещество, поступающее из атмосферных выпадений или с поверхностным и грунтовым стоками [2, 3], а с точки зрения гидрологии суши — участками формирования стока [4, 5].

В зарубежной литературе [6, 7] такие объекты называют гидрологически чувствительными территориями (hydrologically sensitive areas — HSA). При наличии на HSA отходов промышленных, коммунальных или аграрных объектов они могут стать источниками загрязнения поверхностных вод [8, 9] — критическими территориями-источниками (critical source areas — CSA). За рубежом концепция CSA

развивается с середины 1980-х гг. Общеизвестным и доказанным считается факт поступления большей части загрязнителей в поверхностные воды с незначительной площади водосбора, занимаемой CSA [10, 11]. Эта концепция широко используется в практической природоохранной деятельности, в том числе при выделении буферных и водоохраных зон [12, 13]. С позиций фундаментальной науки единственно ценным аспектом выявления HSA является оценка неоднородности процессов стокообразования в разных частях крупных водосборных бассейнов. Роль CSA в преобразовании и перераспределении потоков вещества в зарубежной литературе не рассматривается, поэтому эколого-геохимическая классификация CSA и работы по оценке вкладов антропогенных источников в загрязнение HSA, которые превращают их в CSA, отсутствуют.

В российской научной литературе понятие «гидрологическая чувствительность ландшафта» [14–16] используется при оценке современного состояния территории как мера способности геосистем реагировать на изменение гидрологической ситуации. Вместе с тем в качестве источников загрязнения традиционно рассматриваются объекты хозяйственной деятельности человека, а гидрологическая чувствительность ландшафтов, где размещены эти объекты, во внимание не принимается. Точно так же не исследуется и роль ландшафтов, не нарушенных антропогенным воздействием, но способных аккумулировать загрязняющие вещества из атмосферных выпадений или сточных вод, к которым относится часть CSA, в депонировании загрязнителей и формировании вторичных источников загрязнения.

Отработка и уточнение разрабатываемой методики исследования роли аккумулятивных ландшафтов в депонировании загрязнителей проводились в ходе исследований геосистем бассейна р. Селенги — главного притока оз. Байкал. Регион отличается широким разнообразием факторов ландшафтогенеза, что дает возможность отработать различные варианты выявления всего спектра как гидрологически чувствительных территорий (HSA), так и территорий, являющихся вторичными источниками загрязнения (CSA), с наименьшими трудовыми и финансовыми затратами.

В соответствии с целями и особенностями объекта исследования разработан план реализации проекта, включающий создание цифровой модели рельефа (ЦМР) территории, выявление с ее помощью гидрологически чувствительных ландшафтов, проведение полевых и лабораторных работ по установлению территорий, представляющих собой источники загрязнения поверхностных вод, путем проверки уровней содержания загрязнителей в почвах и водах HSA [17].

К моменту начала работ по проекту был разработан и апробирован ландшафтно-экологический подход к познанию происхождения растворенного вещества вод бассейна оз. Байкал, идентификации его природных и техногенных источников, выявлению закономерностей распределения загрязнителей [18–20].

В ходе реализации проекта используются методы геоинформационного моделирования (ГИС) и выявления источников загрязнения путем виртуального разделения смеси загрязнителей на компоненты (End-Member Mixing Approach — EMMA) [21, 22]. ГИС-методы позволяют дистанционно, без проведения детального обследования на местности, выявить места наиболее вероятного загрязнения для их почвенного и гидрохимического опробования с последующим выявлением первичных источников методом EMMA.

При формировании электронной картографической базы данных на территорию исследований использовались различные картографические материалы, тематические карты, данные космических съемок. Для создания слоя промышленных зон привлекались общедоступные данные с государственных порталов [23, 24] и синтезированные космические снимки Sentinel-2 [25]. Для выявления участков накопления стока (FA) и расчета TWI за основу были взяты находящиеся в свободном доступе данные глобальной цифровой модели поверхности (DSM) ALOS World 3D — 30 m (AW3D30) [26]. Цифровая модель рельефа исследуемого участка была переведена в проекцию WGS84 UTM Zone 48N [27] после предварительной обработки инструментами Simple Filter и Fill Sinks [28] в программе SAGA GIS с целью фильтрации некорректных значений высот. Далее с использованием откорректированной модели рельефа были рассчитаны значения топографического индекса влажности (Topographic Wetness Index — TWI) [29, 30]. Сначала создавалась модель углов наклона, а затем по формуле пересчитывались относительные площади водосбора. Полученное растровое непрерывное индексированное изображение было преобразовано в векторный слой, пригодный для обработки и анализа.

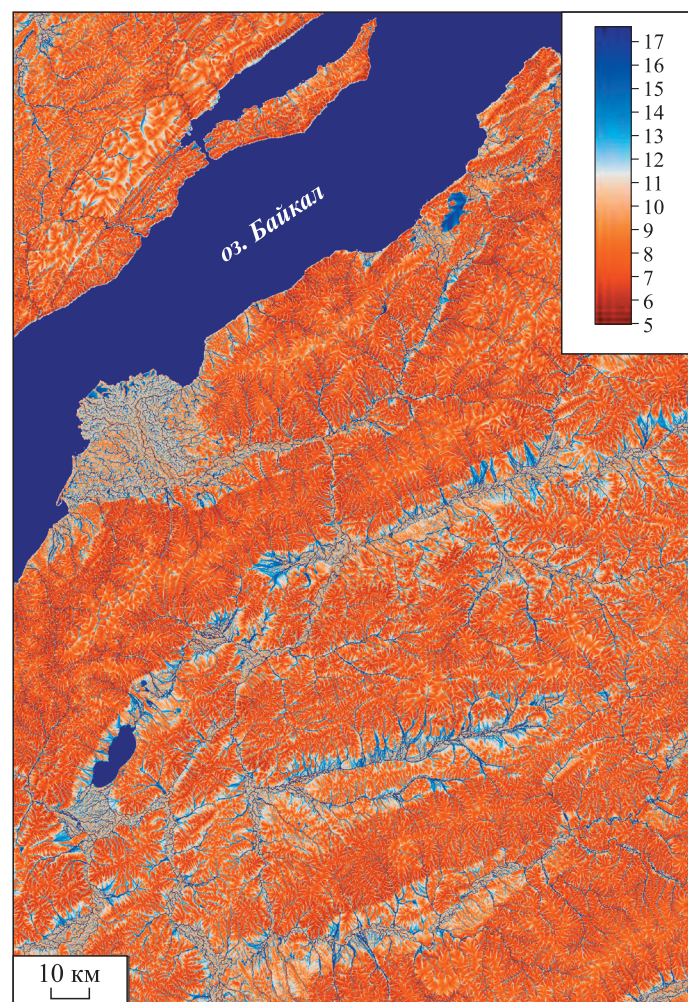
Величина TWI в каждой точке водосбора представляет собой натуральный логарифм отношения удельной площади водосбора к тангенсу крутизны склона (угла между плоскостью поверхности склона и горизонтальной плоскостью) в радианах. В целях повышения информативности путем удаления избыточной информации карта была генерализована: полигоны площадью менее 0,05 км² были объ-

единены с близлежащими полигонами большей площади, а отдельные нечитаемые полигоны — удалены. После этого полученное векторное изображение пространственного распределения величин TWI было трансформировано в линейное и сглажено с использованием инструмента Smooth в программе QGIS.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Карта TWI отражает влажность почв исследуемой территории и способность почвы к формированию поверхностного стока: чем выше величина TWI, тем вероятнее возникновение поверхностного стока при выпадении атмосферных осадков. Таким образом, карта пространственного распределения величин TWI (рис. 1) в первом приближении представляет собой карту гидрологически чувствительных участков водосбора (HSA). Наибольшие величины TWI соответствовали руслам рек и временных водотоков, наименьшие — верхним частям склонов и поверхностям водоразделов. Поскольку ни русла рек, ни водоразделы в формировании поверхностного стока не участвуют, необходимо было определить диапазон величин TWI, соответствующих HSA.

В качестве модельной территории для отработки приемов картирования гидрологически чувствительных участков и первичных источников загрязнения была выбрана территория г. Улан-Удэ, являющегося одним из основных загрязнителей вод р. Селенги и оз. Байкал. На основе ЦМР для нее была составлена карта пространственного распределения величин TWI [17]. В результате анализа полученных результатов и подбора различных диапазонов поле значений TWI было ранжировано. Наибольший интерес для нас представляют участки со значениями TWI 12–15 и 15–18 — это площади с наиболее вероятными зонами стока (рис. 2).



Так как некоторые участки территории, характеризующиеся высокими величинами TWI, могли оказаться бессточными понижениями, для проверки наличия стока воды с этих участков в реки и выделения участков наибольшего накопления стока на основе ЦМР с использованием модели Flow Accumulation (FA) [31] была создана карта суммарного стока. FA для каждой конкретной ячейки рассчитывался как сумма ячеек, находящихся выше по склону, сток из которых направлен в данную ячейку.

Карта пространственного распределения участков с максимальными значениями FA использовалась для оценки возможности влияния территорий, характеризующихся высокими значениями TWI, на формирование состава речного стока и выявления гидрологически чувствительных участков водосбора (HSA). Для этого она была наложена на карту распределения величин TWI, в качестве истинных HSA выбирались те участки предварительно установленных HSA, контуры которых располагаются в пределах участков поверхности с максимальными FA, т. е. находятся на пути наиболее интенсивных временных водных потоков.

Рис. 1. Топографический индекс влажности (часть бассейна р. Селенги).

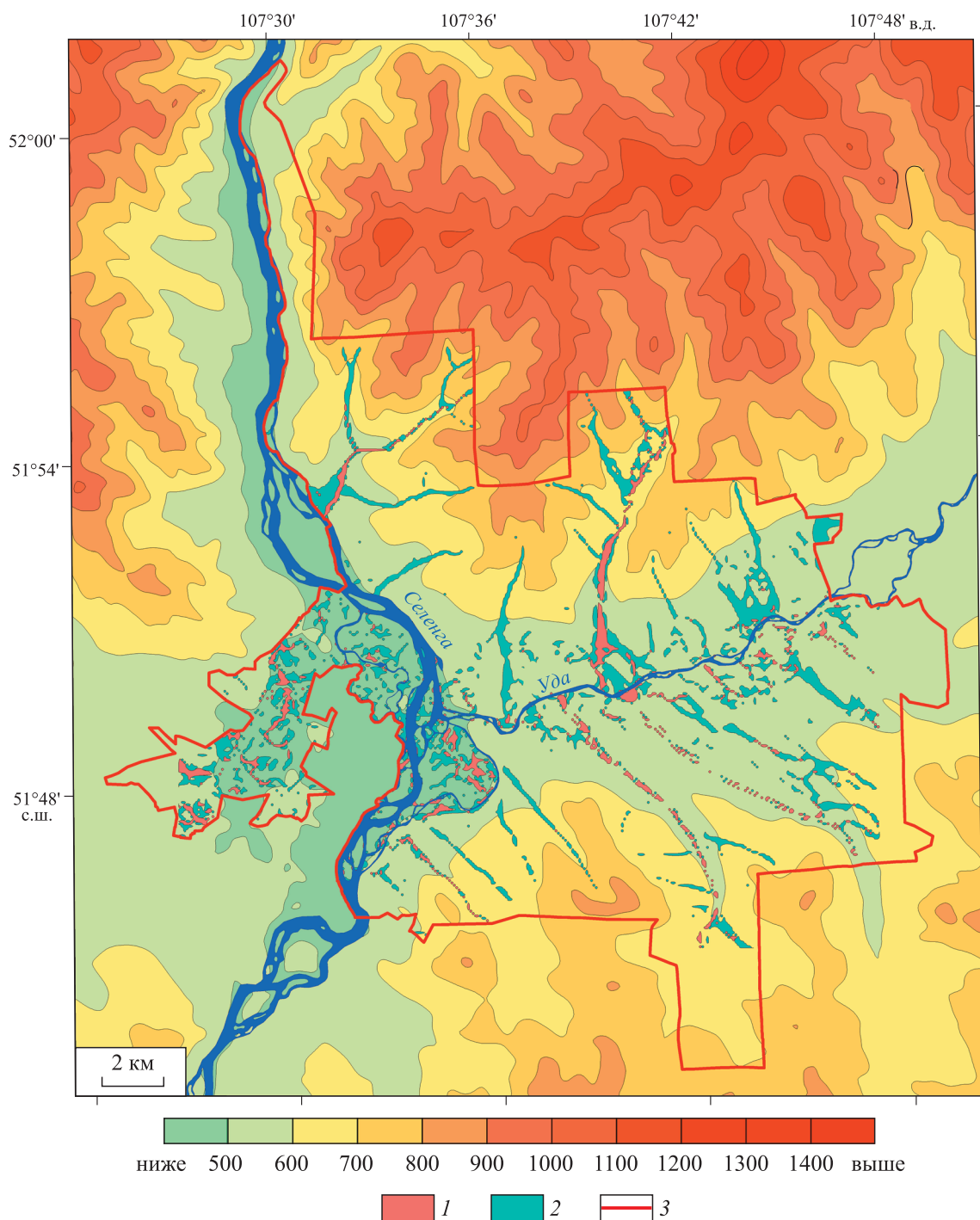


Рис. 2. Пространственное распределение величин топографического индекса влажности (TWI) на территории г. Улан-Удэ.

TWI: 1 — 12–15; 2 — 15–18. 3 — границы города.

Согласно определению, гидрологически чувствительные территории — это участки бассейна, на которых формируется сток, главным образом, поверхностный. Причина его возникновения — насыщение почвы водой до предела почвенной влагоемкости в результате выпадения атмосферных осадков. Насыщение почвы водой с последующим образованием поверхностного стока возможно в двух случаях. В первом случае поверхностный сток образуется вследствие того, что количество осад-

ков превышает величину влагоемкости почвы. Величины TWI таких HSA на полученной карте находились в пределах от 12 до 15. Причиной низкой влагоемкости в этом случае является малая мощность профиля почв верхних частей склонов. Во втором случае поверхностный сток образуется потому, что почва уже насыщена влагой, и ее остаточная емкость по отношению к воде невелика. HSA с данными почвами находились преимущественно в долинах рек, где зеркало грунтовых вод располагается близко к поверхности. Величины TWI, характерные для таких HSA, составляли 15–18.

Правильность выявления HSA проверялась в ходе выполнения полевых работ на примере пяти HSA с величинами TWI от 12 до 15 и пяти HSA с величинами TWI от 15 до 18. Признаком правильности выбора HSA на участках водосбора, находящихся выше базиса эрозии и на удалении от уреза воды, была более высокая (по сравнению с почвами сопряженных ландшафтов) влажность почвы (>80 %) после дождя. Влажность почвы определяли полевым влагомером TR-46908. Признаком правильности выбора HSA в долинах рек, помимо величины влажности почвы и наличия гидрофильных растений, было просачивание влаги из стенок почвенного разреза и заполнение его нижней части водой. Правильность выявления HSA была подтверждена во всех случаях.

Условие формирования CSA — это совпадение зоны действия источника загрязнения с HSA, поэтому для выделения CSA составлена карта производственных объектов, которая была наложена на карту пространственного распределения HSA, а фрагменты контуров HSA, ограниченные фрагментами контуров производственных объектов, были идентифицированы как CSA (рис. 3).

Для проверки правильности выделения CSA была проведена оценка уровня загрязнения почв Улан-Удэ, в том числе и на идентифицированных CSA. В рамках выполненных полевых работ отобрано 73 образца почв, взятых с глубины 0–10 см. В них определялись содержания ПАУ и ТМ. Уста-

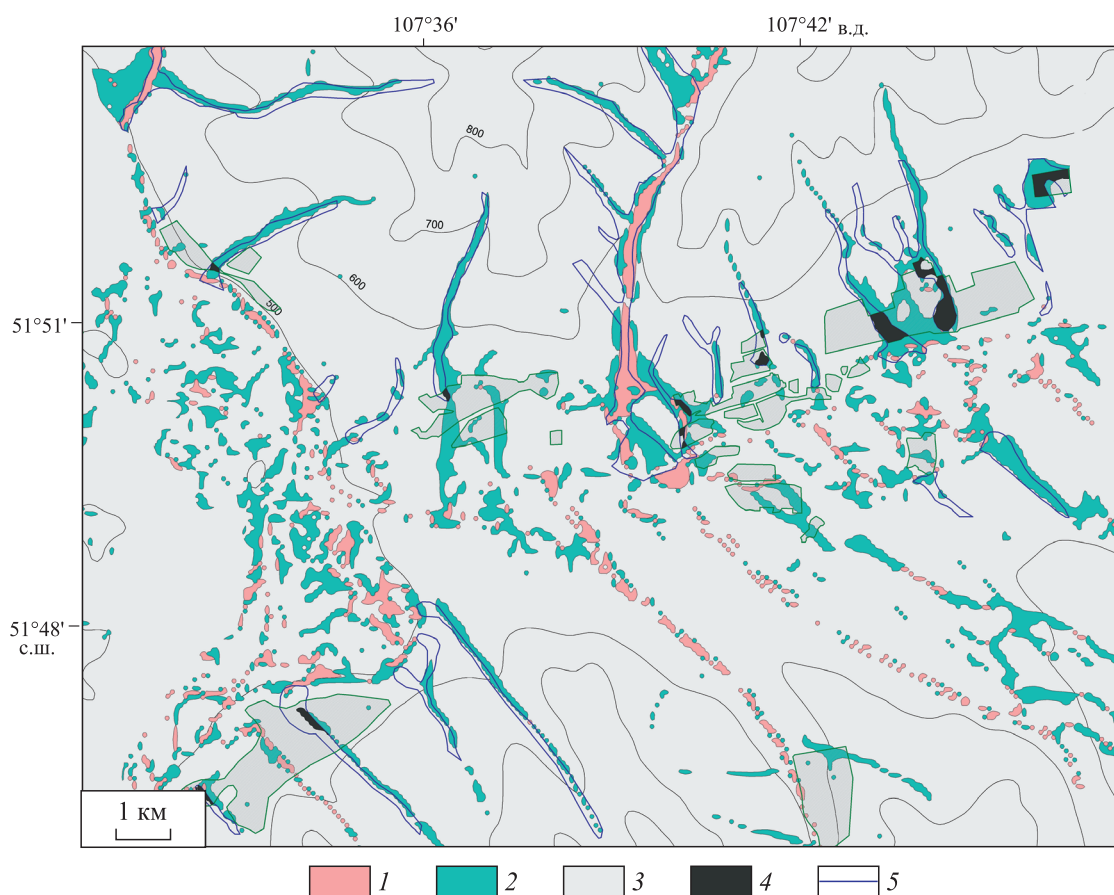


Рис. 3. Идентификация критических территорий — скрытых источников загрязнения (CSA) на территории г. Улан-Удэ.

Площади с наиболее вероятными зонами стока с TWI: 1 — 12–15; 2 — 15–18; 3 — территории производственных объектов; 4 — критические территории — скрытые источники загрязнения (CSA). 5 — границы участков с максимальными значениями суммарного стока.

новлено, что благодаря разным режимам работы и разной мощности предприятий уровни загрязнения почв разных CSA сильно различались. Тем не менее средний уровень загрязнения почв всех CSA как ПАУ, так и ТМ, был примерно в 2–3 раза выше среднего уровня загрязнения почв за пределами CSA и в 5–10 раз выше уровня загрязнения почв за пределами Улан-Удэ. Также установлено, что из-за изначально высоких концентраций вышеперечисленных металлов в ненарушенных доиндустриальных почвах, уровни загрязнения ПАУ и ТМ в почвах CSA не коррелируют друг с другом.

Для выявления и доказательства связи между составами ПАУ и ТМ в почвах CSA и размещенными на них источниками газопылевых выбросов был использован метод факторного анализа, реализованный в модели Positive Matrix Factorization Model for Environmental Data Analyses (PMF) [32]. Суть факторного анализа заключается в разложении матрицы данных о составе загрязнителей в образцах почв на матрицу профилей источников и матрицу их вкладов в загрязнение. Известно, что ПАУ-содержащие частицы образуются в процессе горения, тогда как ТМ-содержащие частицы возникают и в процессах горения, и в процессах обработки металлов. Следовательно, далеко не все источники ПАУ являются одновременно источниками ТМ. Поэтому данные о содержаниях ПАУ и ТМ в почвах анализировались раздельно.

Установлено, что главные источники ПАУ в почвах всех CSA — это процессы горения бензина, угля и древесины, мазута и дизельного топлива. Хотя источников было всего три, их вклады в загрязнение почв CSA значительно различались. В почвах CSA, на которых размещались точечные источники горения (котельные и ТЭЦ), вклады горения угля или мазута абсолютно преобладали над вкладами других источников. Величины вкладов горения бензина в загрязнение почв разных CSA варьировали незначительно, поэтому был сделан вывод, что горение бензина представляет собой диффузный источник и представлено выхлопами автотранспорта.

Также выявлено, что источниками ТМ почв CSA являются выбросы автотранспорта, не связанные с горением топлива, и процессы горения ископаемого топлива. В отличие от ПАУ, дифференцировать ТМ по видам сжигаемого топлива не удалось. Поэтому сделан вывод, что в большинстве случаев ПАУ — это лучшие трассеры источников газопылевых выбросов предприятий, чем ТМ. В отличие от величин вкладов источников ПАУ, абсолютного преобладания вклада какого-либо источника ТМ в загрязнение почв CSA не наблюдалось. Можно лишь отметить, что величины вкладов выбросов автотранспорта, не связанных с горением, рассчитанные для почв CSA, расположенных в районах города с интенсивным движением, были несколько выше соответствующих показателей, рассчитанных для почв CSA, находящихся на окраинах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе исследования был разработан методический аппарат выявления гидрологически чувствительных ландшафтов с целью снижения риска попадания аккумулированного в них вещества в водные объекты, который реализован в бассейне р. Селенги.

Для идентификации аккумулятивных ландшафтов на территории г. Улан-Удэ рассчитаны и ранжированы значения топографического индекса влажности (TWI) и выявлены участки с наиболее вероятными зонами стока, а для проверки наличия и оценки возможности влияния на формирование состава речного стока создана карта суммарного стока (FA). Выявление гидрологически чувствительных участков водосбора (HSA) производилось путем наложения карты пространственного распределения участков с максимальными значениями FA на карту распределения величин TWI, и в качестве истинных HSA были идентифицированы их участки, располагающиеся в пределах участков поверхности с максимальным FA. В процессе полевых исследований уточнены границы выявленных HSA, идентифицированы предполагаемые площадные источники загрязнения поверхностных вод.

Выявление критических территорий-источников (CSA) проводилось путем наложения на карту пространственного распределения HSA карты производственных объектов (РПО), и фрагменты HSA в границах РПО были идентифицированы как CSA. Корректность выделения CSA подтверждена результатами оценки уровня загрязнения почв г. Улан-Удэ.

В России подобные исследования ранее не проводились, а от использовавшихся за рубежом наш подход отличается попыткой оценить способность аккумулятивных ландшафтов к депонированию загрязнителей через различия геосистем по уровню пространственной организации и регулирования качества поверхностных вод, т. е. загрязнение поверхностных вод рассматривается как функция организации ландшафта в большей степени, чем функция интенсивности антропогенного воздействия.

Перспективы использования результатов исследования обуславливаются тем, что обнаружение мест временной аккумуляции поллютантов на пути от источников к водным объектам и оценка закономерностей их пространственного распределения позволяют не только воспрепятствовать попаданию накопленных там примесей в водный объект, но и выявить их первичные источники.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (22-27-00132).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Сочава В.Б. Введение в учение о геосистемах. — Новосибирск: Наука, 1978. — 319 с.
2. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. — М.: Высшая школа, 1988. — 328 с.
3. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. — М.: Высшая школа, 1975. — 331 с.
4. Виноградов Ю.Б., Виноградова Т.А. Современные проблемы гидрологии. — М.: Издательский центр «Академия», 2008. — 322 с.
5. Федоров В.Н. Ландшафтная индикация речного стока. — Иркутск; М.: Изд-во Ин-та географии СО РАН, 2007. — 175 с.
6. Agnew L.J., Lyon S., Gérard-Marchant P., Collins V.B., Lembo A.J., Steenhuis T.S., Walter M.T. Identifying hydrologically sensitive areas: bridging science and application // Journ. of Environmental Management. — 2006. — Vol. 78. — P. 64–76.
7. Walter M.T., Walter M.F., Brooks E.S., Steenhuis T.S., Boll J., Weiler K. Hydrologically sensitive areas: variable source area hydrology implications for water quality risk assessment // Journ. of Soil and Water Conservation. — 2000. — Vol. 55 (3). — P. 277–284.
8. Heathwaite L., Quinn P.F., Hewett C. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation // Journ. of Hydrology. — 2005. Vol. 304(1–4). — P. 446–461.
9. Reaney S.M., Mackay E.B., Haygarth P.M., Fisher M., Molineux A., Potts M., Benskin C.M.H. Identifying critical source areas using multiple methods for effective diffuse pollution mitigation // Journ. of Environmental Management. — 2019. — Vol. 250. — P. 109366.
10. Dickinson W.T., Rudra R.P., Wall G.J. Targeting remedial measures to control non-point source pollution // American water research bulletin. — 1990. — Vol. 26 (3). — P. 499–507.
11. Maas R.P., Smolen M.D., Dressing S.A. Selecting critical areas for nonpoint source pollution control // Journ. of Soil and Water Conservation. — 1985. — Vol. 40 (1). — P. 68–71.
12. Pionke H.B., Gburek W.J., Sharpley A.N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin // Ecological Engineering. — 2000. — Vol. 14. — P. 325–335.
13. Qiu Z. Assessing critical source areas in watersheds for conservation buffer planning and riparian restoration // Environmental Management. — 2009. — Vol. 44. — P. 968–980.
14. Антипов А.Н., Федоров В.Н. Ландшафтно-гидрологическая организация территории. — Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2000. — 254 с.
15. Antipov A.N., Kravchenko V.V., Semenov Yu.M., Drozdov A.V., Gagarinova O.V., Fedoro V.N., Rogovskaya N.V., Plyusnin V.M., Suvorov E.G., Winkelbrandt A., Milken W., von Haaren C., Schiller J., Wende W., Neumann A., Ohlenburg H., Hoppenstedt A. Landscape Planning: Tools and Experience in Implementation. — Bonn; Irkutsk: V.B. Sochava Institute of Geography SB RAS, 2006. — 149 p.
16. Гaгaринoвa O.B., Кoвaльчук O.A. Гидрологические фaктoры в ландшафтнoм планировании бассейна озера Байкал // География и природ. ресурсы. — 2012. — № 4. — С. 58–64.
17. Semenov M.Y., Silaev A.V., Semenov Yu.M., Begunova L.A., Semenov Yu.M. Identifying and characterizing critical source areas of organic and inorganic pollutants in urban agglomeration in Lake Baikal watershed // Sustainability. — 2022. — Vol. 14. — P. 14827. — DOI: 10.3390/su142214827
18. Семёнов Ю.М., Семёнов М.Ю., Снытко В.А., Силаев А.В. Ландшафтно-экологический подход к выявлению закономерностей распределения загрязнителей в бассейне озера Байкал // География и природ. ресурсы. — 2019. — № 2. — С. 69–76.
19. Семёнов М.Ю., Семёнова Л.Н., Семёнов Ю.М., Снытко В.А., Силаев А.В. Металлы в водах южных притоков Байкала // География и природ. ресурсы. — 2019. — № 4. — С. 93–103.
20. Семёнов М.Ю., Семёнов Ю.М., Силаев А.В., Бегунова Л.А. Растворенное вещество вод Юго-Западного Прибайкалья: состав, происхождение, классификация // География и природ. ресурсы. — 2020. — № 5. — С. 92–99.
21. Семёнов М.Ю., Снытко В.А. Оптимизация подходов к моделированию химического состава речных вод // Докл. АН. — 2013. — № 453 (6). — С. 686–689.
22. Christoffersen N., Neal C., Hooper R.P., Vogt R.D., Andersen S. Modelling streamwater chemistry as a mixture of soil water end-members — a step towards second-generation acidification models // Journ. of Hydrology. — 1990. — Vol. 116. — P. 307–320.

23. **Публичная кадастровая карта** [Электронный ресурс]. — Государственный портал <https://rosreestr-doc.ru/> (дата обращения 12.02.2023).
24. **Sentinel Hub** [Электронный ресурс]. — <https://apps.sentinel-hub.com/> (дата обращения 20.02.2023).
25. **Fox G., Umali G., Dickinson W.T.** An economic analysis of targeting soil conservation measures with respect to off-site water quality // Canadian Journal of Agricultural Economics. — 1990. — Vol. 43 (1). — P. 105–118.
26. **ALOS** Global Digital Surface Model ALOS World 3D — 30 m (AW3D30). Dataset. Product Format Description. Version 1.1 [Электронный ресурс]. — https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/en/dataset/aw3d30/aw3d30_e.htm (дата обращения 20.02.2023).
27. **Planchon O., Darboux F.** A fast, simple and versatile algorithm to fill the depressions of digital elevation models // Catena. — 2002. — Vol. 46 (2–3). — P. 159–176.
28. Conrad O., Bechtel B., Bock M., Dietrich H., Fischer E., Gerlitz L., Wehberg J., Wichmann V., Böhner J. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. Geoscience Model Development, 8 [Электронный ресурс]. — <https://www.geosci-model-dev.net/8/1991/2015/> (дата обращения 20.02.2023).
29. **Beven K.J., Kirkby M.J.** A physically based, variable contributing area model of basin hydrology // Hydrological Science Bulletin. — 1979. — Vol. 24 (1). — P. 43–69.
30. **Gallant J.C., Hutchinson M.F.** A Differential Equation for Specific Catchment Area // Water Resources Research. — 2011. — Vol. 47, N 5. — P. 28–33.
31. **How** to compute flow direction and flow accumulation with QGIS? [Электронный ресурс]. — <https://gis.stackexchange.com/questions/68158/how-to-compute-flow-direction-and-flow-accumulation-with-qgis> (дата обращения 20.02.2023).
32. **Positive** Matrix Factorization Model for Environmental Data Analyses [Электронный ресурс]. — <https://www.epa.gov/air-research/positive-matrix-factorization-model-environmental-data-analyses> (дата обращения 20.02.2023).

Поступила в редакцию 16.03.2023

После доработки 17.07.2023

Принята к публикации 23.11.2023