

О ТОКСИЧНОСТИ ТЕХНОГЕННЫХ РЕЧНЫХ ИЛОВ

К.г.-м.н. Е.П. Янин

Институт геохимии и аналитической химии
им. В.И. Вернадского РАН, г. Москва
yanin@geokhi.ru

Техногенные илы, формирующиеся в реках промышленно-урбанизированных районов, характеризующиеся специфическим вещественным составом и концентрирующие широкую группу различных загрязняющих веществ, обладают (как вещество) токсикологическими свойствами и способны оказывать прямое негативное воздействие на живые организмы. В экстремальных ситуациях они представляют эколого-токсикологическую опасность для всей водной экосистемы. В критических ситуациях необходимы изъятие илов из рек с применением соответствующих методов и приемов ремедиации и технологий последующей утилизации загрязненного материала. Необходимы дальнейшие исследования токсичности техногенных илов на эталонных объектах и разработка унифицированных и доступных для широкого практического применения методов ее оценки.

В техногенных ландшафтах в аллювиальном седиментогенезе участвуют значительные массы осадочного материала, появление которого в осадочном цикле связано с хозяйственной деятельностью человека. Модули твердого стока в таких районах возрастают (по сравнению с зональными значениями) на один-два порядка, при этом техногенный осадочный материал характеризуется специфическим вещественным составом и высокими концентрациями разнообразных химических элементов и их соединений. Поступление в реки значительных объемов техногенного осадочного материала отражается на процессах аллювиального седиментогенеза и приводит к формированию в реках хозяйственно освоенных районов нового типа русловых отложений – техногенных илов, которые по своему морфологическому облику и физическим свойствам отличаются от фонового руслового аллювия [27, 28, 34]. Илы представляют собой темно-серые или черные, иногда с прослоями пепельного цвета отложения, сверху мягкие (часто в виде своеобразной насыщенной суспензии), книзу более плотные, пластичные, с неприятным запахом (фекальным, химическим, иногда в нижних их слоях фиксируется слабый запах сероводорода), маслянистые, жирные на ощупь. Илы пачкаются и при длительном контакте оказывают раздражающее воздействие на кожу рук и разъедающее действие на резину (перчатки, сапоги, лодку). В основной своей массе техногенные илы обладают липкостью и пластичностью, что свидетельствуют о наличии значительных сил молекулярного притяжения между слагающими их частицами, обуславливающих, в свою очередь, связность и повышенную устойчивость отложений к размывающему действию водного потока, а также малую величину скорости фильтрации через их (особенно нижнюю) толщу. Как правило, илы при изъятии их трубчатым буром сохраняют свою структуру, а при высушении – приданную им форму. Природа липкости и пластичности, способствующих увеличению связности основной массы илов, в существенной мере связана с присутствием в них коллоидных пленок, различных («техногенных») органических веществ (нефтепродуктов, синтетических масел, по-

лициклических ароматических углеводородов и их производных, синтетических поверхностно-активных веществ и др.), жиров, азотистых соединений, а также волокнистых частиц. Взмучивание илов сопровождается газо-выделением и появлением на водной поверхности ирризирующих, маслянистых пятен и пленок, а в стеклянной емкости с такой водой после ее отстаивания наблюдается эффект Тиндаля (опалесценция). Указанные свойства относительно стабильны как в толще илов, мощность которых изменяется от 0,2–0,5 до 2–3,5 м, так и на значительной протяженности (многие десятки километров) русла.

Техногенные илы отличаются от фонового аллювия чрезвычайно высокими концентрациями широкой группы химических элементов и многих органических соединений, а также принципиально иным соотношением основных форм нахождения тяжелых металлов, что проявляется в увеличении доли их подвижных соединений, способных переходить в водную фазу и поглощаться гидробионтами [29–34]. Удельные концентрации подвижных форм многих металлов в илах не только близки валовым фоновым содержаниям, но часто существенно превышают их. Иловые воды в зонах техногенного загрязнения содержат различные химические элементы и их соединения в концентрациях, многократно превышающих фоновые уровни. В долгосрочном прогнозе техногенные илы, концентрируя основную массу загрязняющих веществ, поступающих в реки хозяйственно освоенных территорий, являются источниками вторичного загрязнения водной массы и поступления токсичных веществ в гидробионты, поскольку в результате различных процессов, протекающих в отложениях и на границе придонная вода/ил, химические элементы и их соединения могут высвобождаться из илов в водную фазу. Известны случаи, когда после прекращения сброса сточных вод в водотоки, техногенные илы являлись источником поступления поллютантов в поверхностные воды и основной причиной их экстремально высокого накопления в гидробионтах. Присутствие в техногенных илах значительных количеств различных химических элементов (особенно тяжелых металлов) и разнообразных органических соединений (особенно техногенного происхождения) априори обуславливает их повышенную и (в экстремальных ситуациях) высокую эколого-токсикологическую опасность как вещества. Есть все основания полагать, что техногенные илы (как вещество) обладают экотоксикологическими свойствами и способны оказывать прямое негативное воздействие на живые организмы. Имеющие в литературе данные в той или иной мере подтверждают данный вывод.

Как известно, в настоящее время в отечественной практике оценку токсичности воды или донных отложений (для водорослей, водных растений и гидробионтов) обычно проводят экспериментально с использованием методом биотестирования, т. е. по ответным реакциям водных организмов, являющихся так называемыми тест-объектами [6, 14]. Биологическое тестирование – один из методов водной токсикологии для определения степени воздействия химических, физических, биологических факторов на биологически значимые показатели (тест-функции) исследуемых тест-организмов с последующей оценкой их состояния в соответствии с выбранными критериями токсичности среды [11]. В отличие от биоиндикации, фиксирующей суммарное воздействие ряда факторов за длительный промежуток времени, биотестирование позволяет определить возможные последствия загрязнения водного объекта и выполняет функцию тактического контроля загрязнения [24]. Задачей биотестирования является не идентификация загрязняющих веществ и их концентраций, а эколого-токсикологическая

интерпретация воздействия всего комплекса содержащихся в том или ином компоненте (в воде, отложениях и пр.) веществ на живые организмы (т. е., в сущности, оценивается воздействие воды или отложений как вещества в целом – оказывает или не оказывает оно токсическое действие на тест-объекты) [14]. Считается, что в случае с донными отложениями биотестирование позволяет определить реальную токсичность, обусловленную совокупностью всех присутствующих в тестируемой пробе токсических химических веществ и метаболитов, с учетом их антагонистического и синергетического влияния именно на момент воздействия [3, 16]. Естественно, что в данном случае оценка токсичности пробы является экспертной.

В общем случае биотестирование токсичности донных отложений используют для решения следующих задач [16]: 1) оценка токсичности (выявления наличия и степени токсичности) пробы донных отложений; 2) оценка уровня токсического загрязнения донных отложений водного объекта, выделения участков накопления токсичных загрязняющих веществ в донных отложениях и оценки влияния источников загрязнения на состояние донных отложений; 3) оценка уровня токсического загрязнения экосистемы водного объекта по результатам биотестирования донных отложений и воды. Биотестирование донных отложений может быть использовано также для оценки: 1) эколого-токсикологического состояния и экологического благополучия водного объекта в комплексе с методами химического и гидробиологического анализа; 2) токсичности донных отложений, изымаемых при дноуглубительных работах; 3) токсичности грунтов, подлежащих захоронению; 4) токсичности техногенно загрязненных почв. Принцип биотестирования донных отложений заключается в одновременном проведении токсикологического эксперимента в пробе с исследуемого участка водного объекта и пробе с фонового участка (контрольной пробы) и последующем установлении различий между результатами. В зависимости от поставленных задач биотестирование донных отложений проводят [15, 16]: 1) на материале пробы, не подвергавшейся какой-либо обработке (нативной, «необработанной» пробе), – для анализа токсичности, обусловленной всей совокупностью присутствующих в пробе загрязняющих веществ и их метаболитов (общей токсичности); 2) на водной вытяжке донных отложений – для анализа токсичности водорастворимых загрязняющих веществ. Для биотестирования «необработанной» пробы донных отложений часто используют биотест на организмах зообентоса [16], а для биотестирования водной вытяжки – биотесты на дафниях, цериодафниях, водорослях, парameциях, коловратках и рыбах [14]. Приоритетным при оценке результатов биотестирования водной вытяжки по набору биотестов является биотест на дафниях или цериодафниях. Нередко, особенно в зарубежной практике, проводится биотестирование иловых (поровых) вод, выделяемых из отложений тем или иным способом (центрифугированием, отжатием и т. п.). При использовании набора биотестов общую оценку токсичности выводят исходя из следующего принципа: если хотя бы в одном из биотестов проба донных отложений оказывает токсическое действие, ее считают токсичной (результаты различных биотестов могут не совпадать вследствие различий в чувствительности тест-объектов к токсическому воздействию). Общую оценку уровня токсического загрязнения донных отложений водного объекта (в целом) проводят на основе результатов биотестирования проб, отобранных на разных его участках [17]. По наличию токсичности в различных пробах донных отложений судят о расположении участков накопления токсичных загрязняющих веществ в водном объекте, зонах влияния источни-

ков загрязнения. Обоснованно считается, что методы биотестирования, в отличие от традиционных аналитических методов, позволяют получить быструю интегральную оценку загрязнения водных экосистем, отражающую действие всех присутствующих в пробе токсических веществ и учитывающую их антагонистическое и синергетическое взаимодействия [3, 22]. Кроме того, преимущество методов биотестирования состоит в способности живых организмов воспринимать более низкие концентрации веществ, чем любой аналитический датчик [4, 26]. Следует отметить, что, несмотря на массу информации по изучению качества вод методом биотестирования, единая методология биотестирования природных вод до конца не разработана.

За рубежом наиболее широко используют биолюминесцентные биотесты на основе светящихся бактерий. Наибольшее применение нашел биотест *Microtox*, который используется в лабораторных и полевых исследованиях для определения степени токсичности вод и донных отложений [36, 37, 38]. Например, в работе [38] показана токсичность иловых (поровых) вод, извлеченных из донных отложений водотока, принимавшего сточные воды хлорно-щелочного завода, и отложений в целом. В данном случае уровни ртути в отложениях варьировались в пределах 1–27 мг/кг, т. е. многократно превышали фоновые концентрации. Кроме того, в отложениях установлены очень высокие содержания полихлорбифенилов (67–95 мг/кг) и повышенные уровни некоторых металлов (Cr, Pb, Zn). Оценка токсичности осуществлялась с использованием биотестов *Microtox* (тест с амфиподами *Hyalella azteca*). Смертность *H. azteca* была значительно выше в случае с донными отложениями, отобранными на двух станциях в устье загрязненного водотока, чем для эталонных (контрольных) проб. Кормовая активность *H. azteca* была снижена в испытаниях нативных отложений из загрязненного водотока по сравнению с эталоном, что также указывает на снижение качества отложений, хотя проявления смертности *H. azteca* в испытаниях нативных отложений не было. Авторы полагают, что токсичность, проявляемая отложениями, объясняется высокими концентрациями ПХБ и ртути (возможно, метилртути).

Оценка токсичности донных отложений, отобранных на 447 случайно выбранных прибрежных участках рек Огайо, Верхняя Миссисипи и Миссури, выполненная с использованием 7-дневного теста на выживание и рост *Hyalella azteca*, показала, что 65 образцов (14,5%) характеризовались летальной токсичностью, 130 проб (29,1%) – вызывали снижение роста *H. azteca* [35]. Авторы цитируемой статьи считают, что пространственная структура токсичности отложений масштабах изученного субрегиона не может быть легко объяснена только лишь урбанизацией или использованием сельскохозяйственных земель. Она, судя по всему, определяется наличием множества локальных источников загрязнения и поступлением поллютантов из загрязненных отложений, распространяемых в руслах рек выше по течению.

В работе [36] проведена оценка токсичности донных отложений р. Гранд-Калумет (северо-западная Индиана, США), испытывающей техногенное воздействие (крупные сталелитейные заводы и др.). Тесты на токсичность, использованные в этой оценке, включали: 1) 10-дневное воздействие отложений на амфиподы *Hyalella azteca*, 2) 31-дневное воздействие отложений на олигохеты *Lumbriculus variegatus* и 3) стандартный тест *Microtox* для нативного образца отложений (твердая фаза + иловая вода). На разных участках реки было отобрано 30 проб отложений. Токсическое воздействие на выживаемость амфипод наблюдалось в 60% образцов. Результаты теста на токсичность с олигохетами показали, что отложения были

слишком токсичными, чтобы их можно было использовать для тестирования биоаккумуляции. Семь из 15 образцов, которые были идентифицированы как токсичные в тестах на амфиболах, не были идентифицированы как токсичные в тесте Microtox, что указывает на то, что 10-дневный тест *H. azteca* был более чувствительным, нежели тест Microtox. Образцы, которые были токсичными, имели наибольшую концентрацию металлов, полициклических ароматических углеводородов и полихлорированных бифенилов.

Биотестирование донных отложений, содержащих высокие содержания нефтепродуктов, тяжелых металлов и некоторые другие вещества, из озера Кугурлуй (Одесская область, Украины) с использованием в качестве тест-объектов лабораторных культур одноклеточных зеленых водорослей *Chlorella vulgaris* Beijer (*Chlorellaceae*) и *Selenastrum* sp. (*Selenastraceae*) показало, что разные виды зеленых пресноводных водорослей имели неодинаковую чувствительность к загрязняющим веществам, аккумулированным в донных отложениях [21]. Загрязнение, фиксируемое донными отложениями, во многом определяет негативную экологическую ситуацию в водоеме. Отмечается также, что действие донных отложений на флору оз. Кугурлуй уже носит хронический характер.

Пробы донных отложений, отобранных на урбанизированном участке р. Темерник (густонаселенные районы г. Ростова-на-Дону), представляли собой илстые наносы со специфическим болотистым запахом [2]. Оценку токсичности отложений проводили методом биотестирования с использованием четырех тест-объектов: ветвистоусый рачок *Daphnia magna*, зеленые микроводоросли *Chlorella vulgaris*, личинки комаров *Chironomus plumosus*, семена высшего растения редиса *Raphanus sativus*. Было установлено, что, во-первых, донные отложения (нативные пробы и водные вытяжки из них) оказывали токсическое действие во всех исследуемых точках; во-вторых, донные отложения в целом более токсичны, чем поверхностные воды. Изучение генотоксичности (способности вызывать генетическое повреждение в клетках живых организмов) отобранных в нижнем течении р. Дон донных отложений при помощи специальной биолюминесцентной тест-системы, позволяющей достичь оптимального сочетания экспрессности, чувствительности и трудоемкости, показало, что в пределах обследованного участка реки число генотоксичных проб, исследованных в 2001–2007 гг., составляло в среднем 40%, в то время как для остальных участков оно достигало 17,9% [18]. Для оценки токсичности донных отложений озера Голубое (бассейн Нижнего Дона, расположено в пределах г. Ростова-на-Дону), испытывающего интенсивное рекреационное воздействие, использовали четыре тест-объекта различных трофических уровней и систематической принадлежности: общепринятый ветвистоусый рачок *Daphnia magna*, коловратку *Brachionus calyciflorus*, зеленые микроводоросли *Scenedesmus obliquus*, личинки комаров *Chironomus plumosus* [1, 8]. Токсичность донных отложений оценивали, изучая нативные (не измененные) донные отложения и водную вытяжку из них. Установлено, что динамика токсичности озерных отложений за 14-летний период рекреационного воздействия характеризовалась усилением токсического действия – от его отсутствия до подострого и острого. Хроническое токсическое действие донных отложений отмечено также для отдельных участков Цимлянского водохранилища.

Токсикологические исследования донных отложений Невской губы (известная также как Маркизова лужа) с использованием острых и хронических опытов по биотестированию, в которых в остром опыте оценивали выживаемость тест-организма *Daphnia magna*, в хроническом – его выживаемость и

плодовитость, показали, что большинство проб отложений оказывали хроническое токсичное воздействие на тест-объекты, что отражает постоянную техногенную нагрузку на акваторию, расположенную в черте мегаполиса [12].

Биотестирование донных отложений крупных водоемов северо-западного региона России – Онежского озера, Выгозерского водохранилища, пресноводной части эстуария р. Невы (восточной части Финского зал.), которые локально подвержены евтрофированию и химическому загрязнению, показало, что потенциальная токсичность донных отложений, оцениваемая по выживаемости двух видов ракообразных (*Gmelinoides fasciatus* и *Ceriodaphnia affinis*) в 7-суточных тестах, варьировала от высоких до низких величин, характеризуя 5 классов качества донных отложений – высокое, хорошее, умеренное, плохое, тяжелое и, соответственно, степени токсического загрязнения – от его отсутствия до очень высокого [9]. Неблагополучные зоны выявлены в Кондопожской и Петрозаводской губах Онежского оз., северной и южной части Выгозерского водохранилища и южной части Невской губы в районе дамбы. Установлено также, что токсичность водной вытяжки из донных отложений озер Северо-Запада России увеличивалась при снижении pH воды [10].

Донные отложения р. Белой в пределах Белорецкого района Республики Башкортостан по показателю суммарного загрязнения (показатель Z_c) характеризуются чрезвычайно опасным уровнем техногенного загрязнения (значения Z_c изменялись от 201 до 243, особенно интенсивно в донных отложениях накапливаются Cu, Zn, Cd, Fe, Ni, Co) [19, 20]. Основное техногенное воздействие здесь на р. Белую обусловлено разработкой месторождений полиметаллических руд, а также промышленными и коммунально-бытовыми стоками г. Белорецка. Определение токсичности отложений из зон загрязнения основывалось на вычислении степени изменения всхожести семян и длины корня проростков кресс-салата по сравнению с контрольной пробой. Исследуемые отложения характеризовались «умеренно токсичной степенью загрязнения». В работе [25] методом биотестирования с использованием ветвистоусых рачков выявлена токсичность донных отложений нижнего Иртыша. Зоны высокой токсичности (как нативных отложений, так и водной вытяжки из них) по результатам биотестирования установлены для некоторых рек Кувандыкского района Оренбургской области, испытывающих техногенной воздействие, в том числе предприятий цветной металлургии [7, 23]. Методами биотестирования выявлена токсичность донных отложений ручья в районе горно-обогатительного комбината Эрдэнэт и рек Ероо и Бухалын (Монголия), испытывающих влияние интенсивной добычи золота [13]. Исследованиями на некоторых водоемах Тюменской области установлена высокая (статистически значимая) корреляционная связь ($\eta > 0,7$) между токсичностью воды и донных отложений и содержанием в них тяжелых металлов, хлоридов, биогенных элементов и значениями pH [5]. Отмечено также, что кластеризация исследованных водоемов по химическому составу воды и донных отложений не всегда совпадает с таковой по критерию биотестирования, поскольку степень токсичности обусловлена как синергическим, так и антагонистическим действием загрязняющих веществ.

Таким образом, техногенные илы, активно формирующиеся в реках и водоемах промышленно-урбанизированных районов, характеризующиеся специфическим вещественным составом и концентрирующие широкую группу различных загрязняющих веществ, безусловно обладают (как вещество) токсикологическими свойствами и способны оказывать прямое негативное воздействие на живые организмы (водные гидробионты). В экстре-

мальных ситуация они представляют эколого-токсикологическую опасность для всей водной экосистемы. Накопление техногенных илов в руслах и долинах рек с утилитарной точки зрения следует рассматривать как своего рода несанкционированное размещение в окружающей среде опасных отходов. В критических ситуациях необходимы изъятие илов из рек с применением соответствующих методов и приемов ремедиации и технологий последующей утилизации загрязненного материала. Необходимы также дальнейшие исследования токсичности техногенных илов на эталонных объектах и разработка унифицированных и доступных для широкого практического применения методов ее оценки.

Литература

1. Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А. Динамика токсичности вод и донных отложений водного объекта рекреации // Современные проблемы науки и образования, 2011, № 6.
2. Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А., Черникова Г.Г., Рудь Д.А. Токсичность вод и донных отложений урбанизированного участка реки Темерник (г. Ростов-на-Дону, ЮФО) // Научное обозрение. Биологические науки, 2014, № 1, с. 31–32;
3. Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова Н.А. Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов // Вестник Южного науч. центра РАН. Биология, 2009, № 2, с. 84–93.
4. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование. – М.: Академия, 2010. – 288 с.
5. Гордеева Ф.В. Оценка токсичности воды и донных отложений водоемов и почв территории Тюменской области с использованием инфузории *Paramecium caudatum*. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Борок, 2010. – 24 с.
6. ГОСТ 27065-86. Межгосударственный стандарт. Качество воды. Термины и определения. – М.: Изд-во стандартов, 1987.
7. Иванова И.Ю., Томилина И.И., Гремячих В.А. и др. Токсикологическая оценка качества донных отложений водоемов Оренбургской области / Биология внутренних вод, 2008, № 2 (Приложение), с. 4–11.
8. Игнатова Н.А. Оценка токсичности вод и донных отложений антропогенно загрязненных экосистем методом биотестирования: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Ростов-на-Дону, 2009. – 24 с.
9. Калинин Н.М., Березина Н.А., Сидорова А.И. и др. Биотестирование токсичности донных отложений крупных водоемов северо-запада России с использованием ракообразных // Водные ресурсы, 2013, № 6, с. 612–622.
10. Камов В.Т., Томилина И.И. Токсичность донных отложений озер Северо-Запада России: влияние закисления и тяжелых металлов // Биология внутренних вод, 1999, № 1–3, с. 141–147.
11. Короленко П.И. К вопросу терминологии в области водной токсикологии // Проблемы экологической токсикологии поверхностных вод: Гидрохимические материалы. – Л.: Гидрометеониздат, 1981, т. 82, с. 127–129.
12. Аяшенко О.А., Светашова Е.С., Екимова С.Б. и др. Токсикологические исследования донных отложений Невской губы Финского залива // Региональная экология, 2017, № 1, с. 58–64.
13. Павлов Д.Ф., Томилина И.И., Законцов В.В., Амгаабазар Э. Оценка токсичности донных отложений водотоков бассейна реки Селенги на территории Монголии // Водные ресурсы, 2008, том 35, № 1, с. 93–97.

14. РД 52.24.566-94. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. – М.: ФСР Госкомгидромета, 1994. – 130 с.
15. РД 52.24.609-2013. Организация и проведение наблюдений за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях водных объектов. – Ростов-на-Дону: ФГБУ «ГХИ», 2013. – 39 с.
16. РД 52.24.635-2002. Методические указания. Проведение наблюдений за токсическим загрязнением донных отложений в пресноводных экосистемах на основе биотестирования. – СПб.: Гидрометеоздат, 2003. – 37 с.
17. Руководство по определению методом биотестирования токсичности воды, донных отложений, загрязняющих веществ и буровых растворов. – М.: РЭФИА, НИИ-Природа. – М., 2002. – 118 с.
18. Сазыкина М.А., Чистяков В.А., Сазыкин П.С. Генотоксичность донных отложений р. Дон (2001–2007 гг.) // Водные ресурсы, 2012, № 1, с. 92–98.
19. Семенова И.Н., Кузюгина Г.Ш., Серегина Ю.Ю., Мусин Х.Г. Оценка токсичности донных отложений реки Белая с использованием кресс-салата *Lepidium sativum* // Современные проблемы науки и образования, 2015, № 3, с. 538.
20. Семенова И.Н., Кузюгина Г.Ш., Серегина Ю.Ю. и др. Использование растительных тест-систем для оценки токсичности донных отложений // Вестник Оренбургского государственного университета, 2015, № 10, с. 232–235.
21. Семенова О.А., Базелян В.А., Коломейченко Г.Ю., Юсеев А.М. Токсичность донных отложений озера Кутурлуй для различных видов пресноводных водорослей // Вісник ОНУ, 2006, т. 11, вип. 9. Біологія, с. 102–109.
22. Томилаина П.П. Токсикологическая оценка качества донных отложений Верхневодских водохранилищ // Актуальные проблемы водной токсикологии. – Борок: Институт биологии внутренних вод РАН, 2004, с. 195–209.
23. Томилаина П.П., Пванова П.Ю., Жгарева Н.Н. и др. Оценка качества донных отложений малых рек Оренбургской области с использованием элементов триадного подхода // Известия Оренбургского государственного аграрного университета, 2008, № 1, с. 214–217.
24. Филленко О.Ф. Биологические методы в контроле качества окружающей среды // Экологические системы и приборы, 2007, № 6, с. 18–20.
25. Чемагин А.А. Исследование влияния токсичности донных отложений (ДО) нижнего Иртыша на показатели *Daphnia magna straus* // Современные проблемы науки и образования, 2015, № 2 (часть 2), с. 803.
26. Штамм Е.В., Скурлатов Ю.В., Козлова Н.Б. и др. Биотестирование в оценке эффективности технологий очистки сточных вод // Водные ресурсы, 2011, № 2. с. 232–238.
27. Янин Е.П. Геохимические особенности и экологическое значение техногенных илов // Разведка и охрана недр, 1994, № 5, с. 35–37.
28. Янин Е.П. Формирование и геохимические особенности техногенных речных илов (на примере рек Инсар и Алатырь, Республика Мордовия) // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов, 2007, № 7, с. 71–86.
29. Янин Е.П. Оценка интенсивности техногенного загрязнения малых рек химическими элементами по их накоплению в донных отложениях // Экономика природопользования, 2009, № 5, с. 87–94
30. Янин Е.П. Техногенный седиментогенез в реках промышленно-урбанизированных районов и проблемы рационального водопользования // Экономика природопользования, 2010, № 4, с. 52–55.
31. Янин Е.П. Тяжелые металлы (Cd, Cu, Ni, Pb) в техногенных илах р. Пахры (накопление, формы нахождения, миграционная подвижность) // Экологические системы и приборы, 2012, № 11, с. 26–36.

32. Янин Е.П. Формы нахождения тяжелых металлов в техногенных речных илах // Разведка и охрана недр, 2016, № 11, с. 54–59.
33. Янин Е.П. Вторичные преобразования техногенных речных илов и процессы высвобождения связанных с ними загрязняющих веществ. Обзор // Экологическая экспертиза, 2018, № 4, с. 85–115.
34. Янин Е.П. Техногенные речные илы (условия формирования, вещественный состав, геохимические особенности). – М.: НП «АРСО», 2018. – 415 с.
35. Haring H.J., Blocksom K.A., Smith M.E. et al. Sediment Toxicity in Mid-Continent Great Rivers (USA) // Arch. Environ. Contam. Toxicol., 2011, v. 60, p. 57–67.
36. Ingersoll C.G., MacDonald D.D., Brumbaugh, W.G. et al. Toxicity Assessment of Sediments from the Grand Calumet River and Indiana Harbor Canal in Northwestern Indiana, USA // Arch. Environ. Contam. Toxicol., 2002, v. 43, p. 156–167.
37. McCready S., Spyralis G., Greely C.R., Birch G.F., Long E.R. Toxicity of surficial sediments from Sydney Harbour and vicinity, Australia // Environmental Monitoring and Assessment, 2004, v. 96, p. 53–83.
38. Winger P.V., Lasier P.J., Geitner H. Toxicity of Sediments and Pore Water from Brunswick Estuary, Georgia // Arch. Environ. Contam. Toxicol., 1993, v. 25, 371–376.