

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПОЛОЖЕНИЯ ПО РЕАБИЛИТАЦИИ  
ОТРАБОТАННЫХ БЛОКОВ

*Х. А. Юсупов*, д.т.н., проф., *Т. К. Ченсизбаев*

Казахский национальный технический университет  
им. К. И. Сатпаева

Проведены исследования воздействия ПСВ (подземное скважинное выщелачивание) урана на экосистему региона. В частности, указано, что ПСВ урана по сравнению с традиционными методами добычи в значительной степени уменьшает вред окружающей среде.

**Ключевые слова:** подземное скважинное выщелачивание, уран, экосистема региона.



Мақалада уранды жерасты ұңғылап сілтілеу (ЖҰС) әдісінің өңірдің экологиялық жүйесіне әсері туралы айтылады. Оның ішінде, уранды жерасты ұңғылап сілтілеу әдісінің қазбаның дәстүрлі әдістеріне қарағанда қоршаған ортаға тигізетін зиянын едәуір азайтатыны көрсетілген.

**Түйінді сөздер:** жерасты ұңғылап сілтілеу (шаймалау), уран, өңірдің экожүйесі.



The article considers influence of the underground well leaching of uranium on the regional ecosystem. In particular it is specified that underground well leaching of uranium in comparison with traditional methods of extraction substantially reduces harm to the environment.

**Key words:** underground well leaching, uranium, regional ecosystem.

Техногенные изменения геологической среды при ПСВ (подземное скважинное выщелачивание) урана происходят в результате подачи в рудоносные горизонты технологических растворов и выщелачивания ими из вмещающих пород главных (породообразующих) и второстепенных элементов. При этом в области прямого техногенного воздействия в зависимости от мощ-

ности рудоносного горизонта происходит полное или частичное замещение природных вод технологическими растворами. В результате в недрах формируются техногенные воды сложного химического состава со специфическими, резко отличающимися от природных физико-химическими свойствами. Они содержат большое число компонентов, концентрации которых многократно превышают их природный уровень. Размеры линз таких растворов в плане несколько превышают проекции площадей обрабатываемых рудных залежей на дневную поверхность.

Давая характеристику техногенным изменениям при ПСВ, необходимо подчеркнуть, что эта технология в общем лишь интенсифицирует естественные процессы изменения фазового состояния вещества вследствие резкой смены окислительно-восстановительной обстановки вмещающей гидрохимической среды. Все перешедшие в раствор элементы изначально присутствовали в рудном горизонте в твердой фазе. Привносимые же при этом количества сульфатов (кислотное выщелачивание) или карбонатов ничтожно малы по сравнению с их природными объемами во вмещающих породах, вовлеченных в процесс подземного выщелачивания. Другими словами, в этом сложном процессе имеет место не искусственное техногенное загрязнение среды, а только интенсивное на нее воздействие [3,7].

Известно также, что природные подземные воды вблизи и в пределах контуров рудных залежей и фронтального окончания зон пластового окисления изначально содержат в повышенных концентрациях  $Ra$ ,  $2WPo$ ,  $2WPb$  (Новосельцев В. В., Нестеров Ю. В. и др., 1999) и не пригодны для питьевого водоснабжения по некоторым показателям. По сумме растворенных солей они в большинстве случаев солоноватые или соленые, а также в связи с эпигенетическими процессами формирования урановых полиэлементных рудных залежей всегда содержат экологически опасные концентрации стабильных (селен, мышьяк, бром, фтор, железо, марганец, хром, ванадий и молибден) элементов. Участки водоносных горизонтов артезианских бассейнов в зонах размещения ураново-рудных тел и примыкающих к ним зон пластового окисления должны исключаться из запасов хозяйственного водопользования.

В целом с позиции оценки вносимых нарушений в окружающую среду способ ПСВ характеризуется следующими особенностями:

– все производственные операции осуществляются на месте залегания руд без проведения значительных горно-подготовительных работ, т.е. использование этого способа не вносит существенных (сопоставимых с традиционными горными способами) механических нарушений поверхности и недр;

– на пластово-инфильтрационных месторождениях процесс ПСВ осуществляется в безотходном замкнутом цикле, основанном на естественном балансе между объемами закачиваемых и откачиваемых технологических растворов.

При этом в области выщелачивания формируется замкнутый гидродинамический контур, препятствующий сообщению этой области с периферией. По границам этого контура формируется сильный кислотно-щелочной барьер, за пределами которого существенная фильтрация технологических растворов исключается;

• процессы ПСВ (как кислотного, так и карбонатного) вносят достаточно глубокие изменения в химический состав подземных вод в областях выщелачивания, вызывая увеличение общей минерализации, алюминия, железа, нитратов, тяжелых металлов, микроэлементов, а также радионуклидов в десятки раз.

И хотя эти нарушения пространственно строго ограничены и носят относительно кратковременный характер, тем не менее согласно действующим природоохранным законодательствам предприятия - недропользователи обязаны обеспечивать постоянный контроль за объектами добычи, а по завершении отработки месторождения - реализацию мероприятий по возврату этих объектов (водоносных горизонтов) практически в исходное состояние.

В настоящее время известны 2 основных направления в способах восстановления подземных вод от техногенных изменений. Первое направление включает способы, использующие физико-химические или биологические воздействия на водоносные горизонты и подземные воды, с подъемом последних на поверхность.

Второе направление предусматривает очистку их преимущественно в недрах. Все эти технологии сложнореализуемы, требуют значительных затрат и недостаточно эффективны. Кроме того, они предполагают строительство и содержание хранилищ твердых радиоактивных отходов. Затраты на восстановление подземных вод указанными методами по данным ВНИИПромтехнологии, составляют 17-50 % в структуре себестоимости конечного продукта.

При оценке методов рекультивации подземных вод необходимо вернуться к вышеупомянутому определению самого процесса ПВ как способа воздействия на гидрогеохимию водоносного горизонта. Исходя из этого правомерным и логичным становится утверждение о том, что, если прекратить подобное воздействие, то начнется процесс восстановления естественных кислотно-щелочных и окислительно-восстановительных условий водоносного пласта и, как следствие, деминерализация подземных вод.

На основании этого с середины 80-х гг. группой ведущих ученых всесоюзных институтов и производственников Ленинабадского горно-химического комбината (ныне - НАК "Казатомпром") ведутся теоретические и экспериментальные исследования по поведению остаточных растворов ПСВ после завершения процесса добычи. Данные этих исследований показывают, что вмещающая оруденение эпигенетически зонированная гидрогеохимическая среда по отношению к техногенным воздействиям, даже столь интенсивным как ПСВ, обладает своего рода экологической инертностью, включающей как сопротивление им, так и тенденцию среды к самовосстановлению после прекращения указанных воздействий. Подробно с результатами этих исследований можно ознакомиться в недавно вышедшей книге под редакцией и соавторстве с академиком Н. П. Лавероиш [3].

На многих опытных и промышленных участках СНГ (Узбекистан, Казахстан) и в США установлено, что после прекращения процесса добычи в водоносных горизонтах, вмещающих ореолы остаточных растворов, происходит, хотя и медленная, но необратимая нейтрализация продуктов ПСВ в подземных водах. Основой протекания этого процесса является действие как при-

родных геохимических барьеров, служащих неотъемлемым фактором эпигенетической зональности областей локализации этих урановых месторождений, так и барьеров, искусственно созданных в процессе добычи.

Наиболее масштабные и детальные исследования естественных гидрогеохимических процессов и в целом механизма самовосстановления пластовых вод от продуктов сернокислотного выщелачивания урана проведены на месторождениях Ирколь и Северный Карамурун (Казахстан), Южный Букинай (Узбекистан). Подобные наблюдения ведутся до настоящего времени на казахстанских месторождениях Южный Карамурун и Уванас.

В результате достаточно продолжительного мониторинга в скважинах полигонов месторождений Северный и Южный Карамурун установлено, что снижение минерализации остаточных растворов в целом происходит вследствие гидравлической дисперсии, молекулярной диффузии, физико-химических реакций взаимодействия с вмещающими породами, механической сорбции и простого ионного обмена. Скорость и эффективность этого процесса зависит в первую очередь от сорбционно-емкостных свойств, вмещающих водоносный горизонт пород. Наличие остаточных карбонатов значительно ускоряет естественную нейтрализацию после сернокислотного ПВ. Положительными факторами также являются небольшая мощность рудовмещающего горизонта и значительная глубина его залегания, где повышенные температура и давление выступают как катализаторы этого процесса.

Убедительным и наглядным представляется материал 13-летних наблюдений за процессом самовосстановления водоносного горизонта на примере месторождения Ирколь [7]. Здесь на глубине 450 м в течение 2,5 лет проводился полномасштабный опыт по сернокислотному ПСВ. С полигона была добыта 51 т урана до степени его извлечения из руд 80 %. В период с 1985 по 1997 г. каждые полгода проводилось систематическое опробование в сохранившихся технологических и наблюдательных скважинах, с определением концентрации в растворах значительного числа компонентов.

### Основные параметры отработки опытного полигона сернокислотным ПВ

Площадь рудной залежи, м	7490
Площадь линзы остаточных растворов в границах с $M > 1$ , м <sup>2</sup>	19500
Количество горнорудной массы (ГРМ), тыс. т	185
Запасы урана, т	66,6
Температура подземных вод, °С	40
Извлеченные запасы, %	80
Продолжительность отработки, сут.	870
Число эксплуатационных скважин	13
Сеть расположения эксплуатационных скважин	25 50
Средняя концентрация кислоты в рабочих растворах, г/кг	13,0
Объем закачных растворов, тыс. м <sup>3</sup>	298,5
Общий расход серной кислоты, т	3880
Ж:Т (к концу процесса)	1,47
Удельный расход кислоты, кг/т	19,1

### Исходные концентрации и значения на момент окончания добычи

Сульфаты	6900 мг/л
Нитраты	360 мг/л
pH	2,5
Уран	57 мг/л
Сумма солей	15300 мг/л

Практически полное самовосстановление остаточных растворов ПВ от основных элементов, таких, как сульфат-ион, нитрат-ион, сумма других солей, включающая железо, алюминий, магний, группу тяжелых металлов, а также радионуклидов

уран-радиевого ряда, произошло в течение 13 лет. РН среды за это время повысился до 7,5-8,0, окислительно-восстановительный потенциал снизился до уровня фоновых значений. Таким образом, область водоносного рудовмещающего горизонта площадью около 20 тыс. м<sup>2</sup> за этот период практически вернулась в свое исходное гидрогеохимическое состояние.

Единственным, достаточно существенным недостатком описанного процесса, является его экстенсивность, когда для достижения фонового химического состава подземных вод требуются годы и даже десятки лет. Это обстоятельство послужило основанием для постановки на месторождениях Южный Букинай и Северный Карамурун опытно-промышленных исследований по интенсификации этого процесса с использованием принудительной фильтрации остаточных растворов ПСВ за пределы области их первоначальной локализации. Метод принудительной нейтрализации и разбавления остаточных растворов внутри рудоносного горизонта был апробирован в натуральных условиях в пределах рудной залежи № 10 месторождения Южный Букинай.

Главной задачей опыта было исследование естественных процессов нейтрализации, а также возможность их интенсификации. Залежь была вскрыта 230 технологическими скважинами и разрабатывалась сернокислотным способом ПВ в течение 8 лет с 1969 по 1976 г. Изучение ореола было начато практически сразу после отработки залежи и продолжалось 11 лет (1977-1987 гг.). В рудовмещающем подгоризонте к этому времени ореол остаточных растворов ПВ имел площадь 110 тыс. м (включая зону активного законтурного растекания). Микрокомпонентный его состав был аналогичен составу продуцирующих растворов и содержал:

- уран - до 26 мг/л (ср. около 16 мг/л),
- SO<sub>4</sub> - 2,4-13,0 г/л (ср. 10 г/л),
- Cl - до 2 г/л,
- NO<sub>3</sub> - 66-130 мг/л (ср. 100 мг/л),
- Fe<sub>общ.</sub> - 170-700 мг/л.

Общая минерализация составляла преимущественно 15-20 г/л (ср. - 18 г/л), pH 1,5-2,5. Суммарная масса солей в ореоле составляла 6155 т (в том числе сульфатов около 3500 т, нитратов - 34 т, урана - 5 т). За 11 лет наблюдений после прекращения ПВ:

- общая площадь ореола остаточных растворов сократилась более чем в 2 раза [1], "запасы" основных элементов в его пределах уменьшились в 3,6 раза (в том числе  $SO_4$  - в 2,9 раза);
- средняя кислотность снизилась в 2,4 раза (pH возрос от 2,0 до 4,8);
- средняя минерализация снизилась в 2 раза;
- уменьшение массы солей в ореоле происходило главным образом за счет сокращения его площади.

Вместе с тем темпы изменений также со временем снижались: для pH - от 1,7 до 0,16 в год, для минерализации - от 8,8 до 0,15-0,30 г/л в год.

В связи с этим с целью ускорения получения результатов исследований и для более быстрого перевода продуктов выщелачивания из жидкой фазы в твердую было организовано перемещение остаточных растворов в область неокисленных и неизмененных техногенезом пород и фильтрация (протяжка) их в указанных породах. С этой целью за пределами отработанной залежи была пробурена система специальных откачных, закачных и наблюдательных скважин. Расстояние от отработанной залежи до створа откачных скважин определялось на основе специальных расчетов, где были учтены концентрации растворенных элементов, восстановительные и сорбционные свойства пород области деминерализации и степень контрастности геохимических барьеров.

Применялась также одновременная закачка получаемых объемов пластовой воды с противоположной стороны ореола или отдельных его частей.

Принудительное смещение линзы продолжалось в течение 20 мес. (с 16.10.1987 г. по 20.06.1989 г.). За это время из горизонта было извлечено и вновь закачено 693 тыс. м<sup>3</sup> пластовых вод, частично смешанных с остаточными растворами. В результате в гидродинамическом контуре опытного участка за период



опытных работ сменилось 2,6 объема поровых растворов при  $J:T = 0,32$ .

В химическом составе остаточных растворов в результате произошли изменения. Так, средняя минерализация снизилась на 46 % и составила 4,4 г/л. Средняя концентрация  $SO_4$  уменьшилась на 86 % и была равна 2,1 г/л. Суммарная масса растворенных солей уменьшилась в 3,8 раза.

Темпы повышения pH по сравнению с самопроизвольной нейтрализацией увеличилась в 3 раза, темпы снижения минерализации - в 5,4 раза и содержания  $SO_4$  - в 12,3 раза, сокращения площади ореола - в 3,5 раза.

В период максимальной нейтрализации и разбавления растворов к концу опыта средняя концентрация урана снизилась в 133 раза. Максимальные его концентрации, обнаруженные лишь в двух скважинах, не превысили 4-5 мг/л.

Аналогично уменьшилась средняя концентрация  $Pb-210$  - в 20 раз и находилась на уровне  $1,1 \cdot 10^{-11}$  Ки/л. Наибольшую трансформацию претерпели  $Th-230$  и  $Po-210$ . Средняя концентрация тория снизилась в 50 раз, полония - в 90 раз. По завершении опыта средние концентрации всех перечисленных радионуклидов приблизились к уровню фоновых значений и не превышали ПДК. Исключение составил  $Ra-226$  из-за его изначальной концентрации в природных водах, которая была выше предельно допустимых значений.

Таким образом, вследствие принудительной фильтрации остаточных растворов рудовмещающий водоносный горизонт в эксплуатационном контуре оказался практически полностью "очищенным" и от радиоактивных изотопов, извлеченных из вмещающих пород в процессе ПВ.

Из результатов эксперимента по принудительному смещению вод, подпород следует важный вывод о том, что применение этого метода позволяет с высокими темпами практически полностью восстанавливать качество подземных вод почти до исходного состояния. Этот процесс происходит примерно в 40 раз быстрее, чем при самопроизвольной деминерализации растворов.

По программе этих исследований в 1987-1989 гг. был реализован интересный опыт на месторождении Северный Карамурун. Здесь вне функционирующего полигона ПВ был оборудован опытный участок из двух закачных, одной откачной и пяти наблюдательных скважин, расположенных в 15-20 м друг от друга (схема).

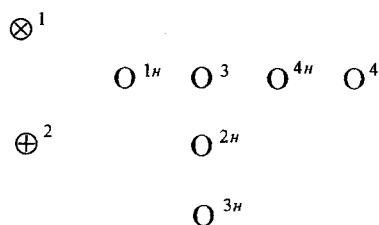


Схема расположения скважин опытного куста

В закачные скважины в течение 42 дней подавался пакет маточных растворов ПВ при одновременной откачке пластовой воды из откачной скважины, объемом 6000 м³. Химический состав (включая микрокомпоненты и естественные радионуклиды) поданных в горизонт растворов полностью соответствовал составу рабочих растворов на действующих полигонах ПВ, т.е. концентрация многих компонентов в них превышала изначальную на 1-2 порядка.

После завершения закачки пакета в течение 7 мес. из откачной скважины осуществлялась откачка с возвратом откачанной жидкости в пласт через закачные скважины общим объемом 15450 м³.

Система наблюдательных скважин на опытном участке была организована таким образом, чтобы обеспечить контроль изменения концентраций в области фильтрации растворов, а также очертить положение контура, ограничивающего эту область, предварительно определенного математическим моделированием геофильтрации. Результаты опыта также вводились в модель, что позволило осуществить ее адаптацию и более полно исследовать развитие гидродинамической ситуации, миграцию

компонентов жидкой фазы и оценить гидрохимические изменения на участке.

В результате были установлены площадь гидродинамически активной области, объем вовлеченных в процесс пород ( $85800 \text{ м}^3$ ) и их суммарный вес ( $137280 \text{ т}$ ). Суммарное количество поданных солей составило  $63,9 \text{ т}$ .

Анализ данных свидетельствует о следующем. Наибольший рост содержания имел место в первой от закачной скважине 1<sup>н</sup>, он отмечен через 3,5 мес. после пуска участка. Максимальные значения содержания основных компонентов (минерализация, сульфат-ион, железо, алюминий и др.) оказались здесь в 1,5-4,8 раза ниже, чем в пакете. В остальных скважинах они были еще ниже, а в откачной - никаких изменений химического (и радиологического) состава практически не произошло.

Сопоставлением входных и выходных значений содержания отдельных компонентов нетрудно было рассчитать, что из  $69,9 \text{ т}$  растворенных в пакете солей фильтрующей средой поглощено  $56 \text{ т}$  (в том числе  $38,2 \text{ т}$  из  $41 \text{ т}$  сульфатов). При этом  $1 \text{ т}$  горнорудной массы поглощала  $0,41 \text{ кг}$  солей (из них  $0,28 \text{ кг}$  сульфатов), что в 8-10 раз ниже значений соле- и сульфатоемкости пород, определенных лабораторными исследованиями. Последнее обстоятельство свидетельствует о том, что в процессе протяжки значительное место имело и разбавление пакета пластовыми водами. Так или иначе, на расстоянии 40-45 м от закачных скважин технологические растворы практически полностью нейтрализовались и деминерализовались, т. е. произошла их полная трансформация в природные подземные воды.

Очевидно, что на основании приведенных данных естественную гидрогеохимическую нейтрализацию остаточных растворов сернокислотного ПСВ урана можно уверенно квалифицировать как способ рекультивации подземных вод рудовмещающих горизонтов.

В результате проведенных теоретических и аналитико-статистических исследований установлены следующие положения:

– реабилитация пластовых вод после ПСВ урана производится только подземным способом без выдачи их на поверхность;

– существуют два принципиально отличных способа восстановления пластовых вод: естественным способом залечивания от нитрат ионов, сульфат ионов, суммы солей, растворенного урана и показателя кислотности  $pH$ , который продолжается порядка 15-20 лет; искусственным - путем протяжки загрязненных пластовых вод через пустые породы, не затронутые техногенезом, позволяющим сократить срок восстановления пластовых вод до 2-3 лет;

– установлены закономерности по времени уменьшения концентрации сульфат ионов, нитрат ионов, суммы солей, растворенного урана и повышения  $pH$ ;

– на уровне изобретений теоретически обоснованы новые способы искусственной реабилитации пластовых вод путем протяжки их через пустые породы, не затронутые техногенезом и локализации пластовых вод в отработанных блоках.

## Литература

1. Язиков В. Г., Забазнов В. Л., Петров Н. Н., Rogov E. И., Петров Н. Н., Rogov A. E. Геотехнология урана на месторождениях Казахстана. - Алматы, 2001. - 444 с.

2. Rogov E. И., Язиков В. Г., Забазнов В. Л., Rogov A. E. Геотехнология металлов. - Алматы, 2005. - 457 с.

3. Подземное выщелачивание полиэлементных руд // Под ред Н. П. Лаверова. – М.: Акад. горных наук, 1998. - 446 с.

4. Бровин К. Г., Грабовников В. А., Шумилин М. В., Язиков В. Г. Прогноз, поиски, разведка и промышленная оценка месторождений урана для отработки подземным выщелачиванием. - Алматы: Гылым, 1997. – С.383-384.

5. Петров Н. Н., Язиков В. Г., Аубакиров Х. Б., Плеханов В. Н., Вершков А. Ф., Лухтин В. Ф. Урановые месторождения Казахстана (экзогенные). – Алматы: Гылым, 1995. – 264 с.

---

6. Язиков В.Г., Забазнов В.Л. Цикл производства урана и окружающая среда: Междунар. симпозиум. - Вена, 2000. – 170 с.

7. Абдульманов И. Г., Забазнов В. Л., Фазлуллин М. И., Фарбер В. Я. Геоэкология подземных вод при отработке урановых месторождений методом сернокислотного подземного выщелачивания. – М.: МГРИ. – 131 с.