

16. Норов Ю. Д., Мардонов У. М., Тошев О. Э. Изучение влияния водных растворов ПАВ на изменение прочности горного массива // Горный журнал. – 2005. № 3, март. – С. 15–16.
17. Поверхностно-активные вещества в народном хозяйстве / В. Г. Правдин, И. Т. Полковниченко, Б. Е. Чистяков, А. И. Дерновая. – М.: Химия, 1989. – (Курсом ускорения научно-технического прогресса). – 48 с.; ил

УДК 622

РУДАКОВ Д.В., САДОВЕНКО И.А. (Днепропетровский национальный университет)

ПРОГНОЗ ДОЛГОВРЕМЕННОЙ ЛОКАЛИЗАЦИИ ОБЪЕКТА РАДИАЦИОННОЙ ОПАСНОСТИ В ШАХТНОМ ПОЛЕ

Выполнен прогноз миграции радионуклидов в трещиноватом массиве вблизи места камуфлетного ядерного взрыва. Установлено, что долговременная и безопасная локализация объекта может быть достигнута за счет использования защитных свойств естественных барьеров. Результаты расчета хорошо согласуются с данными радиоэкологического мониторинга.

Виконаний прогноз міграції радіонуклідів в тріщинуватому масиві поблизу місця камуфлетного ядерного вибуху. Встановлено, що довготривала і безпечна локалізація об'єкту може бути досягнута за рахунок використання захисних властивостей природних бар'єрів. Результати розрахунку добре узгоджуються з даними радіоекологічного моніторингу.

The prognosis of migration of radionuclide in a treschynovatom array near-by the place of kamufletnogo nuclear explosion is executed. It is set that of long duration and safe localization of object can be attained due to the use of protective properties of natural barriers. The results of calculation well comport with information of the radyoekologicheskogo monitoring.

Серьезной проблемой горнодобывающей отрасли на современном этапе является обеспечение экобезопасности в условиях загрязнения подземных и шахтных вод. Его наиболее высокий уровень наблюдается вблизи объектов химической и радиационной опасности. Моделирование миграции в подземных водах и прогноз поступления токсичных веществ в шахтные воды в таких ситуациях сопряжены с рядом трудностей. Кроме традиционной для гидрогеохимических прогнозов проблемы нехватки исходных данных следует указать на отсутствие надежных значений параметров выщелачивания, растворения и сорбции.

Известные работы в открытой печати по данному вопросу имеют сугубо теоретическую, либо чисто практическую направленность. Так, в [1] предложена численная модель тепломассопереноса после подземного ядерного взрыва. На основе расчетов сделан вывод о возможности длительного (десятки лет) существования в толще слабопроницаемых пород значительного по объему высокотемпературного очага (400-500 °С). Однако это не согласуется с результатами опробования в зоне объекта, рассматриваемого в данной статье: спустя 13 лет после камуфлетного взрыва на обычном температурном фоне концентрации радионуклидов в пробах воды были значительно ниже предельных величин. На основании экспериментов в [2] были установлены некоторые закономерности миграции радионуклидов в глубоких водоносных горизонтах, которые, к сожалению, не увязаны с геометрией массива и свойствами пород.

Опасность загрязнения шахтных вод может возникнуть также при захоронении в глубоких геологических формациях высокоактивных отходов ядерного топлива. Впрочем, их влияние может быть локализовано при наличии естественных и искусственных барьеров на пути миграции радионуклидов [3]. Тем не менее, возможность ведения горных работ вблизи объектов радиационной и химической опасности в шахтном поле должна быть обоснована с помощью многовариантных геоэкологических прогнозов, учитывающих многофакторность физико-химических и механических процессов. В качестве вероятных сценариев развития ситуации следует рассматривать «пессимистический» и «реалистический» варианты, которые определяются комплексом значений гидрогеохимических параметров.

Прогноз миграции для этих вариантов должен опираться на данные о геометрии выработок, трещиноватости пород (ориентация, густота, раскрытие), адекватно учитывать водонасыщенность, сорбцию, нестационарный характер источников загрязнения. Прогноз миграции должен учитывать эффекты механического воздействия объекта на массив, изменяющие его структуру и проницаемость.

Прогноз миграции в трещиноватом массиве должен выполняться в соответствии с распределением действительных скоростей фильтрации вокруг объекта и ближайших выработок. Для его построения можно использовать сложные численные модели, требующие подробной дискретизации подземного пространства. К сожалению, большинство их основано на представлениях сплошной среды, что не позволяет адекватно отобразить трещиноватость массива и стохастический характер его проницаемости. В этих условиях эффективным инструментом прогноза оказывается изложенный в [4, 5] подход, учитывающий распределение трещин по размеру и их геометрические параметры.

Характерным примером объекта рассматриваемого типа является зона камуфлетного ядерного взрыва мощностью 0.3 кт, проведенного в 1979 г. на глубине 903 м в одной из шахт Центрального района Донбасса. Схема расположения очага первоначального загрязнения массива радионуклидами в массиве показана на рис. 1.

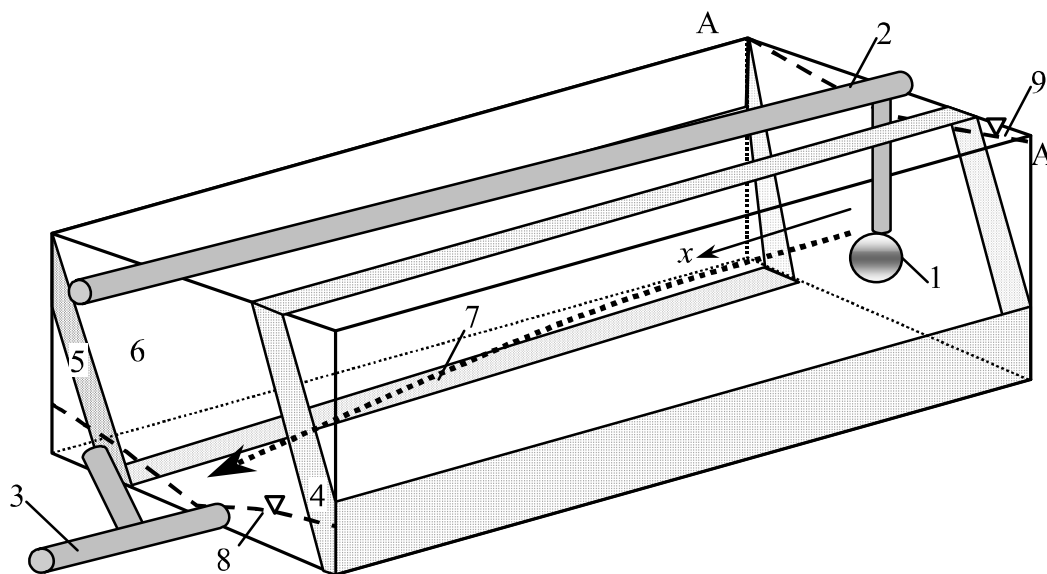


Рисунок 1 – Схема расположения объекта «Кливаж» и ближайших выработок:

1 – место взрыва, 2, 3 – выработки горизонтов 826 м и 936 м; 4, 5 – пласты «Девятка» и «Мазур», 6 – водопроницаемые песчаники, 7 – вероятное направление миграции, 8, 9 – уровень подземных вод в районе выработок горизонта 936 м и над объектом

Среди долгоживущих изотопов – продуктов взрыва (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{235}U , ^{239}Pu) наибольшей подвижностью обладает стронций. Основной проблемой безопасности данного объекта является возможное поступление этого радионуклида из зоны взрыва с подземными водами в выработки горизонта 936 м. Наиболее вероятна водная миграция ^{90}Sr по трещинам в пачке песчаников, расположенной между пластами «Девятка» и «Мазур».

Целью данной работы является прогнозная оценка возможного попадания радионуклидов в выработки горизонтов 936 и 826 м с учетом предполагаемой «мокрой» консервации шахты.

Фильтрационный расход, поступающий в осушенный восточный квершлаг горизонта 936 м со стороны объекта «Кливаж», может быть оценен по формуле Дюпюи для безнапорного потока

$$Q_f = BK \frac{H_K^2 - H_0^2}{2L}, \quad (1)$$

где B – ширина потока (мощность пачки водопроницаемых песчаников, где находится объект),

K – коэффициент фильтрации,

L – расстояние от места взрыва до ближайшей выработки,

H_K^2 и H_0^2 – уровни воды над объектом и вблизи выработок.

Значение Q_f , рассчитанное по формуле (1), является завышенным ввиду того, что выработки функционируют как несовершенные дренажи.

Зона радиоактивного загрязнения в массиве представляет собой сферу, радиус которой R_K , согласно проведенным ранее исследованиям, не превышает 15 м. Основная часть активности сосредоточена в стеклокерамическом монолите радиусом 5–7 м. Наибольшая площадь сечения зоны загрязнения составляет долю $p_K = \pi R_K^2 / S_p$ от площади фильтрационного потока S_p , направленного в сторону выработок. Принимая $S_p = Bh$, где h – средняя глубина потока в зоне объекта, получим оценку $p_K \leq 0,04$. Это указывает на 25-кратное разбавление радиоактивно загрязненной воды в фильтрационном потоке с той части массива, откуда она может поступать в выработки.

В условиях низкой массовой концентрации радионуклидов в подземных водах можно считать, что массоперенос не оказывает влияния на фильтрационный поток, причем миграция каждого изотопа идет независимо друг от друга. Ниже рассматривается миграция максимально подвижного ^{90}Sr , который обладает наименьшей сорбируемостью.

Выполненный прогноз основан на одномерной модели нестационарного массопереноса распадающейся сорбируемой примеси в трещине, разработанной в [4, 5]. Модель учитывает распределение фильтрационного потока по скоростям течения в трещинах разного раскрытия. Согласно принятому подходу, от выработки по направлению к объекту многократно строятся ломаные – аналоги трещин. Их ориентация зависит от азимута и угла падения, задаваемых как случайные величины. Трещины в пласте, где находится объект, ориентированы преимущественно по простиранию. Поэтому миграция в сторону квершлага возможна только по тем из них, которые отклоняются от основного направления. Если γ – средний угол отклонения от этого направления, то средняя длина миграции увеличивается в $\cos \gamma$ раз.

В результате осреднения скоростей течения в независимо построенных траекториях строится распределение водопритока по скорости стекающей в выработку воды $P_f(v)$. В соответствии с ним можно определить часть общего количества трещин, скорость течения в которых изменяется в диапазоне $[v_{i,1}, v_{i,2}]$. Одномерный нестационарный массоперенос вдоль этих трещин с осредненной по данному интервалу скоростью $v_{i,s}$ описывается уравнением

$$D_i \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_{i,s} \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda' C = n_e \frac{\partial C}{\partial t}, \quad (2)$$

где D_i – параметр гидродисперсии, соответствующий скорости $v_{i,s}$;

$\lambda' = \lambda + \xi$, λ – постоянная распада,

ξ – параметр необратимой сорбции в породах, окружающих трещину,

n_e – коэффициент эффективной пористости,

x – расстояние вдоль длины трещины.

Рассматриваемым гидрогеологическим условиям хорошо соответствует расчетная схема полуограниченной области. На входной границе в вертикальном сечении А–А (рис. 1), пересекающем зону взрыва, задается концентрация C_0 , изменяющаяся во времени вследствие выщелачивания, водообмена и распада. В начальный момент времени концентрация в трещине равна нулю.

Концентрация C_0 учитывает разбавление расходом, проходящим через водопроницаемый пласт со стороны объекта: $C_0(t) = C_K(t) p_K$. Концентрацию радионуклида в водонасыщенных трещинах вокруг места взрыва C_K можно найти из уравнения баланса массы в объеме этих трещин, записанного в дифференциальной форме

$$\frac{\partial C_K}{\partial t} = -\alpha' C_K + q_l(t). \quad (3)$$

Здесь $\alpha' = \alpha + \lambda$, $\alpha = Q_{f,K} / V_{f,K}$ – скорость водообмена в трещинах,

$V_{f,k}$ – их объем,
 $Q_{f,k}$ – расход воды через загрязненную зону,
 λ – постоянная распада.

Интенсивность перехода радионуклида в растворимую форму q_l зависит от начальной концентрации продуктов взрыва в кусках застывшего и раздробленного расплава, площади их поверхности S_p , скорости выщелачивания ω . Поверхность кусков в зоне дробления, согласно различным оценкам, не превышает 10^4 м. Значения скорости выщелачивания ^{90}Sr с их поверхности, оцененные с учетом результатов лабораторных исследований, составляли в начальный период после взрыва около $52 \text{ Бк}/(\text{м}^2 \cdot \text{сут})$. Данные экспериментов указывают на постепенное уменьшение параметра ω , вызванное, вероятно, вымыванием радионуклидов с поверхностных слоев обломков. В квазистационарном режиме выщелачивание зависит от весьма медленной диффузии радионуклидов в отвердевшей массе.

Предполагая, что в поверхностном слое радиоактивных обломков концентрация ^{90}Sr постоянно уменьшается, допустимо принять зависимость q_l от указанных параметров в виде

$$q_l(t) = S\omega \exp(-\beta t), \quad (4)$$

где β – параметр, характеризующий динамику уменьшения выщелачивания.

Решение уравнения (3) при q_l в форме (4) имеет вид

$$C_K(t) = \frac{\omega_0}{\alpha' + \lambda} (e^{-\beta t} - e^{-\alpha' t}). \quad (5)$$

При «пессимистическом» сценарии, когда поступление ^{90}Sr в подземные воды считается максимальным, следует принять минимально возможное значение β . При этом рассчитанная согласно (5) концентрация в зоне взрыва должна соответствовать фактическим данным.

Распределение концентрации вдоль длины трещины при переменной во времени входной концентрации можно определить по формуле [6]:

$$C(x, t) = \int_0^t C_p(x, t - \tau) \frac{\partial}{\partial \tau} C_0(\tau) d\tau, \\ C_p(x, t) = \frac{1}{2} \left\{ \exp\left(\frac{x(v-s)}{2D}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{x-vt}{2\sqrt{Dt}}\right) + \exp\left(\frac{x(v+s)}{2D}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{x+vt}{2\sqrt{Dt}}\right) \right\}, \quad (6)$$

где $s = \sqrt{v^2 + 4D\lambda'}$.

Параметр D в уравнениях (2) и (6) зависит от конвекции и кинетики сорбции на стенках трещин.

На основе принятой схемы миграции при известном распределении скоростей водопритока можно получить математическое ожидание концентрации радионуклида в воде, стекающей в выработку

$$C_{\Sigma}(L_f, t) = \int_{v_{\max}}^{v_{\min}} C(L_f, t, v) dP_V(v). \quad (7)$$

Здесь v_{\min} и v_{\max} – минимальная и максимальная скорости течения при данном распределении трещин по размеру;

L_f – средняя длина трещин между объектом и ближайшей выработкой.

Доля вещества, движущегося с водой при наибольших скоростях, в общей массе незначительна, а время достижения выработки – минимальное. С уменьшением скорости эта доля увеличивается, и в момент времени, соответствующий v_{\min} , достигает максимума P_{\max} . Вследствие распада и сорбции $P_{\max} < 1$.

При составлении расчетной схемы, обосновании ее параметров, анализе результатов, использовались данные радиоэкологического мониторинга на объекте «Кливаж», а также исследования трещиноватости и проницаемости пород в Центральном районе Донбасса.

Максимально возможное значение притока Q_f , рассчитанное по формуле (1), составляет $28 \text{ м}^3/\text{сут}$. Тогда скорость водообмена в ближайших к месту взрыва трещинах $\alpha = 0.04Q_f / (4\pi R_K^3/3) \leq 2 \cdot 10^{-2} \text{ сут}^{-1}$. Активная (проточная) трещинная пористость в пачке песчаников принята равной 0,005. Фильтрационный градиент, рассчитанный на основании результатов опробования в режиме осушения, составил 0,46. После затопления нижних горизонтов его значение не превысит 0,1.

Среднее раскрытие трещин, используемое при расчете, задавалось переменным в пространстве. Предполагалось, что по мере приближения к месту взрыва оно увеличивается в несколько раз по сравнению ненарушенной частью пласта. Вычисленное согласно методике [7] значение коэффициента фильтрации хорошо согласуется с полученным на основе натуральных исследований максимальным значением 0,009 м/сут. Такое значение K соответствует «пессимистическому» сценарию, при котором происходит наиболее быстрая миграция радионуклидов в подземных водах. Рассчитанное распределение притока в выработки горизонта 936 м при разных градиентах, соответствующих осушенному и затопленному состояниям, показано на рис. 2а.

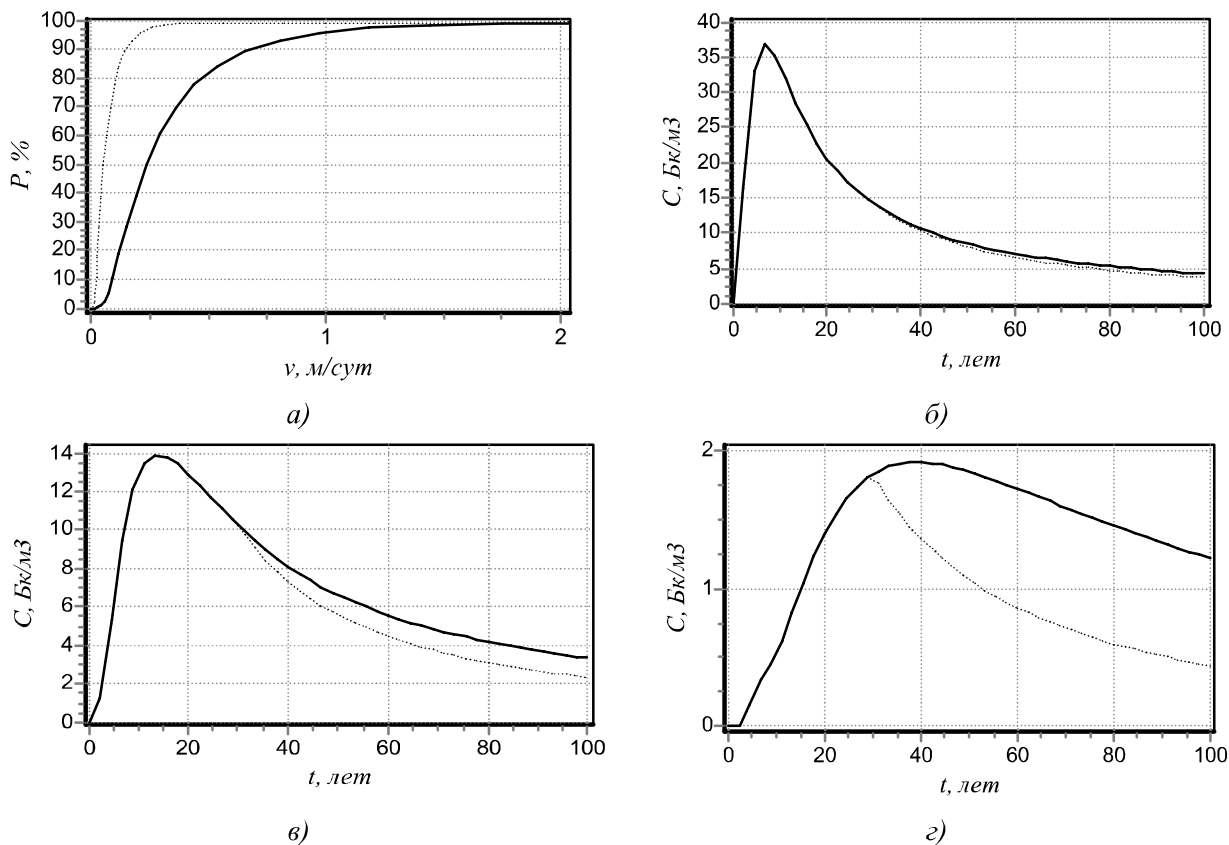


Рисунок 2 – Результаты прогноза миграции ^{90}Sr в зоне объекта «Кливаж»:

- а) распределение притока по скорости воды, притекающей со стороны объекта,
- б – г) динамика изменения концентрации ^{90}Sr в воде, стекающей в выработки;
- б) $n_e=1, L_f=400$ м,
- в) $n_e=1, L_f=1150$ м,
- г) $n_e=5, L_f=1150$ м; сплошная кривая – режим дренирования, точечная – затопление нижних горизонтов с 2009 г.

Коэффициент диффузии в уравнении (2) задавался в виде $D=\delta v$, причем параметр δ изменялся в диапазоне 0,5 – 25 м. Изменение D практически не повлияло на характер выходных кривых концентрации ^{90}Sr в воде, стекающей в выработки. Количественные изменения не превысили 15% в рассчитанном диапазоне распределения скоростей (рис. 2а). Причиной этого

является интегральный учет всех скоростей водопритока в предположении их непрерывного распределения. Параметр эффективной пористости n_e , учитывающий сорбцию, в условиях принятой расчетной схемы имеет несколько другой смысл по сравнению с моделью сплошной среды. Он равен разности между исходной и поглощенной на поверхности трещин массой вещества, которая отнесена к его оставшейся массе в жидкой фазе. Поэтому при $n_e=1$ сорбция отсутствует.

На рис. 2б приведены выходные кривые концентрации ^{90}Sr при наиболее «пессимистическом» варианте, когда сорбция отсутствует, а средняя длина трещин при угле их падения между объектом и выработками минимальна и с учетом извилистости составляет 400 м. Результаты расчета для более реалистических вариантов, когда более точно учитывается ориентация трещин и, соответственно, их средняя длина, а также сорбция, показаны на рис. 2 в, г.

При самом неблагоприятном развитии ситуации повышение концентрации ^{90}Sr в воде, стекающей в квершлаг горизонта 936 м, не достигнет 0,5% ДК_в (рис. 2б). Ее максимум при таком сценарии был достигнут через 8–12 лет после взрыва, а сейчас идет снижение концентрации вследствие уменьшения запасов растворимого стронция в зоне взрыва и его распада. При большей длине трещин и влиянии сорбции следует ожидать более позднего и менее интенсивного поступления радионуклида в шахтные воды (рис. 2в, г).

Изменение градиента и соответствующее изменение скорости фильтрации учитывалось при расчете в формулах (6) и (7) введением поправочного коэффициента для скорости, который зависит от времени. Такой прием позволил учесть уменьшение градиента при затоплении нижних горизонтов (936 и 826 м) и соответствующее уменьшение скорости фильтрации. Следствием этого является снижение поступления стронция в шахтные воды. Наиболее заметен данный эффект при большей длине трещин и в условиях значительной сорбции. В целом его влияние незначительно: ожидаемое снижение концентрации ^{90}Sr в стекающей в квершлаг воде не превысит 1 Бк/м³.

Общее поступление ^{90}Sr в шахтные воды при «пессимистическом» сценарии за 20 лет после взрыва не превысит 0,005% от исходной активности этого радионуклида. Это свидетельствует о высоких защитных свойствах массивов слабопроницаемых пород в условиях замедленного водообмена.

Проведенными расчетами показана возможность безопасного ведения горных работ в ближайших к зоне взрыва выработках на нижних горизонтах. Предполагаемое их затопление уменьшит градиенты фильтрационного потока, что послужит дополнительным барьером на пути остатков радионуклидов, еще содержащихся в полости взрыва и мигрирующих в пачке песчаников. Выполненные прогнозные оценки подтверждают возможность долговременной и безопасной локализации радиационно-опасных объектов в глубоких геологических формациях на основе использования свойств естественных барьеров.

Библиографический список:

1. Гунин В.И. Новая трехмерная математическая модель тепломассо-переноса в пористых средах и ее возможности // Геозкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геоэкология. – 2003. – № 4. – С. 355-370.
2. Приходько Н.К., Ильичев В.А., Касаткин В.В. и др. Закономерности миграции радионуклидов в массивах горных пород // Горный журнал. – 2003. – № 4-5. – С. 112-114.
3. Кедровский О.И., Шищиц И.Ю., Леонов С.А. и др. Основные направления решения проблемы надежной изоляции радиоактивных отходов в СССР // Атомная энергия. – 1988. – Т. 64, вып. 4. – С. 287-294.
4. Рудаков Д.В., Садовенко И.А. Обоснование модели инфильтрационных потоков в неоднородном подработанном массиве горных пород // Сб. науч. трудов ДНТУ. – 2005. – № 13. – С. 3-15.
5. Рудаков Д.В., Садовенко И.А. Расчет загрязнения шахтных вод на основе моделирования миграции в подработанном массиве // Сб. науч. тр. НГУ. – 2005. – № 23. – С. 203-211.
6. Marino M.A. Distribution of contaminants in porous media flow // Water Res. Research. – 1974. – Vol. 10. N 5. – P. 1013-1018.
7. Ромм Е.С. Структурные модели порового пространства горных пород. – М.: Недра, 1985. – 240 с.