Ф. М. БОЧЕВЕР, Н. Н. ЛАПШИН,
А. Е. ОРАДОВСКАЯ

ЗАЩИТА ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Ф. М. БОЧЕВЕР, Н. Н. ЛАПШИН,
А. Е. ОРАДОВСКАЯ

ЗАЩИТА ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ



МОСКВА «НЕДРА» 1979

УДК 556.388

Бочевер Ф. М., **Лапшин Н. Н.**, **Орадовская А. Е.** Защита подземных вод от загрязнения. М., Недра, 1979. 254 с.

В книге освещается проблема защиты подземных вод от загрязнения, опасность которого возникает в связи с возможной фильтрацией в водоносные горизонты неочищенных стоков и жидких отходов промышленных предприятий, стоков с сельскохозяйственных территорий и т. д. Охарактеризованы общие требования к качеству подземных вод как источника хозяйственно-питьевого водоснабжения населения и процессы «взаимодействия» чистых природных подземных вод и загрязненных сточных жидкостей под влиянием гидродинамических и физико-химических факторов. Изложены основы теории миграции загрязнений в водоносных пластах и практическая методика прогноза качества подземных вод в условиях их эксплуатации различными типами водозаборов и наличия источников загрязнения. Рассмотрены мероприятия по защите подземных вод от загрязнения и санитарной охране водозаборов. Освещены методы гидрогеологических изысканий и исследований для целей определения физико-химических параметров и обоснования указанных мероприятий.

Книга рассчитана на гидрогеологов и инженеров, занимающихся поисками, разведкой и эксплуатацией подземных вод. Она может быть использована также научными работниками данного направления.

Табл. 21., ил. 84, список лит. — 154 назв.

Б $\frac{20806-186}{043(01)-79}$ 25—79.1904060000

© Издательство «Недра», 1979

ПРЕДИСЛОВИЕ

Проблема защиты подземных вод от загрязнения является в настоящее время важной составной частью общей проблемы охраны окружающей среды обитания. Пресные (слабоминерализованные) подземные воды, широко используемые для нужд водоснабжения, находятся в тесном взаимодействии с атмосферой и поверхностными водными источниками и вследствие этого подвержены неблагоприятному влиянию так называемых техногенных факторов. Наиболее существенными являются факторы, обусловливающие загрязнение подземных вод.

Опасность загрязнения подземных вод возникает в связи с фильтрацией в водоносные пласты сточных вод и жидких отходов промышленных производств, хозяйственно-бытовых стоков городов и населенных пунктов, стоков с сельскохозяйственных территорий и др.

Основные усилия в борьбе против загрязнения подземных вод должны носить профилактический характер: следует заранее выявлять возможные источники загрязнения и предусматривать необходимые меры по предотвращению поступления загрязнений в подземные воды.

Имеется, однако, немало примеров уже происшедшего загрязнения подземных вод производственными сточными водами, в частности, в районах концентрации химической, нефтехимической, металлургической и других «водоемких» отраслей промышленности. Поступление сточных вод в подземные воды здесь происходит главным образом в результате фильтрации из промышленных бассейнов — хвосто- и шламохранилищ, накопителей, испарителей и т. п. Большую опасность в этом отношении представляют также территории самих промышленных предприятий из-за имеющих место аварийных сбросов сточных вод и утечек последних из цехов и коммуникаций.

Нередко подземные воды загрязняются вредными компонентами, содержащимися в газодымовых выбросах промышленных предприятий.

Вследствие этого образуются более или менее крупные ареалы загрязнений в водоносных пластах, со временем увеличивающиеся в размерах и захватывающие ценные участки распространения чистых природных подземных вод. Способствует этому наличие действующих водозаборов подземных вод, в зоне влияния которых фильтрация происходит с повышенными скоростями. Полная ликвидация образовав-

шихся ареалов загрязнений и восстановление качества подземных вод представляют собой весьма трудную, в большинстве случаев практически вообще неразрешимую задачу. Поэтому часто приходится ограничиваться мероприятиями, направленными лишь на локализацию загрязнений и создание условий, исключающих их дальнейшее распространение в водоносных пластах. Несмотря на то что эти мероприятия нельзя считать радикальными, тем не менее, учитывая постоянно растущую потребность в подземных водах как источника водоснабжения, их следует считать необходимыми и важными.

Для успешнего решения задач по предупреждению загрязнения подземных вод или локализации такового гидрогеологические изыскания и исследования, выполняемые с целью выявления и оценки ресурсов подземных вод и обоснования проектов водозаборных сооружений, должны быть дополнены и расширены по сравнению со ставшим уже традиционным их составом и объемом. Соответствующее развитие должны получить также научно-методические разработки по рассматриваемой проблеме.

С точки зрения прогноза качества подземных вод и их защиты от загрязнения существенный интерес приобретает изучение кинематической структуры фильтрационных потоков с оценкой действительных скоростей движения частиц подземных вод и содержащихся в них растворенных и эмульгированных загрязняющих компонентов (примесей, «меток»).

Важное значение при этом имеют физико-химические процессы, возникающие при поступлении в водоносные пласты загрязненных сточных жидкостей. К таким процессам относятся, в частности, дисперсия и взаиморастворение (перемешивание) чистых подземных вод и сточных жидкостей в зоне их контакта, разнообразные по своей природе сорбционные явления, химические реакции, способные вызвать удаление растворенных веществ из подземных вод или, напротив, обогащение их теми или иными компонентами в результате ионного обмена, растворения фильтрующих пород и т. д.

Кинетика и механизм этих процессов еще слабо изучены, поэтому при их описании приходится оперировать некоторыми обобщенными моделями с использованием известных подходов, применяемых в физико-химической гидродинамике и теории массо- и теплопереноса.

В предлагаемой вниманию читателей книге освещаются затронутые выше вопросы в аспекте оценки ресурсов и гидрогеологического обоснования защиты подземных вод от загрязнения.

При написании отдельных глав книги в основу были положены материалы собственных исследований авторов, а также литературные данные — результаты исследований других спе-

циалистов. Список использованной литературы приводится в конце работы.

Введение и глава 3 написаны Ф. М. Бочевером, глава 4 — Н. Н. Лапшиным, главы 1, 2, 5, 8 и 9 — А. Е. Орадовской, главы 6 и 7 — всеми авторами совместно. Научная редакция работы осуществлялась проф. Ф. М. Бочевером.

Авторы выражают благодарность В. М. Гольдбергу за полезные замечания, высказанные при рецензировании рукописи, а также А. В. Ефремовой и В. Н. Львовой за помощь при подготовке рукописи к печати.

ГЛАВА 1.

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА КАЧЕСТВА ПОДЗЕМНЫХ ВОД

ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ПОДЗЕМНЫХ ВОД В ПРИРОДНЫХ УСЛОВИЯХ

Химический состав подземных вод формируется под влиянием многих природных факторов и в связи с этим отличается большим разнообразием. Тем не менее в распространении отдельных химических типов подземных вод выявлены некоторые закономерности, наиболее общими из которых являются вертикальная и горизонтальная (широтная) гидрохимические зональности [92].

Вертикальная зональность химического состава подземных вод, характерная для артезианских бассейнов, заключается в том, что по мере углубления в недра Земли происходит последовательная смена основных типов подземных вод, сопровождающаяся существенными изменениями общей минерализации и химического состава воды [59].

Для водоснабжения обычно используются пресные (слабоминерализованные) подземные воды самой верхней зоны, в которой химический состав воды тесно связан с составом поверхностных и атмосферных вод и в целом испытывает влияние климатических факторов, рельефа и характера гидрографической сети. Значительное влияние на химический состав подземных вод оказывают состав и строение пород водоносного пласта, а также более глубокие подземные воды, которые принимают участие в питании водоносных горизонтов верхней зоны, перемещаясь по тектоническим разломам или путем медленной фильтрации через слабопроницаемые породы. Роль и значение отдельных источников питания водоносных пластов в формировании химического состава воды различны и зависят от конкретных гидрогеологических условий.

Изменение химического состава подземных вод наблюдается при их движении по водоносному пласту из областей питания, близких к дневной поверхности, в направлении погружения пласта. При этом происходит увеличение минерализации вследствие выноса веществ из вмещающих пород, а также из-за смешения с более минерализованными глубокими подземными водами, восходящие потоки которых под действием гид-

родинамического давления на больших глубинах перетекают в вышележащие пласты.

Горизонтальная (широтная) гидрохимическая зональность присуща только грунтовым водам, испытывающим наибольшее влияние климатических условий, почвенного покрова и растительности. Изменение химического состава и минерализации грунтовых вод происходит вместе со сменой широтных географических ландшафтов и также зависит от расчлененности рельефа, густоты и врезанности гидрографической сети.

В пределах территории с гумидным климатом, где осадки преобладают над испарением (зоны тундры, хвойных и лиственных лесов, лесостепи), химический состав и минерализация грунтовых вод закономерно изменяются по направлению с севера на юг.

На севере, в зоне тундр и болот, минерализация грунтовых вод измеряется десятками и первыми сотнями миллиграмма на литр, вместе с тем в них часто содержатся повышенные количества органического вещества, железа и кремнекислоты.

Южнее, в лесной и лесостепной зонах, возрастает минерализация воды (до 500—700 мг/л) и одновременно повышается общая ее жесткость; в засоленных отложениях минерализация грунтовых вод достигает 2—3 г/л.

В аридных областях (Прикаспий, Предкавказье, Среднеазиатские республики и другие районы), где испарение преобладает над осадками, пресные подземные воды формируются главным образом в крупных речных долинах и в пролювиально-делювиальных отложениях предгорий. На равнинных участках, занятых степями и полупустынями, вследствие интенсивного испарения грунтовые воды часто засолены хлоридами и сульфатами, а пресные воды существуют только в виде отдельных линз.

Описанная типовая гидрохимическая зональность подземных вод артезианских бассейнов и грунтовых вод часто нарушается в водоносных пластах, сложенных легкорастворимыми минералами, на участках тектонических нарушений, выводящих из глубин минерализованные воды и рассолы.

Все это обуславливает изменчивость химического состава подземных вод по площади и по глубине даже для одного и того же водоносного пласта и определяет необходимость детального изучения гидрогеохимических условий при изысканиях и разведке подземных вод для водоснабжения. Такие исследования необходимы также при изысканиях, выполняемых с целью охраны подземных вод от загрязнения, так как появление в воде загрязняющих веществ обнаруживается обычно в сопоставлении с естественным составом подземных вод того или иного района.

В химическом составе пресных подземных вод выделяют макрокомпоненты, содержащиеся в количестве единиц,

десятков и даже нескольких сотен мг/л, и микрокомпоненты, встречающиеся в очень малых количествах и редко достигающие содержания 1—5 мг/л.

К макрокомпонентам относятся хлориды, сульфаты, бикарбонаты, натрий, магний, кальций и калий; их относительное содержание определяет принадлежность воды к тому или иному гидрохимическому типу вод [88, 92]. К микрокомпонентам относятся бром, йод, фтор, бор, литий, стронций, медь, радий, уран и многие другие элементы и их соединения.

Промежуточное положение между макро- и микрокомпонентами занимают ионы H^+, H_4^+, No_3^-, No_2^-, $H_3SiO_4^-$, Fe^{2+} и Fe^{3+}, органические вещества и сульфиды, количество которых в подземных водах может быть заметным. Кроме того, в подземных водах могут находиться газы и микроорганизмы.

На первом месте в составе макроанионов пресных подземных вод стоят обычно гидрокарбонатные ионы — HCO_3^-, происхождение которых связано с растворением карбонатов кальция и магния, входящих в состав известняков, мергелей, доломитов и карбонатного цемента других осадочных пород; немалое значение имеют также биогенные процессы, ведущие к накоплению в воде углекислоты. Количество гидрокарбонат-ионов связано с количеством находящихся в воде других производных форм угольной кислоты: H_2CO_3, CO_3^{2-}, CO_2. В нейтральных и слабощелочных водах преобладают ионы HCO_3^-, в кислых водах (pH<5) преобладают H_2CO_3, а ионы HCO_3^- практически отсутствуют; при pH>8 появляются ионы CO_3^{2-}.

В пресных водах HCO_3^- накапливается в количествах не более 200—250 мг/л в связи с тем, что с кальцием HCO_3^- образует слаборастворимую соль.

Сульфатные ионы занимают в составе пресных подземных вод второе место. Появление этих ионов в воде связано с выщелачиванием осадочных пород, содержащих легкорастворимые соли — гипс, ангидрит, мирабилит, а также с окислением сульфидов (галенит, пирит, халькопирит). Сульфаты слабо сорбируются, но их количество в подземных водах ограничивается присутствием в воде кальция, с которым сульфаты образуют нерастворимые соединения. Удаление сульфатов из воды происходит также в результате биогенных процессов.

В анаэробных условиях, т. е. без кислорода и под действием сульфатредуцирующих бактерий в присутствии органических веществ, сульфаты восстанавливаются до сероводорода; при этом в воде появляются Na_2CO_3, CO_2.

Хлоридные ионы являются непременным элементом химического состава подземных вод, поскольку в горных породах имеются многочисленные источники этого элемента (галит и

др.) и вместе с тем хлориды не образуют труднорастворимых соединений, не удаляются из воды биогенным путем и плохо адсорбируются коллоидными системами. В пресных водах хлориды по количеству занимают третье место.

Среди макрокатионов, входящих в состав пресных подземных вод, на первом месте — кальций и магний. Они поступают в подземные воды при растворении известняков, доломитов, гипса, при выветривании и разложении некоторых силикатов. В пресных подземных водах содержание кальция и магния измеряется десятками мг/л. С ростом минерализации воды количество кальция уменьшается вследствие связывания его в малорастворимые сульфаты и карбонаты; кроме того, кальций и магний могут переходить в поглощающий комплекс дисперсной части пород.

В водоносных горизонтах, содержащихся в осадочных породах, количество кальция обычно в 2—4 раза выше, чем магния; в водах изверженных пород это соотношение может изменяться.

Ионы натрия после кальция и магния занимают третье место в числе макрокатионов пресных подземных вод. Поскольку все соли натрия хорошо растворимы, удаление натрия из воды возможно главным образом вследствие обменных реакций с поглощающим комплексом пород. Поступает натрий в подземные воды из соленосных пород, из продуктов выветривания изверженных пород, а также при вытеснении натрия из поглощенного комплекса пород ионами кальция и магния.

Количество калия в природных водах обычно невелико, несмотря на то, что источники калия в породах значительны и калий, подобно натрию, образует легкорастворимые соединения. Являясь биологически активным элементом, калий интенсивно извлекается из подземных и поверхностных вод животными и растительными организмами.

Концентрация водородного иона, находящегося в пресной воде в виде гидроксония H_3O^+, колеблется от 6,5 до 8,5 pH и зависит от содержания отдельных форм угольной кислоты, присутствия органических кислот, газов и других факторов.

Соединения азота NH_4^+, NO_2^-, NO_3^-, происхождение которых обычно связано с бактериальным разложением органического вещества, встречаются в самых верхних водоносных горизонтах. Ионы NH_4^+ в присутствии свободного кислорода под влиянием нитрифицирующих бактерий переходят в NO_2^- и затем в NO_3^-. В незагрязненных подземных водах NH_4^+ и NO_2^- содержатся в сотых, десятых долях мг/л, а количество NH_3^- иногда достигает нескольких мг/л.

Концентрация кремневой кислоты обычно не превышает долей мг/л или нескольких мг/л, но в сверхпресных водах — во-

дах с общей минерализацией до 100 мг/л — ее относительное содержание увеличивается.

Сульфидные соединения H_2S и HS^- присутствуют обычно также в незначительных количествах; их повышенное содержание может быть связано с разложением органических веществ, с восстановлением сульфатов в анаэробных условиях и пр.

Железо в подземные воды поступает как продукт выветривания горных пород. В восстановительной среде железо может находиться в двухвалентном виде Fe^{2+} и содержание его иногда достигает ~10—30 мг/л. В воде в присутствии свободного кислорода двухвалентное железо переходит в трехвалентное; этому процессу также способствуют железобактерии. Трехвалентное железо в воде находится преимущественно в коллоидном состоянии — в виде $Fe(OH)_3$.

Марганец в подземных водах встречается чаще всего, как и железо, в виде бикарбоната $Mn(HCO_3)_2$. В грунтовых водах, тесно связанных с поверхностными, марганец может входить в состав комплексных соединений с гуминовыми кислотами.

Органическое вещество поступает в грунтовые и подземные воды верхних водоносных горизонтов вместе с инфильтрующимися поверхностными водами в результате выноса из почв гумусовых веществ и других продуктов жизнедеятельности и распада животных и растительных организмов (клетчатки, углеводов, белков, жиров). Под влиянием микрофлоры подземных вод происходит дальнейшее преобразование поступивших органических остатков, сопровождающееся разнообразными биохимическими и физико-химическими реакциями. В результате этого в подземных водах появляются различные органические кислоты, углеводороды, аммиак, сероводород, двуокись углекислоты и др.

Такой переход органических продуктов суши в подземные воды характерен для инфильтрационных этапов формирования подземных вод — современных и древних. На седиментационных этапах обогащение подземных вод органическим веществом происходило за счет продуктов морского происхождения. Вместе с тем в подземные воды того и другого генезиса могут переходить органические вещества из вмещающих воду горных пород, в которых они содержатся в рассеянном виде (битумы, гуминовые кислоты и др.).

Высокое содержание органических веществ в подземных водах (углеводороды, нефть, нафтеновые кислоты, фенолы и др.) отмечается в районах нефтегазовых месторождений.

Данные региональных исследований на территории СССР о содержании органических веществ в подземных водах содержатся в работе [121].

Присутствие микрокомпонентов в подземных водах связано главным образом с выносом солей из осадочных пород

и выщелачиванием продуктов выветривания изверженных и метаморфических горных пород.

Микрокомпоненты могут находиться в подземных водах в коллоидном виде, в форме комплексов с органическими веществами, в виде свободных ионов, недиссоциированных молекул и др. Очень малые концентрации микрокомпонентов в пресных подземных водах связаны с тем, что они образуют малорастворимые соединения и, кроме того, хорошо адсорбируются и извлекаются из воды глинистыми минералами и микроорганизмами.

Повышенные количества микрокомпонентов в пресных подземных водах наблюдаются вблизи месторождений полезных ископаемых, выходов термальных и минеральных источников, а также в районах региональных тектонических нарушений, по которым поднимаются глубинные рассолы.

Микрокомпоненты обладают высокой биологической активностью и поэтому, несмотря на их малое содержание, существенно влияют на качество подземных вод.

Неблагоприятным для хозяйственно-питьевого использования подземных вод являются также высокая концентрация отдельных макрокомпонентов — хлоридов, сульфатов, кальция, магния — и в целом повышенное содержание солей.

Газы, встречающиеся в подземных водах, — CO_2, N_2, O_2, CH_4, H_2S — могут находиться в растворенном или свободном виде.

В отдельных районах повышенное содержание газов может быть связано с проявлениями магматических и вулканогенных процессов. Вне таких районов присутствие в подземных водах кислорода, азота, двуокиси углерода связывается обычно с поступлением их из атмосферы. Двуокись углерода, кроме того, поступает из почвенного воздуха, обогащенного этим газом в результате микробиологических процессов.

Сероводород появляется в подземных водах как продукт распада белкового вещества либо в результате биохимического восстановления сульфатов в анаэробных условиях. В повышенных количествах он встречается в водах нефтяных месторождений. Источником появления в подземных водах метана служит органическое вещество, рассеянное в остаточных породах или сконцентрированное в угольных слоях.

Биогенное происхождение может быть свойственно и азоту, который в зоне затрудненного водообмена выделяется из нитритов и нитратов при действии бактерий — денитрификаторов.

Микрофлора (микроорганизмы) в подземных водах наиболее богато представлена в самых верхних водоносных горизонтах, связанных с почвами и атмосферой.

К микроорганизмам относятся бактерии, простейшие, водоросли, грибы, вирусы и актиномицеты.

ТЕХНОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ КАЧЕСТВА ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Хозяйственная деятельность человека часто приводит к нарушению природного химического состава подземных вод. Наибольшее по масштабам влияние на химический состав подземных вод оказывают интенсивное развитие промышленности, городов и химизация сельского хозяйства, сопровождающиеся появлением большого количества сточных вод и газовых выбросов. При этом в атмосферу, почвы и поверхностные воды переходят разнообразные органические и неорганические вещества, которые в природной обстановке содержатся в воде в микроколичествах либо вообще не встречаются.

Только за счет сжигания топлива (около 2 млрд. т в год на всей планете) в атмосферу переходят громадные количества окислов азота, сероводорода, двуокиси углерода, серного и сернистого ангидрида и других веществ. Многие из перечисленных веществ соединяются с атмосферной влагой и, образуя новые, более тяжелые вещества, выпадают на поверхность земли. Если в районе такого предприятия подземные воды не имеют водоупорной кровли, то все эти вещества вместе с атмосферными осадками поступают в водоносный пласт и вызывают существенные изменения химического состава воды.

Значительные участки загрязненных подземных вод образуются на промышленных площадках при утечках технологических и сточных вод. Величина утечек и интенсивность инфильтрации воды из систем водопровода и канализации особенно велики в «водоемких» производствах (табл. 1, [95]).

Таблица 1

Интенсивность инфильтрации воды на промышленных площадках

Отрасли промышленности	Ориентировочная среднегодовая интенсивность инфильтрации в грунтовые воды, м/сут
Энергетическая, целлюлозная	$(5 \div 10) \cdot 10^{-4}$
Металлургическая, нефтехимическая, химическая	$(3 \div 5) \cdot 10^{-4}$
Горно-обогатительная, машиностроительная, станкостроительная	$(1 \div 3) \cdot 10^{-4}$
Текстильная, легкая, стройматериалов, пищевая	$(<1) \cdot 10^{-4}$

Большие участки загрязненных подземных вод создаются вблизи фильтрующих земляных сооружений, используемых для сбора, хранения или испарения жидких и твердых отходов производства (так называемые промышленные бассейны). В зависимости от характера производства вместе со стоками в

подземные воды могут перейти тяжелые металлы, ароматические вещества, нефтепродукты и многие другие. Так, например, в районе полей фильтрации одного завода, вырабатывающего синтетический каучук, в подземных водах обнаружены поверхностно-активные вещества, альдегиды, жирные кислоты, ароматические углеводороды, медь, аммонийный азот и др. В районе нефтеперерабатывающего завода из сточных вод в водоносный пласт поступали нефтепродукты, фенолы, хлориды, сульфаты натрия и калия, а из отходов металлургического завода — фенолы, цианиды, роданиды, пиридиновые основания.

Вблизи машиностроительного завода подземные воды оказались обогащенными железом, сульфатами, хлоридами, цинком, хромом и т. д.

Из хозяйственно-бытовых сточных вод в подземные воды могут проникнуть бактериальные загрязнения, соединения азота, а также поверхностно-активные вещества, входящие в состав синтетических моющих средств.

На сельскохозяйственных территориях при интенсивном и недостаточно контролируемом использовании ядохимикатов и минеральных удобрений последние вместе с оросительными водами и атмосферными осадками проникают в грунтовые воды и также загрязняют их.

Из удобрений легко переходят в воду азот, аммиак, сульфаты, хлориды, марганец и др.

В состав химических средств защиты растений (инсектицидов, фунгицидов, гербицидов, дефолиантов, десикантов) входят вещества, содержащие мышьяк, фтор, медь, цинк и другие, часто токсичные вещества.

В связи с этим при выборе района разведки подземных вод для водоснабжения и участка для размещения водозабора исходят, в частности, из условий достаточной удаленности водозабора подземных вод от возможных источников загрязнения — городов, промышленных предприятий и т. п. Однако, поскольку по технико-экономическим соображениям водозаборы подземных вод желательно располагать на небольшом удалении от потребителей, эти требования не всегда оказываются совместимыми.

В этом смысле в наиболее сложном положении оказываются береговые (инфильтрационные) водозаборы, размещаемые непосредственно вблизи рек и водоемов и использующие поверхностные воды в качестве основного источника питания. Производительность береговых водозаборов увеличивается с приближением к реке, но вместе с этим возрастает опасность того, что речные воды на коротких путях фильтрации могут не очиститься от некоторых примесей, ухудшающих качество отбираемой водозабором воды.

Химический состав подземных вод береговых водозаборов обычно в той или иной степени отражает состав речных вод, который, в свою очередь, определяется составом атмосферных осадков, а также составом снегового, ливневого и подземного стоков. В атмосфере дождевые воды и снег обогащаются в небольшом количестве кислородом, углекислым газом, окисью азота, солями аммония, а в загрязненном воздухе промышленных районов, как отмечалось выше, к ним добавляются пыль, бактерии, сера, продукты сгорания угля и нефти и другие вещества.

Вместе с поверхностным стоком в реки дополнительно поступают продукты разложения растений, микроорганизмы, продукты выветривания горных пород, а с подземным стоком — различные водорастворимые соединения — хлориды и сульфаты кальция, магния, натрия, марганец, фтор, радиоактивные элементы и др.

Из неочищенных бытовых и промышленных сточных вод в поверхностные воды могут попасть грубодисперсные примеси, кислоты, тяжелые металлы, сульфиды, роданиды, цианиды, фториды, мышьяк, флотореагенты, аминопродукты, фенолы, нитросоединения, поверхностно-активные вещества и др. В числе сельскохозяйственных загрязнений, выносимых в реки, могут быть соединения азота, фосфаты, ядохимикаты и др.

Примеси, содержащиеся в поверхностных водах, состоят из: 1) макро- и микрompонентов природных и сточных вод в виде свободных ионов и комплексных соединений; 2) взвешенных веществ — продуктов выветривания пород, остатков растений; 3) коллоидных веществ (солей кремневой кислоты, гидроокислов железа, продуктов разложения микроорганизмов); 4) растворенных газов (углекислый газ, кислород, азот, сероводород); 5) бактерий и других микроорганизмов (фито- и зоопланктон).

В береговые водозаборы могут попасть многие из этих примесей, в том числе даже планктон. Так, например, было установлено, что в одном из районов в водозаборные скважины, оказавшиеся (после создания на реке водохранилища) в 50—100 м от уреза воды, проникают споры хлороглеи — переходной формы от бактерий к водорослям, не задерживаемые песчаной толщей на столь значительных горизонтальных путях фильтрации. Здесь же наблюдается интенсивное развитие железобактерий, связываемое с повышением температуры подземных вод. Размножение и отмирание этих микроорганизмов в скважинах, водосборных емкостях и водоводах ухудшают качество воды и вызывают необходимость ее очистки для хозяйственно-питьевого использования.

ТРЕБОВАНИЯ К КАЧЕСТВУ ПОДЗЕМНЫХ ВОД КАК ИСТОЧНИКУ ВОДОСНАБЖЕНИЯ

Из изложенного следует, что в естественных условиях и тем более при воздействии техногенных факторов пресные подземные воды имеют сложный, разнообразный состав, который отличается изменчивостью на отдельных участках водоносного пласта, испытывает колебания во времени и может оказаться неблагоприятным для использования воды в тех или иных целях. В зависимости от характера применения воды (для хозяйственно-питьевых нужд, для технологических процессов, в паросиловом хозяйстве, при заводнении нефтяных пластов, в сельском хозяйстве и др.) к качеству ее предъявляются определенные требования.

В соответствии с Основами водного законодательства Союза ССР и союзных республик, предусматривающими рациональное использование и охрану водных ресурсов СССР, пресные подземные воды в первую очередь должны использоваться для удовлетворения питьевых и бытовых нужд населения. Качество хозяйственно-питьевых вод регламентируется санитарно-гигиеническими требованиями, изложенными в государственном стандарте (ГОСТ 2874—73 «Вода питьевая»). В соответствии с этим стандартом безопасность воды в эпидемическом отношении устанавливается обычно по косвенным показателям — по количеству бактерий группы кишечной палочки (не более 3 в 1 л воды) и по общему количеству бактерий (не более 100 бактерий в 1 мл воды). Однако при подозрении бактериального заражения воды определяют, кроме того, содержание болезнетворных бактерий, кишечных вирусов, яиц гельминтов.

Органолептические свойства воды оцениваются по запаху — не боле 2 баллов при температуре 20° С и при подогревании воды до 60° С; по привкусу — при 20° С не более 2 баллов; по цветности — не более 20°; по мутности — не более 1,5—2 мг/л.

Безвредность воды по химическому составу устанавливается по четырем группам показателей: 1) общее солесодержание; водородный показатель; 2) концентрации макрокомпонентов и микрокомпонентов, встречающихся в природных подземных водах; 3) концентрации веществ, являющихся промышленными и сельскохозяйственными загрязнениями; 4) концентрации веществ, которые могут попасть в воду при ее обработке на очистных сооружениях.

Допустимое содержание в воде каждого из веществ определено в результате специальных санитарно-гигиенических исследований по санитарно-токсикологическим, органолептическим и общесанитарным показателям вредности.

Общее солесодержание в питьевых водах, определяемое

величиной сухого остатка, не должно превышать 1000 мг/л. Лишь в отдельных случаях допускается увеличение сухого остатка до 1500 мг/л, общая жесткость не должна превышать 7—10 мг-экв/л *.

Среди встречающихся в природных водах макрокомпонентов, микрокомпонентов и компонентов, занимающих промежуточное положение, многие нормируются, т. е. для них устанавливаются так называемые предельно допустимые концентрации — ПДК (табл. 2).

Таблица 2

Предельно допустимые концентрации (ПДК)

Ингредиенты	Единицы измерения	Содержание
Бериллий	мг/л	0,0002
Железо	»	0,3—1,0
Марганец	»	0,1
Медь	»	1,0
Молибден	»	0,5
Мышьяк	»	0,05
Нитраты (по азоту)	»	10,0
Свинец	»	0,1
Селен	»	0,001
Стронций (стабильный)	»	2,0
Сульфаты	»	500,0
Фтор	»	От 0,7 до 1,5
Хлориды	»	Не более 350,0
Цинк	»	5,0
Уран природный и уран 238	»	1,7
Радий — 226	Ки/л	$1{,}2 \cdot 10^{-10}$
Стронций — 90	»	$4{,}0 \cdot 10^{-10}$

Содержание веществ, относящихся к промышленным и сельскохозяйственным загрязнениям, допускается в воде в количествах не более ПДК — предельно допустимых концентраций, установленных Министерством здравоохранения СССР. Список веществ, для которых установлены ПДК, в настоящее время превышает 500 наименований.

Предельное содержание химических веществ, которые могут попасть в хозяйственно-питьевую воду при ее обработке на очистных сооружениях, составляет (мг/л): остаточный алюминий (Al^{3+}) — не более 0,5; гексаметофосфат (PO_4) — не более 3,5; триполифосфат (PO_4) — не более 3,5; полиакриламид — не более 2,0.

* Указанные повышения предельных величин сухого остатка, общей жесткости и содержания железа остаточного алюминия в каждом случае должны быть согласованы с санитарно-эпидемиологической службой.

Если вода содержит комплекс веществ с одинаковыми лимитирующими показателями вредности (токсическими или органолептическими), то сумма концентраций этих веществ, выраженная в долях от максимально допустимых концентраций, не должна превышать 1. При этом (в виде исключения) не учитываются фтор, нитраты и радиоактивные вещества, действие которых оценивается отдельно по соответствующей ПДК.

При изысканиях и разведке подземных вод для хозяйственно-питьевого водоснабжения качество воды в первую очередь характеризуется по бактериологическому составу, органолептическим свойствам и показателям химического состава, относящимся к незагрязненным природным водам (см. выше показатели 1-й и 2-й групп). Однако, если гидрогеологическая и хозяйственная обстановка района не исключает возможности поступления в водоносный горизонт промышленных или сельскохозяйственных загрязнений, определяются также показатели из 3-й группы.

Количество и перечень показателей, которые требуется в этом случае определять, зависят от вида производства, состава применяемых сельскохозяйственных ядохимикатов, удобрений и должны быть установлены при изысканиях. Для водозаборов берегового типа следует изучить состав поверхностных вод с учетом возможного их загрязнения на участках, расположенных выше по течению от берегового водозабора.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ

Определение в воде мутности, бактериального состава, содержания основных макро- и микрокомпонентов 1-й и 2-й групп не вызывает трудностей и может быть проведено по соответствующим ГОСТам и рекомендациям, изложенным в работах [105, 107].

Наиболее сложным является анализ содержащихся в воде органических веществ, от состава и количества которых во многих случаях зависят санитарно-гигиенические качества воды.

По нормам «Международного стандарта качества питьевой воды» (Всемирная организация здравоохранения, 1964 г.) предельно приемлемая концентрация органических веществ в питьевой воде составляет 0,2 мг/л, а предельно допустимая — 0,5 мг/л (при экстракции задержанных из воды активным углем органических веществ хлороформом).

Выполняющиеся в настоящее время массовые анализы природных вод, в особенности поверхностных, часто неудовлетво-

рительны в отношении оценки содержания органических веществ.

Органические вещества, входящие в состав поверхностных вод в коллоидном и растворенном виде, обычно связаны с разложением растительных и животных организмов, попадающих в реки естественным путем (вымывание из почв, торфяников, болот) либо с бытовыми сточными водами и отходами пищевых производств.

Растительные и животные организмы образованы сложными химическими соединениями. Так, бактериальная клетка содержит высокомолекулярные вещества, в состав которых входят главным образом углерод, водород, азот, кислород и фосфор.

Вместе с тем в поверхностные воды поступают органические вещества, содержащиеся в промышленных сточных водах.

Состав органических веществ в промышленных сточных водах современного производства крайне разнообразен — это ароматические углеводороды, нефтепродукты, фенолы, масла, смолы, аминопродукты, пиридиновые основания, жирные кислоты, поверхностно-активные соединения синтетических моющих средств и многие другие. Несмотря на то что основными составляющими различных органических загрязнений являются одни и те же элементы (главным образом углерод, водород, кислород и азот), степень вредности того или иного органического соединения зависит от формы нахождения, т. е. комбинации, этих элементов в воде. Поэтому для получения полной санитарно-гигиенической характеристики качества воды нужно знать содержание в воде определенных органических веществ. С помощью современных методов химического анализа, в том числе спектрографических, теоретически можно определить любую комбинацию элементов органических веществ в воде, но на практике при анализе природных и сточных вод это не делается из-за многообразия органических соединений в этих водах, а также вследствие сложности и громоздкости многих анализов. Содержание отдельных органических веществ — загрязнителей — устанавливается анализом, как отмечалось выше, только в тех случаях, когда имеются предположения о наличии именно этих веществ в воде.

Обычно же проводятся косвенные, более простые анализы, выделяющие группы органических веществ с характерными свойствами. Так, устанавливается содержание в воде природных органических гумусовых веществ, находящихся в коллоидальном состоянии и в растворенном виде. Разделение этих видов существенно, так как коллоидные соединения гуминовых кислот и их солей, а также коллоидные фульвокислоты обуславливают повышенную цветность поверхностных вод, в то время как истинно растворимые фульвокислоты не влияют на цветность воды.

Возможность и интенсивность окисления органических веществ в воде в присутствии аэробных бактерий характеризуются показателем биохимического потребления кислорода БПК, определение которого проводится в натурной или разбавленной пробе воды в условиях достаточного количества кислорода и оценивается по убыли растворенного кислорода за определенный период инкубации. Затраты кислорода на нитрификацию, происходящую вслед за окислением основной массы органических веществ, не входят в величину БПК. В связи с этим условно полное БПК определяется за период, в конце которого азот нитратов появляется в количестве 0,1 мг/л.

Количество легкоокисляющихся веществ (природного и искусственного происхождения) до последнего времени определялось традиционно как перманганатная окисляемость, т. е. по расходу кислорода, затраченного на их окисление при действии перманганата калия. По многим натурным данным перманганатная окисляемость сравнительно чистых речных вод обычно не превышает 5—10 мг/л O_2, но при повышенном содержании гумусовых веществ, а также других органических загрязнений она может существенно увеличиться. В связи с неопределенностью содержания показателя перманганатной окисляемости, а также исключительно большой зависимостью результатов этого определения от условий проведения анализа в настоящее время этот показатель не рекомендуется к применению.

Наиболее полным показателем общего количества легко- и трудноокисляющихся органических веществ является ХПК — так называемое химическое потребление кислорода при окислении всего углерода и водорода, содержащихся в органических веществах, с помощью сильного окислителя — бихромата калия в определенных, стандартизированных условиях. Установлено, что при этом обычно происходит окисление 95—98% всех трудноокисляющихся веществ, за исключением лишь некоторых из них (например, бензола, пиридина, толуола, нафталина). С другой стороны, при определении ХПК окисляются также и некоторые неорганические вещества, например закисное железо, сероводород, нитраты, но это может быть учтено и оценено отдельно.

В загрязненных стоками поверхностных водах величина ХПК достигает 50—100 мг/л O_2 и более. Методика определения ХПК в настоящее время усовершенствована, разработана для больших и малых количеств органического вещества; предложены приборы для автоматизации этого, ранее очень сложного анализа [107]. В дополнение к ХПК в настоящее время используется еще ряд показателей, позволяющих выделить отдельные группы органических веществ, в том числе: содержание органического углерода (С), содержание органического

азота, суммарное содержание органических загрязнений из промышленных сточных вод и сельскохозяйственных ядохимикатов, определенное методом угольно-хлороформного экстракта (метод ССЕ) и др.

ГЛАВА 2.

ОСНОВНЫЕ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ ЗАГРЯЗНЕННЫХ СТОКОВ, ПОДЗЕМНЫХ ВОД И ПОРОД

РОЛЬ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ В МИГРАЦИИ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В ВОДОНОСНОМ ПЛАСТЕ

При загрязнении сточными водами и отходами, как следует из вышеизложенного, в подземные воды могут попадать разнообразные химические вещества, и загрязненная вода, таким образом, представляет собой раствор, содержащий обычно несколько растворенных, эмульгированных или взвешенных компонентов и имеющий часто повышенную минерализацию.

При фильтрации в водоносном пласте загрязненные воды взаимодействуют с чистыми природными подземными водами и породами водоносного горизонта. Это взаимодействие проявляется в виде задержания взвешенных и эмульгированных веществ, разбавления исходной воды, молекулярной диффузии, фильтрационной дисперсии, поглощения отдельных компонентов (физическая и химическая сорбция), газовыделения, растворения твердой породы, теплообмена и т. д.

Вследствие названных процессов перемещающиеся в водоносном пласте загрязненные подземные воды постепенно изменяют свой первоначальный состав. При этом некоторые компоненты полностью или частично удаляются из воды (в результате механической задержки, сорбции, осаждения распада), а другие — увеличивают свою концентрацию или возникают вновь в результате выщелачивания солей из породы, реакций гидролиза, комплексообразования и др. Вещества, не подвергающиеся физико-химическим изменениям в подземных водах, могут перемещаться в пласте неопределенно долгое время.

Интенсивность и характер взаимодействия в системе фильтрующаяся загрязненная вода — породы водоносного горизонта — чистые подземные воды существенно зависят от состава и содержания загрязняющих веществ, состава подземных вод, строения и состава водоносных пород, а также от условий,

в которых происходит взаимодействие скорости фильтрации, площади контакта между водой и породой, температуры воды и пород и др.

Закономерности одновременно происходящих физико-химических процессов в такой многофакторной системе очень сложны и поэтому еще мало изучены. Учитывая к тому же, что в связи с фильтрационной неоднородностью пород многие реакции между загрязненными и чистыми подземными водами и породами протекают с изменением объема реагирующих растворов, значений pH и Eh (окислительно-восстановительного потенциала), для оценки явлений взаимодействия приходится рассматривать многие из этих процессов изолированно или, напротив, — обобщенно, в схематизированной постановке, используя приближенные методы расчета.

Поскольку загрязненные подземные воды в водоносном пласте перемещаются, основной задачей рассмотрения протекающих при этом физико-химических процессов является оценка изменения количества (или концентрации) вещества во времени и по пути фильтрации, т. е. оценка характера и кинетики этих процессов в потоке подземных вод.

Несмотря на то что реакции, происходящие в пласте при фильтрации загрязненных промстоками подземных вод, как и все чисто химические реакции, в принципе являются двухсторонними, т. е. обратимыми, на практике часто рассматриваются более простые — односторонние, необратимые реакции. К последним относятся, например, реакции образования малорастворимого осадка, газовыделения, радиоактивного распада и т. п. Многие химические реакции в действительности состоят из нескольких элементарных реакций, протекающих с различной скоростью, последовательно или параллельно. Но так как наблюдаемая в опыте скорость химической реакции обычно контролируется скоростью одной — наиболее медленно протекающей реакции, то и при фильтрации в потоке также учитывается скорость только одной реакции. Например, для сорбции, ионного обмена и растворения — это скорость подвода реагирующих веществ к твердой поверхности (реакция в области так называемой диффузионной кинетики).

При изучении химических реакций и переноса вещества константы скорости и другие параметры этих процессов обычно определяются экспериментально. В особенности это относится к процессам миграции загрязнений в подземных водах, так как на характере и скорости реакций в этом случае самым существенным образом сказываются свойства породы, обуславливающие скорость фильтрации, площадь контакта между водой и породой и др. Это же относится и к таким физико-химическим процессам, как удаление из раствора взвешенных и эмульгированных веществ, и физической сорбции.

Применительно к тому или иному рассматриваемому фи-

зико-химическому процессу в породах при фильтрации целесообразно выделить нейтральные компоненты, не участвующие в нем, а также активные компоненты, влияющие на данный процесс.

Так, при рассмотрении сорбции загрязнений при фильтрации в грунтах активными компонентами являются катионы — они в той или иной мере сорбируются частицами грунтов, которые, как правило, имеют отрицательно заряженную сорбирующую поверхность. Анионы и электронейтральные молекулы плохо сорбируются и могут быть отнесены к нейтральным компонентам. В связи с этим выявление формы нахождения вещества в загрязненных подземных водах представляет существенный интерес.

В особенности это важно при изучении химического состава промышленных сточных вод, в которых в результате особенностей современной технологии кроме свободных ионов содержатся разнообразные комплексные неорганические и органические соединения. Последние в дальнейших процессах изменения состава сточных вод (при их нейтрализации на очистных сооружениях, при смешении с подземными водами и т. д.) могут разрушаться с образованием промежуточных и новых форм комплексных и простых соединений.

Обычно химический состав подземных вод характеризуется результатами анализа, выраженного в виде содержания свободных ионов с зарядом, равным их формальной валентности. Между тем в воде находятся не только свободные ионы рассматриваемого вещества, но и его комплексные соединения с другими органическими и неорганическими ионами, группами ионов или электронейтральными молекулами. При этом комплексное соединение может иметь заряд (положительный или отрицательный) либо быть электронейтральным. Так, например, расчет миграционных форм растворенных в речной воде веществ показал, что содержание свободных катионов Ca^{2+}, Mg^{2+}, Sr^{2+} составляет всего 81—88% от валового содержания, определенного химическим анализом; остальные 19—12% находятся в виде органических компонентов [101].

В составе сточных вод предприятий рудообогащения возможны разнообразные формы существования металлов [106], свинец — в виде Pb^{2+}, $PbCl^{+}$, $PbOH^{+}$, $PbCl_4^{2-}$, $PbCl_3^{-}$, $PbCl_4^{-}$, $Pb(SO_4)_2^{-}$, $Pb(OH)_3^{-}$; металлоорганические комплексные анионы в виде $PbSO_4^0$, $PbCl_2^0$ $Pb(OH)_2^0$; медь — в виде Cu^{2+}, $CuCl^{+}$, $CuOH^{+}$, $CuCl_3^{-}$, $CuCNS^{-}$, $Cu(CNS)_3^{-}$; металлоорганические комплексные анионы в виде $CuSO_4^0$, $CuCl_2^0$; цинк — в виде Zn^{2+}, $ZnCl^{+}$, $ZnOH^{+}$, ZnF^{+}, $ZnCl_3^{-}$, $ZnCl_4^{2-}$, $Zn(OH)_4^{2-}$, $Zn(OH)_3^{-}$; металлоорганические комплексные анионы в виде $ZnSO_4^0$, $ZnCl_2^0$, $Zn(OH)_3^0$ и т. д.

Способы расчета ионно-молекулярного состава природных вод по данным химического анализа основаны на решении системы уравнений баланса веществ и уравнений констант устойчивости комплексов [30, 56, 106]. Полное решение таких систем, требующее использования ЭВМ, позволяет, кроме того, прогнозировать: 1) значения pH и активностей иона *a*, в пределах которых возникают и остаются устойчивыми отдельные формы компонентов; 2) максимально возможные концентрации отдельных форм компонента в воде; 3) возможный состав твердых осадков, выпадающих из воды при тех или иных значениях pH, Eh и соотношениях активностей отдельных ионов [106].

В результате, таким образом, можно выявить наличие в воде загрязняющих компонентов, которые в благоприятных условиях могут сорбироваться или выпадать из данного раствора при изменении pH, Eh, содержания отдельных ионов и т. д. Для суждения о том, насколько реализуется эта возможность при фильтрации в породах определенного состава и строения, необходима постановка специальных экспериментальных работ.

КОНВЕКТИВНАЯ ДИСПЕРСИЯ И МОЛЕКУЛЯРНАЯ ДИФФУЗИЯ ВЕЩЕСТВ

Поступающие в водоносный пласт загрязненные сточные воды, атмосферные осадки и воды поверхностных водотоков и водоемов вытесняют чистые подземные воды и перемещаются в пласте по направлению общего фильтрационного потока. Передвижение загрязнений вместе с потоком подземных вод представляет собственно конвективный перенос, который является наиболее существенным фактором миграции.

Принципиально существует возможность распространения загрязнений в водоносном пласте и при отсутствии фильтрационного течения — путем молекулярной диффузии, совершающейся только под действием градиента концентрации вещества в различных точках пласта. Однако, как показывают теоретические исследования и расчеты, это перемещение происходит настолько медленно, что при прогнозах распространения загрязнений может не учитываться, если речь идет о переносе на расстояния более нескольких метров или о прогнозах на сроки менее 100—200 лет. Рассмотрение молекулярно-диффузионного переноса в горных породах и водоносных пластах может представлять интерес лишь в тех случаях, когда продолжительность этого процесса измеряется миллионами лет [102] либо когда рассматривается очень малый отрезок пути диффузионного переноса при отсутствии фильтрации.

Так, например, при устройстве в основании шламохранилищ и накопителей защитных экранов из глин или уплотнен-

ных суглинков молекулярно-диффузионный перенос загрязняющих веществ через экран толщиною 1—2 м может обусловить появление относительных концентраций $\bar{C}=0{,}01$ через 5—25 лет, а $\bar{C}=0{,}001$ — через 4—14 лет (рис. 1).

При конвективном переносе граница между загрязненными и чистыми подземными водами теоретически должна иметь вид резкого, так называемого «поршневого» фронта, перемещающегося со средней скоростью фильтрационного потока и разделяющего воды с концентрациями вещества $C_{вх}$ (на входе загрязнений в пласт) и C_e (фоновая концентрация).

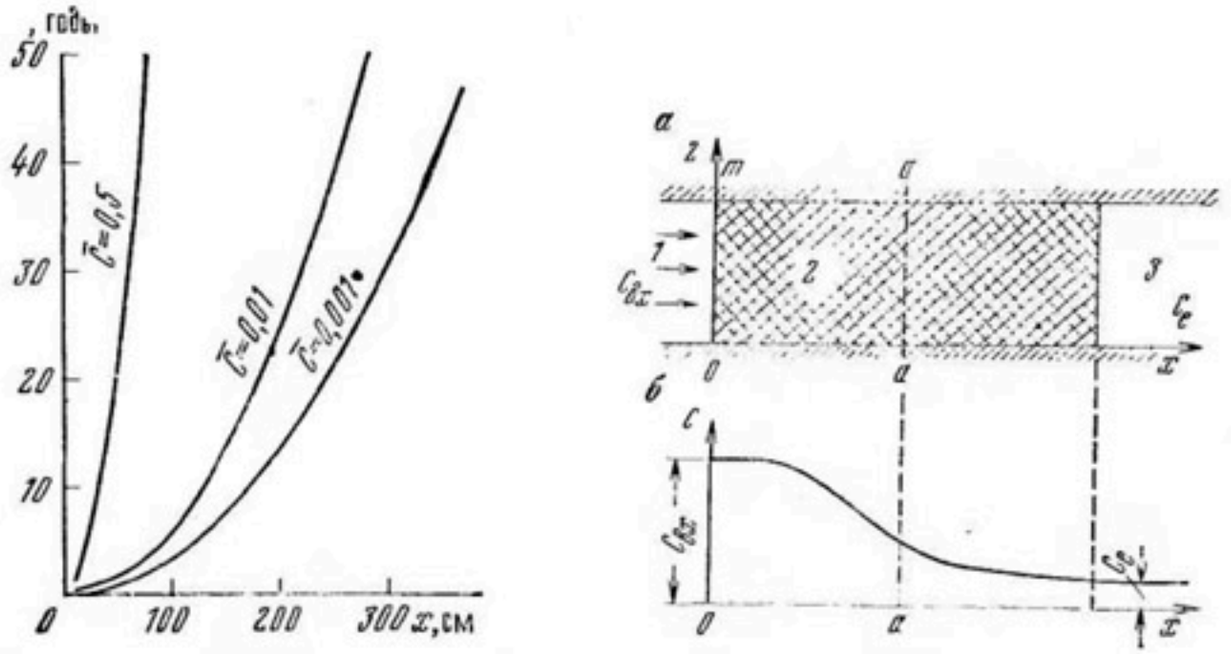


Рис. 1. Молекулярно-диффузионный перенос растворенных веществ через экран из уплотненных суглинков.

$C_{вх}$ — концентрация загрязняющих веществ в сточных водах над экраном, C — то же, на выходе из экрана $\left(\bar{C}=\frac{C}{C_{вх}}\right)$; x — толщина экрана, см; T — время от начала молекулярной диффузии, годы; коэффициент молекулярной диффузии суглинка $D_м = 4 \cdot 10^{-7}$ см²/с

Рис. 2. Продольная микродисперсия:

а — схема пласта; *б* — график C (x).

1 — загрязненные воды; *2* — зона микродисперсии; *3* — чистые воды; $C_{вх}$ — концентрация загрязняющего вещества во входном сечении пласта; C_e — фоновая концентрация вещества в пласте; *аа* — поршневой фронт фильтрации

Как показывают натурные наблюдения, поршневой фронт — в известной мере абстрактное понятие. Обычно вместо четкого фронта обнаруживается зона смешения, на протяжении которой концентрации постепенно изменяются от $C_{вх}$ до C_e. Формирование зоны смешения связано в первую очередь с фильтрационной дисперсией (рассеянием) вещества. В некоторых случаях, кроме того, влияют сорбция и химические реакции между загрязненными и чистыми водами и породами. Принято выделять микродисперсию и макродисперсию в фильтрационном потоке [85].

Микродисперсия растворенных и эмульгированных в воде веществ при фильтрации в горных породах обусловлена самим характером движения воды по порам и трещинам, имеющим различные ориентацию и размеры даже в породах, которые в фильтрационном отношении считаются практически однородными. Это, во-первых, вызывает отклонения локальных скоростей движения в отдельных порах и трещинах от общей средней скорости потока подземных вод по направлению и величине, а, во-вторых, приводит к смешению вод при слиянии в порах отдельных элементарных струек, имеющих неодинаковый состав. В направлении средней скорости движения подземных вод развивается продольная микродисперсия. Она наиболее четко может быть прослежена в условиях одномерного потока, ограниченного непроницаемыми плоскостями («пласт — полоса»), при поступлении вещества на всем протяжении входного сечения *от* (рис. 2, *а*). На выходе из этого сечения все элементарные струйки воды имеют равные концентрации вещества $C_{вх}$, а также параллельные по направлению и равные по величине скорости движения, но далее при движении по извилистым поровым каналам породы струйки деформируются и приобретают различные скорости движения. При этом, так как отдельные струйки воды перемещаются быстрее или медленнее, чем в среднем вся масса воды, к сечению *аа*, соответствующему «поршневому» фронту фильтрации и определяемому по средней скорости движения воды V, к расчетному моменту времени $t_ф = \frac{xn}{V}$ (n — активная пористость) придут не все элементарные струйки с концентрацией $C_{вх}$. Поэтому здесь в отдельных порах еще останется вода с начальной концентрацией вещества. В результате средняя концентрация вещества в этом сечении в момент $t_ф$ будет меньше $C_{вх}$; таким образом, вблизи сечения *аа* сформируется зона микродисперсии с промежуточными концентрациями от $C_{вх}$ до C_e (рис. 2, *б*).

Поперечная микродисперсия в одномерном фильтрационном потоке развивается в условиях, когда загрязняющее вещество поступает только на часть *MN* входного сечения *от* (рис. 3). При этом смешение загрязненных и чистых вод происходит уже не только в направлении оси *ox*, как это имеет место при чисто продольной дисперсии, но и по оси *oz*. В результате поперечные размеры зоны дисперсии постепенно расширяются и выходят за пределы, определяемые размером входного сечения *MN*. Перемещение частиц жидкости и растворенного вещества в направлении, поперечном одномерному фильтрационному потоку, становится возможным здесь как результат слияния и смешения элементарных струек чистой и загрязненной воды в поровых каналах и трещинах, отклоняющихся от среднего направления потока.

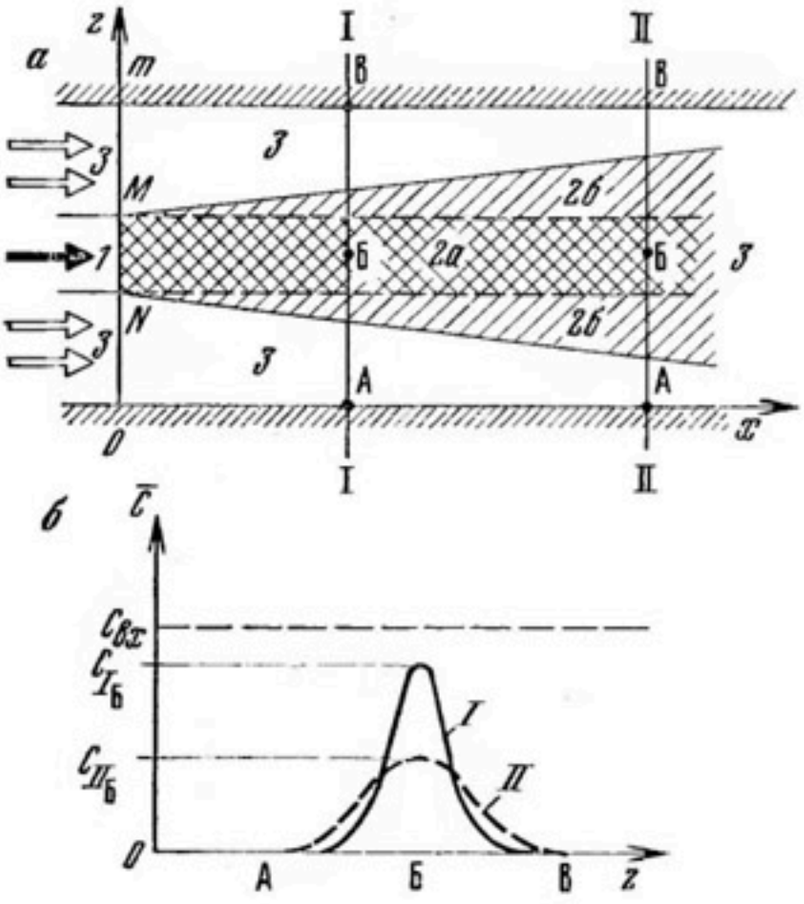


Рис. 3. Поперечная и продольная микродисперсия:

а — схема пласта; *б* — график C (*z*).
1 — загрязненные воды; *2а* — зона продольной микродисперсии; *2б* — зона поперечной микродисперсии; *3* — чистые воды; *I*, *II* — сечения пласта

Поскольку происхождение фильтрационной микродисперсии связано с извилистостью траекторий частиц воды, огибающих непроницаемые зерна или блоки породы, масштаб проявления дисперсии зависит от размеров этих частиц и пор между ними.

В однородных пластах, сложенных мелкими песчаными или гравелистыми частицами, размеры дисперсионной зоны смешения не должны быть велики. Поэтому микродисперсия представляет практический интерес при изучении распределения и переноса вещества на сравнительно небольших расстояниях, например в почвенном слое при орошении или в лабораторных экспериментах. В количественном отношении поперечная и продольная фильтрационная микродисперсия оцениваются с помощью статистических и математических моделей.

Статистическое рассмотрение микродисперсии базируется на теории случайных блужданий облака меченых (в данном случае — облака загрязняющих) частиц вещества в фильтрующей среде, представляемой в виде системы однородных ячеек или камер, соединенных каналами.

Использование статистических моделей применительно к проблеме миграции загрязнений в водоносных пластах затруднено тем, что в этих моделях не оценивается роль граничных условий, при которых происходит дисперсия (размеры пласта, форма очага загрязнения, начальное распределение концентраций и др.). Эти обстоятельства более полно могут быть учтены

в детерминированных математических моделях, основанных на рассмотрении дифференциальных уравнений массопереноса. Фильтрационная микродисперсия характеризуется коэффициентами продольной и поперечной микродисперсии D_x, D_y. Несмотря на то что вид дисперсионных членов в дифференциальных уравнениях подобен таковым для молекулярной диффузии (отличие состоит только в том, что молекулярная диффузия оценивается соответствующим коэффициентом $D_м$), аналогия здесь является формальной — эти процессы отличаются как в физическом смысле, так и по масштабам: обычно $D_м \ll D_{x,y}$.

Коэффициент продольной микродисперсии D_x изучен в многочисленных лабораторных экспериментах по фильтрации растворов в однородной пористой среде, составленной из частиц песка, гравия, стеклянных шариков и т. п. [40, 138, 149]. Установлено, что с увеличением скорости фильтрации и размеров частиц фильтрующей среды , обтекаемых элементарными струйками, коэффициент дисперсии и зона дисперсии увеличиваются. Эта зависимость имеет вид

$$D = \lambda_1 V. \tag{2.1}$$

В отдельных случаях наблюдалась зависимость вида

$$D = \lambda_1 V + \lambda_2 V^2. \tag{2.2}$$

Значения параметра λ_1, характеризующего геометрическую структуру порового пространства, в однородной среде соизмеримы с диаметром частиц: так, в песках и гравии $\lambda_1 = 0{,}1 \div 3$ см [25, 77].

Экспериментальные и теоретические исследования указывают на существование зависимости коэффициента дисперсии D от соотношения вязкостей вытесняемой и вытесняющей жидкостей. В. Н. Николаевским [40] было высказано предположение, что в зоне дисперсии, где происходит перемешивание жидкостей, вязкость смеси зависит от концентрации вещества в этой зоне, и что, таким образом,

$$D = \lambda_1 V f(C, \eta_0), \tag{2.3}$$

где $\eta_0 = \frac{\eta_1}{\eta_2}$; η_1 — вязкость вытесняющей жидкости; η_2 — вязкость вытесняемой жидкости.

Ю. П. Желтов [57] принял, что D зависит от градиента вязкости в зоне смеси:

$$D = D_0 \left(1 + \varkappa \frac{d\eta}{dx}\right), \tag{2.4}$$

где D_0 — коэффициент дисперсии при $\eta_0 = 1$; $\varkappa$ — эмпирический коэффициент.

Экспериментальное изучение зависимости D от η показывает, что при вытеснении менее вязкой жидкостью длина зоны

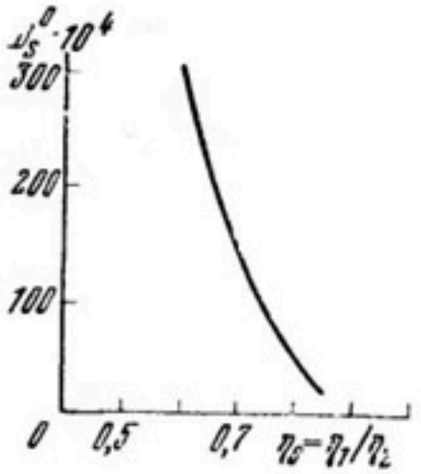
дисперсии увеличивается, а при вытеснении более вязкой жидкостью — уменьшается.

Результаты опытов, полученные в работе [66], показаны на рис. 4, где $D_s^0 = \frac{D_s n}{LV}$, причем D_s — среднеинтегральное значение D по длине L; n — активная пористость; V — скорость фильтрации.

Из экспериментов по фильтрации водных растворов NaCl и глицерина в колонке с песком [52]

$$D_s = \frac{kV}{n}\left[1 + 0{,}97\left(\eta_0' - 1\right)\right], \qquad (2.5)$$

где $\eta_0' = \frac{\eta_2}{\eta_1}$; k — параметр, зависящий от характеристики фильтрующей среды, а также от разности плотностей и вязко-



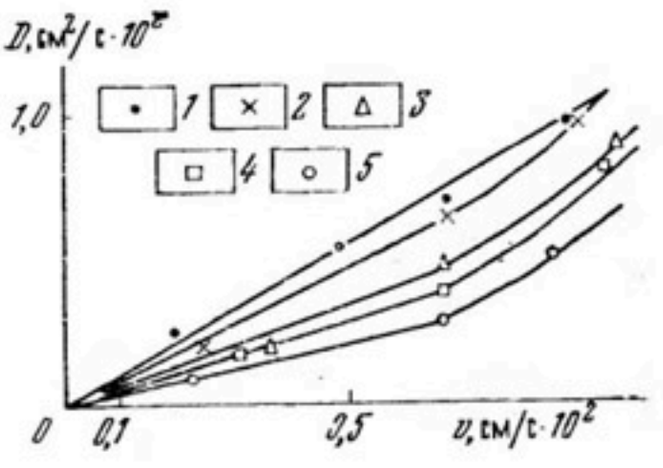


Рис. 4. Зависимость D_S^0 от $\eta_0 = \eta_1/\eta_2$ (по [66])

Рис. 5. Значение D в зависимости от скорости фильтрации при различных $\eta' = \eta_2/\eta_1$ по [12]:
η_0: *1* — 1,00; *2* — 0,976; *3* — 0,954; *4* — 0,927; *5* — 0,903

стей жидкостей. При изменении η'_0 от 0,33 до 4,67 значение D_s увеличилось от 0,0018 до 0,045 см²/с.

В опытах, описанных в работе [12], слабоминерализованные растворы $BaCl_2$ вытеснялись водоглицериновыми смесями; при этом движение вытесняющей жидкости в грунтовом лотке прослеживалось с помощью радиоактивной метки. Значения D, полученные для различных соотношений η_2/η_1, приведены на рис. 5.

Экспериментальные исследования поперечной микродисперсии проведены в значительно меньшем объеме, что связано с трудностями в постановке опытов и обработке их результатов. Если для изучения продольной дисперсии достаточно, например, профильтровать с постоянной скоростью раствор вещества через колонку породы, заполненную до этого чистой водой, и определить концентрацию вещества в последовательных пробах выходящего из колонки фильтрата (метод выход-

ных кривых, см. гл. 8), то при исследовании поперечной дисперсии требуется установить распределение концентрации вещества в двумерной модели по двум координатам. Для этого нужно либо одновременно отбирать пробы воды из различных точек фильтрационного потока, что искажает структуру течения и влияет на ход и результаты исследования, либо проводить измерения концентрации in situ косвенными методами — электрометрическим, радиометрическим и т. п.

По немногочисленным данным коэффициент поперечной микродисперсии D_y по своей величине меньше коэффициента продольной микродисперсии D_x. Однако во многих случаях различие между ними не очень значительны (табл. 3).

Таблица 3

Экспериментальные данные о поперечной микродисперсии в песках и гравии

Диаметр зерен пород, см	$\lambda_y = \frac{D_y}{V_x}$, см	Автор
0,15—0,8	0,015—0,08	В. А. Баум, 1953
0,1—1	0,01—0,2	Р. А. Бернард, Р. Н. Вильхельм, 1950
0,02—0,2	0,01	Э. А. Бондарев, 1965

В обзорной работе [148] показано, что в лабораторных условиях в однородной модели грунта $\frac{\lambda_y}{\lambda_x} = \frac{1}{15} \div \frac{1}{30}$.

Макродисперсия в водоносных пластах связана с фильтрационной неоднородностью пород. При упорядоченной неоднородности, например, в слоистых пластах ускоренное продвижение загрязненных вод по более водопроницаемым слоям приводит к возникновению концентрационных «языков» внутри пласта (рис. 6).

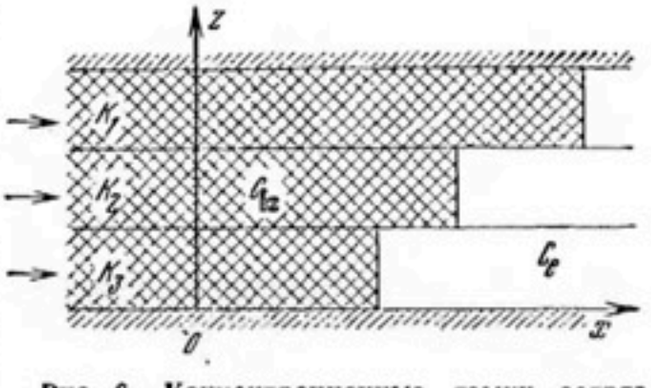


Рис. 6. Концентрационные языки загрязненных вод в слоистом пласте:
K — коэффициент фильтрации ($K_1 > K_2 > K_3$)

Общие закономерности макродисперсии и ее влияние на миграцию растворенных веществ в подземных водах принято описывать, так же как и микродисперсию, уравнениями массопереноса и входящими в них коэффициентами дисперсии D, D_x и D_y. При этом считаются справедливыми зависимости указанных параметров от скорости фильтрации (2.1)—(2.2) и от вязкости (2.4)—(2.5).

Прогнозы миграции загрязнений в случае упорядоченной

неоднородности для получения «запаса надежности» следует производить при максимальных значениях скоростей фильтрации и параметров дисперсии (λ_1 и λ_2) в наиболее проницаемых слоях.

В пластах с неупорядоченной неоднородностью переходная зона между жидкостями формируется по законам микродисперсии; при этом характерным параметром дисперсии будет, по-видимому, средний размер включений. Однако значения этого параметра должны определяться экспериментально в натурных условиях.

В настоящее время, к сожалению, такие эксперименты выполняются редко, поэтому имеются лишь единичные данные о параметрах макродисперсии. Так, по одному опыту в мелкотрещиноватых известняках [25] получено $\lambda_1 \approx 30$ см, а несколько полевых опытов в трещиноватых мелах (данные А. М. Колбасова) дали значения: $\lambda_1 = 0$ сут, $\lambda_2 = 0{,}7$ сут.

Деформация границы раздела между жидкостями наблюдается также в присутствии локальных неоднородностей — макровключений в виде линз или блоков пород с фильтрационными свойствами, отличающимися от свойств пласта в целом.

Локальные неоднородности, встречающиеся в водоносных пластах, хотя и вызывают изменения скорости фильтрации, происходят лишь в небольшой зоне, вблизи элементов неоднородности [49]. В связи с этим такие пласты обычно рассматриваются как однородные, с усредненными фильтрационными характеристиками для всего пласта. Эта предпосылка при различных фильтрационных расчетах обеспечивает получение удовлетворительных результатов в отношении прогнозируемых уровней и расходов подземных вод.

Однако в задачах прогноза качества подземных вод, связанных с оценкой скорости распространения загрязнений в водоносных пластах, подобный подход представляется не всегда возможным, так как локальные макровключения (в песчаных и гравийно-песчаных пластах — в виде более или менее водопроницаемых линз, в скальных породах — в виде отдельных крупных трещин или непроницаемых блоков) могут вызвать существенное несовпадение истинных скоростей движения загрязнений с прогнозными, рассчитанными по усредненным параметрам пласта.

Это иллюстрируется результатами лабораторных исследований, выполненных на модели пласта с локальными неоднородностями.

Цель исследований заключалась в изучении влияния отдельных включений на фронт фильтрации, отделяющий загрязненную и чистую воду в условно однородной породе, когда $k_п \neq k_в$, где $k_п$ и $k_в$ — коэффициенты фильтрации породы и включения. Для получения наиболее четко выраженных результатов основная часть опытов была проведена при $k_в = 0$.

Физико-химическое взаимодействие двух жидкостей и породы в данном случае не рассматривалось, что позволило использовать вместо физической модели аналоговую.

Одномерный фильтрационный поток в условно однородном водоносном пласте моделировался в виде электрического потока на бумажной модели ЭГДА, причем каждому непроницаемому включению соответствовало прямоугольное — квадратное или удлиненное (линзообразное) отверстие в электропроводной бумаге. Длина модели обеспечивала сохранение одномерного фильтрационного потока на входном участке, т. е. вблизи границы с напором H_1, а также ниже включения, вплоть до границы с напором H_2 (рис. 7). Устройство в модели отверстия —

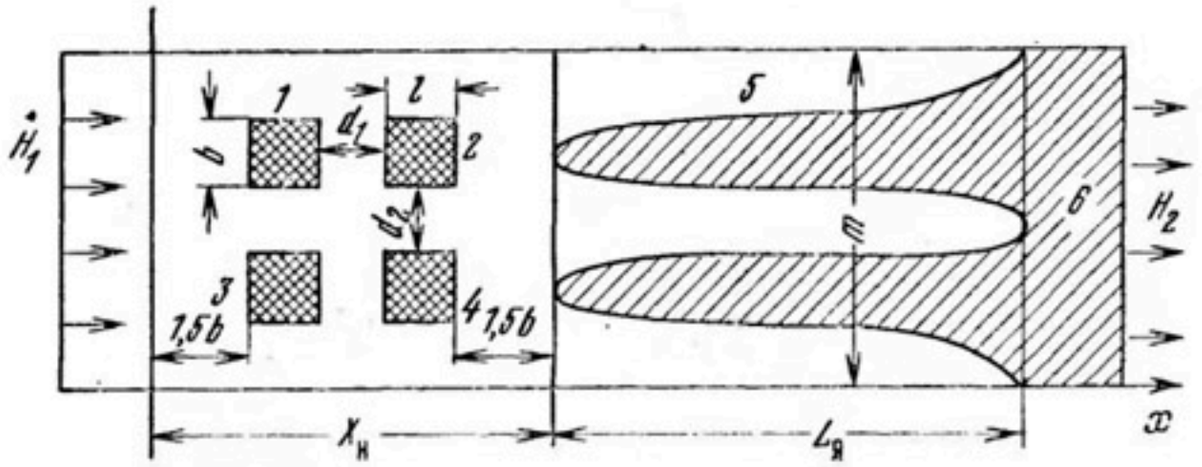


Рис. 7. Схема модели:
1—4 — непроницаемые включения; *5* — часть пласта, занятая вытесняющей жидкостью; *6* — часть пласта, занятая вытесняемой жидкостью; $X_н$ — длина участка нарушения одномерности потока; $L_я$ — длина языков

включения практически не влияло на фильтрационный расход (силу тока) в моделируемом пласте.

В опытах варьировались: размеры включения в поперечном потоку направлении ($b=1—10$ см) и в продольном направлении ($l=4—50$ см), а также число последовательно расположенных включений ($n_1=1—6$) и расстояние между ними по потоку ($d_1=4—52$ см) и поперек потока ($d_2=4—8$ см) при $n_2=2—3$.

По результатам измерения электрических потенциалов построены гидродинамические сетки фильтрации и при некоторых заданных параметрах пласта (коэффициент фильтрации $k_ф$, градиент напора I, активная пористость n) определено положение границы, разделяющей чистые и загрязненные воды, на то или иное время t. При $t=0$ эта граница имеет прямолинейную форму и совпадает с изолинией напора H_1. На участке расположения включения и ниже его по потоку фронт фильтрации деформируется. На гидродинамических сетках фильтрации (рис. 8) видно, что перед каждым непроницаемым включением поток становится двумерным и последующее восстановление общего одномерного характера фильтрации ниже включения происходит на расстоянии $\sim 1{,}5\ b$.

Увеличение пути фильтрации при обтекании включения вызывает соответствующее отставание фронта фильтрации и появление, таким образом, языка, который вначале по мере обтекания включения возрастает, но далее на одномерном участке потока сохраняет постоянную длину $L_я$.

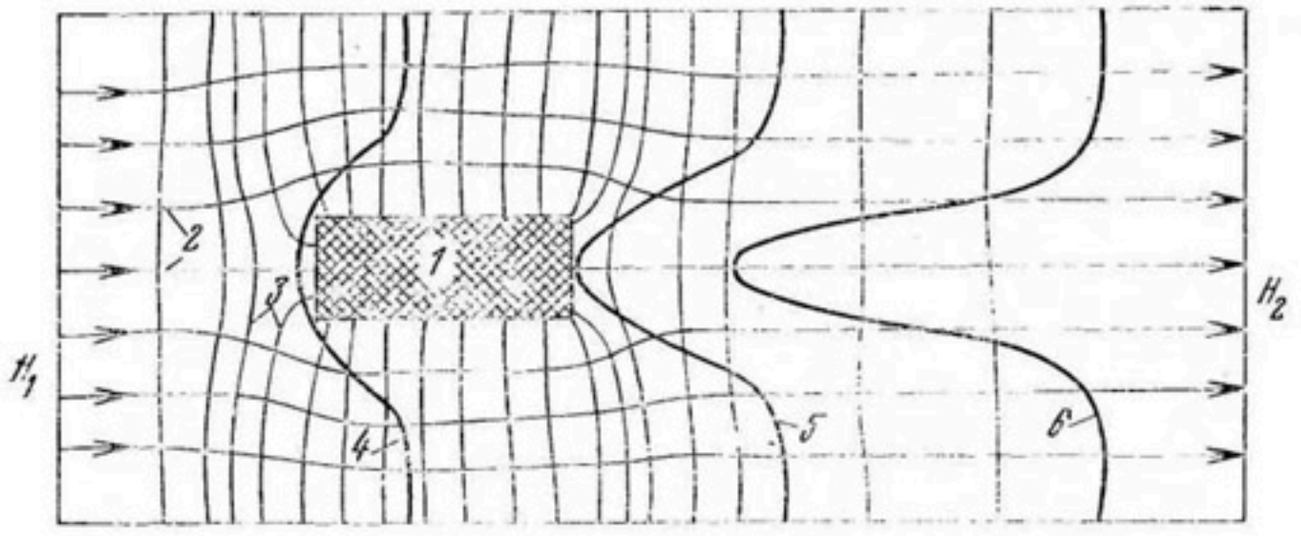


Рис. 8. Гидродинамическая сетка фильтрации при одном непроницаемом включении:
1 — включение (b=4 см; l=10 см); *2* — линии тока; *3* — линии равного напора; *4—6* — фронт фильтрации на время t_1, t_2, t_3

При высокой проницаемости включения ($k_в \gg k_п$) узкий конец языка, наоборот, опережает фронт фильтрации.

Несколько включений, расположенных поперек основного потока, обуславливают сложную конфигурацию фронта (см. рис. 7). Система концентрационных языков образует зону, в которой количество каждой жидкости в сечении потока переменно по пути фильтрации. Если на участке сформировавшихся языков определить в любом сечении x количество вытесняющей и вытесняемой жидкости, соответственно занимаемой ими части сечения пласта, то можно преследить зону изменения относительных концентраций $\bar{C}$ $(\bar{x})$, где $\bar{C} = \frac{\sum_1^n S_i}{m}$; ($m$ — полное сечение пласта; S_i — сечение, занятое одной жидкостью в n_2 языках); $\bar{x} = (x - x_н)/L_я$.

Типовой график $\bar{C}(\bar{x})$ приведен на рис. 9. Зона изменения $\bar{C}$ от 1 до 0, возникшая в результате обтекания отдельных непроницаемых включений, внешне аналогична зоне микродисперсии в однородных породах, но она, как было показано, имеет иное происхождение и существенно бóльшие размеры.

При принятой методике аналогового эксперимента размеры концентрационных языков определяются только конфигурацией, числом и взаимным расположением непроницаемых включений (скорость фильтрации V влияет лишь на скорость формирования и передвижения языков по потоку), что позволяет выя-

вить некоторые характерные особенности влияния локальных неоднородностей на формирование фронта двух жидкостей при фильтрации.

Длина языка $L_я$ ниже включения оказалась практически не зависящей от длины l линзообразного включения, вытянутого по потоку. В то же время $L_я$ прямо пропорциональна поперечному размеру включения b, причем после обтекания одного пря-

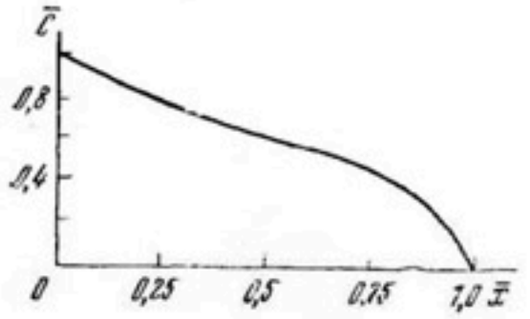


Рис. 9. График $\bar{C}$ (x)

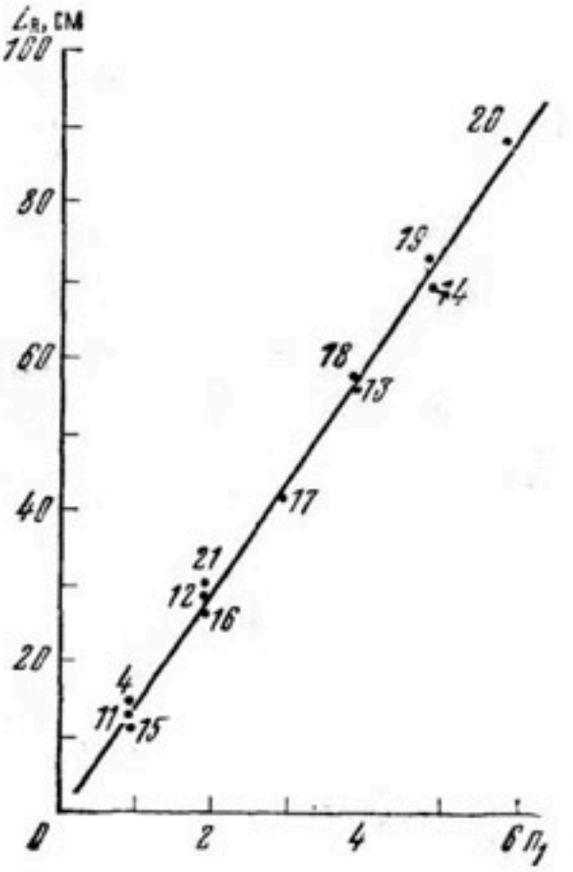


Рис. 10. График $L_я(n_1)$ при $b=l=4$ см.
В опытах 4, 15—20: $d_1=4$ см; $n_2=0$; в опытах 11—14: $d_1'=d_2=4$ см; $n_2=3$; в опыте 21: $d_1=52$ см; $n_2=0$. Цифры при точках на графике — номера опытов

моугольного включения длина языка на одномерном участке составляет $(3{,}5 \div 4)\ b$.

Если после этого встречается новое аналогичное включение, то длина языка удваивается. С увеличением количества последовательно расположенных включений длина $L_я$ соответственно возрастает из-за поперечного рассеяния и становится равной $\approx 3{,}5b \cdot n_1$, где n_1 — число включений, последовательно расположенных по потоку (рис. 10). Контуры языков на модели — резкие, четкие. В реальных водоносных пластах граница между жидкостями будет размытой вследствие микродисперсии, физико-химического взаимодействия и других сопутствующих процессов.

При большом количестве включений и их более или менее равномерном распределении по пласту рассмотренная схема с локальными неоднородностями переходит в схему однородного пласта, в котором переходная зона между жидкостями формируется по законам микродисперсии; при этом характерным параметром дисперсии будет, по-видимому, средний размер включений.

СОРБЦИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ПРИ ФИЛЬТРАЦИИ

При фильтрации загрязненных подземных вод в водоносном горизонте площадь контакта воды и поверхности зерен породы очень велика. Это способствует поглощению, а также сорбции из воды грубодисперсных, коллоидных и растворенных примесей.

В зависимости от состава, формы нахождения, концентрации примеси, состава воды и породы поглощение может иметь разнообразный характер и интенсивность. Так, грубодисперсные и коллоидные взвеси, а также некоторые микроорганизмы механически задерживаются при фильтрации в порах породы, вызывая кольматацию. В других случаях задержание примесей проявляется как результат собственно физической (адгезия) или химической сорбции.

К явлениям, которые по своим результатам при фильтрации в водоносных пластах подобны собственно сорбционным, можно отнести также процесс задержки вещества в так называемых «тупиковых» порах, некоторые ионнообменные реакции и др. Во всех этих случаях растворенные загрязняющие вещества в той или иной мере как бы поглощаются породой.

Кинетика этих разнородных процессов изучена еще слабо. Имеются экспериментальные данные, указывающие на то, что скорость сорбции мелкодисперсных взвесей и эмульгированных веществ при фильтрации в мелкозернистых породах может быть охарактеризована следующим уравнением [7, 39, 85]:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \alpha^* (N_0 - N) C - \beta^* N, \tag{2.6}$$

где N — количество сорбированного вещества; N_0 — полная емкость сорбента в условиях равновесия с раствором концентрации C_0; C — текущая концентрация раствора; α^*, β^* — кинетические коэффициенты.

Уравнение (2.6) является нелинейным, что весьма затрудняет его использование при решении задач миграции загрязнений в подземных водах. Учитывая исключительное разнообразие и сложность физико-химических процессов, определяющих сорбцию (поглощение) загрязненных веществ при фильтрации, и неизбежную в связи с этим приближенность прогнозов, представляется целесообразным исходить из более простых (и вместе с тем более общих) уравнений кинетики. В частности, в случае, когда скорость сорбционного процесса лимитируется скоростью диффузионной или применительно к условиям фильтрации в водоносных пластах конвективно-диффузионной миграцией вещества, уравнение кинетики обычно принято выражать в следующей форме [7, 21, 25, 39]:

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \alpha (C - \beta N), \tag{2.7}$$

где α — коэффициент скорости сорбции; β — коэффициент распределения вещества в равновесных условиях $\left(\beta = \frac{C_0}{N_0}\right)$; C_0 и N_0 — соответствующие предельные равновесные концентрации в растворе и сорбенте.

Параметры α и β следует рассматривать как обобщенные характеристики разнообразных процессов поглощения, обуславливающих удаление растворенных веществ из воды при фильтрации.

Уравнение (2.7), как можно судить по некоторым опытным данным [85], в общем является приемлемым для прогнозов движения различных видов загрязнений в подземных водах. Надежность таких прогнозов в значительной степени зависит от достоверности обобщенных кинетических параметров α и β, которые, как правило, должны определяться опытным путем, причем в особенно сложных и ответственных случаях преимущественно на основании опытов в полевых натурных условиях.

Уравнение (2.7) применяется также для описания обратимых процессов — десорбции и других явлений убыли вещества из сорбента и за счет этого обогащения им фильтрующегося раствора.

При необратимой сорбции (поглощении), обуславливаемой неограниченно большой сорбционной емкостью (емкостью поглощения) водоносного пласта, когда $\beta \ll 1$, уравнение (2.7) принимает вид

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \alpha C. \tag{2.8}$$

Вместе с тем анализ уравнения (2.7) показывает [81], что при значительной скорости сорбционного процесса, когда α велико, процесс сорбции может приобрести равновесный характер. В самом деле, если положить $\alpha = \infty$, то из уравнения (2.7) получим $N = \frac{1}{\beta} C$ и соответственно

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \frac{1}{\beta} \frac{\partial C}{\partial t}, \tag{2.9}$$

т. е. скорость сорбции в таких условиях прямо пропорциональна скорости изменения концентрации вещества в растворе.

Из опытов по фильтрации промышленных стоков с содержанием нефти 100—200 мг/л через пески с диаметром частиц 0,5—1 мм при использовании в качестве исходного уравнения кинетики (2.6) при $\beta = 0$ в работе [37] были получены значения кинетического коэффициента $\alpha = 70$—270 1/ч. Скорость фильтрации V при этом составляла 120—240 м/сут. На длине пути фильтрации 0,5—1 м содержание нефти в воде снижалось до 1—10 мг/л, причем основная сорбция нефти происходила в верхних слоях песка мощностью 10—25. Отмечено, что параметр α

зависит от размера и начальной концентрации эмульгированных частиц нефти в воде.

Меньшая интенсивность сорбции нефти из воды была получена в опытах, проведенных в Институте общей и коммунальной гигиены им. А. Н. Сысина АМН СССР. После прохождения метрового слоя песка (диаметр зерен 0,25—1 мм) концентрация нефти в воде снижалась всего на 50—60% от исходной, равной 55 мг/л; скорость фильтрации составляла в этом опыте 0,5—0,6 м/сут. При увеличении скорости фильтрации до 1—2 м/сут на глубине 3 м в тех же песках концентрация нефти снижалась всего на 6% при исходной концентрации 95 мг/л.

Растворенная в воде нефть также поглощается мелкозернистыми грунтами при фильтрации, но в отличие от эмульгированной закономерности сорбции здесь могут быть другими.

По данным лабораторных опытов М. И. Гольдина, фильтрация водорастворимой нефти при ее начальном содержании 1—2 мг/л может быть описана выражением (2.9) с параметром распределения $\beta=0{,}23\div0{,}54$. В опытах использован песок с $d=0{,}25$—1 мм, $V=1$—2 м/сут.

Сорбированная на песках нефть может разлагаться под действием микроорганизмов, однако этот процесс происходит медленно. При начальном содержании нефти в воде 13,6 мг/л концентрация сорбированной на песках нефти в лабораторном опыте при $t=4$—5° С в течение 20 сут оставалась на уровне 4—5 мг/л.

Сорбция поверхностно-активных веществ (ПАВ) при малой их концентрации происходит по уравнению (2.7), но поскольку кинетический коэффициент при этом оказывается достаточно велик ($\alpha=1$—10 1/ч) сорбцию ПАВ можно рассматривать как равновесную, т. е. описывать выражениями (2.9) [25, 78, 81].

Из лабораторных опытов [78] для некаля (дибутилнафталинсульфонат) получены параметры $\beta=5{,}8$—18,2, $\alpha=1{,}5$ 1/ч. Опыты проводились в песках ($d=0{,}25$—0,5 мм) при начальной концентрации некаля 100 мг/л и скорости фильтрации 100 м/сут. По исследованиям грунтов, сорбировавших некаль в естественных условиях залегания в районе полей фильтрации, $\beta=5\div20$.

Сорбируемость другого ПАВ — хлорного сульфанола — на песках ($d=0{,}25$—1 мм) при скорости фильтрации $V=0{,}5$—2 м/сут характеризуется параметром $\beta=0{,}26\div0{,}55$; коэффициент α, определенный в лабораторных условиях по методике, изложенной в [78], велик и позволяет отнести сорбцию и этого ПАВ к равновесным процессам.

По опытам, выполненным в Институте им. А. Н. Сысина (Е. И. Моложавая и др.), сорбция трудноокисляющихся детергентов группы АБС при фильтрации в песках ($d=0{,}25$—0,55 мм, $V=0{,}1$—0,3 м/сут) происходит в малой степени; на пути фильт-

рации длиной 6—10 м адсорбируется всего 10—20% вещества при начальной концентрации ПАВ в воде 5 мг/л. Выполненная нами обработка этих опытов при $n=0{,}2$ дает значения $\beta=0{,}45$—0,66. Канцерогенные углеводороды (3,4-БП), содержащиеся в речной воде в малых концентрациях 0,0013—0,007 мкг/л, полностью задерживаются в 1—3-метровой толще песка при фильтрации со скоростью 0,5—0,6 м/сут.

При высокой концентрации 3,4-БП, соответствующей его предельной растворимости в воде (0,1 мкг/л), при фильтрации со скоростью 1,1 м/сут в песках на отрезке 1 м адсорбировалось 92—98% 3,4-БП; в присутствии анионоактивных ПАВ в концентрации 10 мг/л адсорбция в песках 3,4-БП снижалась на 3—5%.

При фильтрации в тех же песках со скоростью 0,1 м/сут на пути в 5 м в фильтрате все еще содержался 3,4-БП в количестве 3,3% от его начальной концентрации на входе в пески (0,1 мкг/л).

Сорбированный 3,4-БП разлагается в водонасыщенных песках — за 10 сут произошло полное разложение (начальная концентрация была 0,0022 мкг/л).

Сорбция фосфатов в лабораторных условиях изучалась М. И. Гольдиным на песках $d=0{,}25$—1 мм. При скорости фильтрации $V=2$—3 м/сут и начальном содержании фосфатов 1—2 мг/л параметр $\beta=0{,}0033$—0,0112, что указывает на значительную сорбцию фосфатов в грунтах. Это подтвердилось наблюдениями в натурных условиях при фильтрации речной воды из инфильтрационного бассейна, входящего в состав установки по искусственному восполнению подземных вод: если в инфильтрационном бассейне концентрация фосфатов составляла 0,6 мг/л, то на глубине 1 м под бассейном — 0,12 мг/л, а в наблюдательной скважине на расстоянии 25 м — 0,1—0,2 мг/л.

По этим же опытным данным сорбция фенолов на песках $d=0{,}25$—1 мм при скорости фильтрации $V=2$—3 м/сут характеризуется параметром $\beta=0{,}5$—1. Следует отметить, что при лабораторных опытах с фенолом в аэробных условиях помимо сорбции происходит биохимическое разложение фенолов под влиянием микроорганизмов, что затрудняет интерпретацию результатов. Однако наблюдения на натурных участках загрязнения пород и подземных вод фенолами свидетельствуют о том, что при большом содержании фенолов в подземных водах их биохимическое окисление в природных условиях происходит, видимо, достаточно медленно, так как фенолы остаются в водоносном горизонте еще долгое время после ликвидации источника загрязнения.

Сорбцая тяжелых металлов из воды на тонкозернистых песках и супесях исследовалась Ф. И. Тютюновой в лабораторных условиях и на участках загрязнения подземных вод [106]. Судя по содержанию цинка в породах и подземных водах, в природ-

ной обстановке сорбция цинка невелика и характеризуется значениями параметра $\beta = 20 \div 30$.

В лабораторных условиях значения параметра β для катионных форм цинка, марганца и меди составили: для $Zn^{2+} + ZnCl^{+}$ — 0,143÷0,137, для $Cu^{2+} + CuCl^{+}$ — 0,078÷0,081, для Mn^{2+} — 0,27÷÷0,25. Опыты проводились с растворами хлоридов и сульфатов при исходной концентрации указанных элементов 32 мг/л и скорости фильтрации 3,14 м/сут.

Константа скорости адсорбции при фильтрации этих же растворов в тонкозернистых песках для Cu^{2+}, $CuCl^{+}$ составила 0,04 1/ч, для Mn^{2+} — 0,26 1/ч, для Zn^{2+} — 0,62 1/ч.

Нейтральные и анионные комплексные соединения тяжелых металлов сорбируются грунтами плохо. Так, в аллювиальном потоке подземных вод, загрязненных стоками из хвостохранилища рудообогатительной фабрики, медь содержалась на расстоянии до 3,5 км от хвостохранилища [106].

Лабораторные исследования сорбции некоторых органических соединений из загрязненных подземных вод, выполненные в институте ВНИИВО, показали следующее: при фильтрации в мелкозернистых песках (скорость $V = 0{,}2$ м/сут, активная пористость песков $n = 0{,}24 \div 0{,}26$, коэффициент дисперсии $D = (1 \div 14) \cdot 10^{-4}$ м²/сут) раствора, содержащего NaCl (0,1 н) и анилин $C_2H_5NH_2$ в количестве 6,9 мг/л, коэффициент равновесной сорбции $\beta = 4{,}5$.

Сорбция нитробензола $C_6H_5NO_2$ при фильтрации раствора, содержащего NaCl (0,1 н) и нитробензол в количестве 5,9 мг/л, характеризовалась $\beta = 1{,}6$. В опытах кроме сорбции отмечалось разложение нитропроизводных.

Следует отметить, что помимо изложенных выше материалов в литературе встречаются дополнительные сведения о сорбции веществ из водных растворов при фильтрации в грунтах, однако они, как правило, носят качественный характер.

РАСПАД РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

Радиоактивные вещества (уран, радий, стронций, цезий, тритий и некоторые другие элементы), встречающиеся в подземных водах, имеют естественное или искусственное происхождение.

Как и в отношении других загрязнений, опасность техногенного радиоактивного загрязнения угрожает в первую очередь грунтовым водам, в особенности при отсутствии почвенного слоя и покровных грунтов, задерживающих сорбирующиеся и короткоживущие элементы.

Распад радиоактивных элементов происходит по уравнению

$$\frac{\partial N_p}{\partial t} = -\alpha C, \qquad (2.10)$$

где $N_р$ — количество радиоактивного вещества, подвергшегося распаду; C — общая концентрация вещества в растворе.

Это выражение характеризует кинетику необратимой реакции первого порядка. Принимая, например, линейную зависимость между $N_р$ и C, получим

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\alpha^* C; \quad C = C_0 e^{-\alpha^* t} \tag{2.11}$$

или

$$t = \frac{1}{\alpha^*} \ln \frac{C_0}{C},$$

где α^* — коэффициент, определяющий скорость распада элемента; C_0 — его концентрация при времени $t=0$.

Время полураспада $t_{0,5}$, когда $\frac{C}{C_0} = 0{,}5$, как следует из (2.11), составляет

$$t_{0,5} = \frac{0{,}693}{\alpha^*}. \tag{2.12}$$

Выражение (2.11) может быть использовано также для описания кинетики осаждения компонента из загрязненных подземных вод.

РАСТВОРЕНИЕ СОЛЕЙ, СОДЕРЖАЩИХСЯ В ФИЛЬТРУЮЩИХ ГОРНЫХ ПОРОДАХ

Многочисленные гидрогеологические исследования и наблюдения свидетельствуют о том, что слабоминерализованные подземные воды при движении в водоносном пласте способны хорошо растворять минералы, образованные сульфатами натрия, калия и магния, а также хлоридами и бикарбонатами щелочей и щелочноземельных металлов. К среднерастворимым минералам относятся сульфаты кальция (гипс и ангидрит), к относительно труднорастворимым — карбонаты кальция и магния (кальцит и доломит). В определенных условиях способны растворяться (выщелачиваться) и многие другие минералы, в особенности при длительном воздействии воды.

В зависимости от количества и характера залегания водорастворимых минералов в горных породах различают породы в о д о р а с т в о р и м ы е, т. е. нацело сложенные водорастворимыми солями (пласты гипса, каменной соли и т. д.), и породы з а с о л е н н ы е, в которых водорастворимые минералы встречаются в виде друз, желваков, линз, отдельных кристаллов, т. е. в дисперсно распределенном виде.

Загрязненные промстоками воды по сравнению с чистыми подземными водами часто обладают еще большей агрессивностью, и их фильтрация сопровождается интенсивным раство-

рением минералов и горных пород, приводящим в итоге к дополнительному изменению состава вод.

Применительно к фильтрации в засоленных породах [33] уравнение кинетики растворения может быть записано в виде:

при дисперсной форме засоления

$$\frac{\partial N}{\partial t} = -\alpha_p (C_н - C) \sqrt{N}, \tag{2.13}$$

при пленочном засолении

$$\frac{\partial N}{\partial t} = -\alpha_p (C_н - C), \tag{2.14}$$

где N — масса твердых солей, находящаяся в грунте в момент времени t (N_0 — начальное количество твердых солей при $t=0$); $C_н$ и C — концентрация насыщенного раствора и текущая; α_p — константа скорости растворения.

В статических условиях, когда концентрация зависит только от t, и при линейной связи N и C, из (2.14) получим

$$C = C_н - (C_н - C_0) e^{-\alpha' t}, \tag{2.15}$$

где C_0 — концентрация при $t=0$; α' — обобщенная константа скорости растворения.

Концентрация насыщенного раствора $C_н$ различна для разных твердых осадков и зависит, кроме того, от состава растворителя и его температуры.

В растворах, содержащих другие соли и соединения, растворимость той или иной малорастворимой соли может быть вычислена по данным химического анализа воды с использованием произведения активностей и с учетом возможности образования комплексных ионов и других реакций образующихся катионов с гидроксильными ионами воды, анионов — с ионами водорода и т. д.

При определении растворимости горных пород и минералов часто используется метод непосредственного измерения $C_н$ при эксперименте. Константа скорости растворения α_p зависит от характера засоления породы — содержания, размера, формы частиц соли и условий их контакта с водой. Теоретическими и экспериментальными исследованиями установлена, кроме того, зависимость α от скорости фильтрации V [33].

Растворение мелкодисперсного гипса, например, при фильтрации в песках характеризуется значениями α_p, приведенными в табл. 4 [76].

Растворение дисперсно рассеянного гипса при фильтрации воды через делювиально-элювиальные суглинки ненарушенного сложения, содержащие комплекс водорастворимых солей ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$—2,3%, $CaCO_3 + MgCO_3$—8,5%, $NaCl + Na_2SO_4 + MgSO_4$—0,9% к массе абс. сухого грунта), характеризовалось $\alpha_p = 4{,}3$ 1/сут [76].

Таблица 4

Параметры растворения мелкодисперсного гипса

Содержание $CaSO_4 \cdot 2H_2O$ в % к массе абс. сухого грунта	Скорость фильтрации, м/сут	Диаметр частиц гипса, см	α_p, 1/сут
1	0,17÷189,3	0,039	13,3÷405
5	1,73÷231,3	0,039	96,8÷1574,2
25	2,25÷224,6	0,039	171,9÷15457,0
25	8,64	2,1	218,6
25	34,6	2,1	1028,2

По данным Г. П. Шапинской (1971 г.), растворение Na_2SO_4 при скорости фильтрации 0,3—1 м/сут происходит при $\alpha_p = (0{,}001 \div 0{,}24) \cdot 10^{-4}$ 1/с, или 0,01÷2,13 1/сут.

Зависимость α_p от скорости фильтрации, вязкости растворителя, формы растворяемого тела свидетельствует о влиянии гидродинамических факторов на процесс растворения.

АДСОРБЦИЯ МИКРООРГАНИЗМОВ

Биологическое загрязнение подземных вод может быть вызвано различными микроорганизмами — водорослями, бактериями, вирусами. Наиболее опасным является загрязнение болезнетворными микроорганизмами, поступающими в грунтовые воды на участках интенсивной и длительной фильтрации фекальных и хозяйственно-бытовых вод — с полей фильтрации, выгребных ям, скотных дворов, дефектной канализационной сети и т. д. В прибрежные водозаборы биологические загрязнения могут поступать из речных вод, привлекаемых водозабором.

Дальность и скорость распространения в подземных водах биологических загрязнений определяются, с одной стороны, условиями фильтрации и загрязнения, а с другой — временем выживаемости, т. е. длительностью существования, микроорганизмов в подземных водах. Крупные микроогранизмы, входящие в состав планктона речных и озерных вод, как правило, не проникают в подземные воды. Известны, однако, случаи появления в подземных водах и водозаборах, расположенных на берегах мелководных водохранилищ, синезеленых водорослей и железобактерий.

Распространение микробных загрязнений в подземных водах наблюдалось неоднократно. В зависимости от состава пород водоносного горизонта дальность продвижения микроорганизмов изменяется от 15—20 м (в мелкозернистых песках) до 800—1000 м (в галечниках и трещиноватых известняках) [72], увеличиваясь с повышением скорости фильтрации.

При искусственном пополнении подземных вод за рубежом и в СССР распространение бактерий в водоносном горизонте отмечено в мелкозернистых песках — на расстояние до 10—15 м, в среднезернистых песках — на 160 м при скорости фильтрации 0,5 м/сут, в песчаных грунтах при скорости фильтрации 2—16 м/сут — более 200 м [53, 54].

Результаты определения числа бактерий в воде под дном 9 инфильтрационных бассейнов, приведенные в работе [108], показывают, что в основном бактерии задерживаются на первых десятках сантиметров слоя мелкозернистых грунтов под бассейном, а на глубине 3 м относительное число бактерий уже снижается до 0,07% (рис. 11). Значительное количество опытов

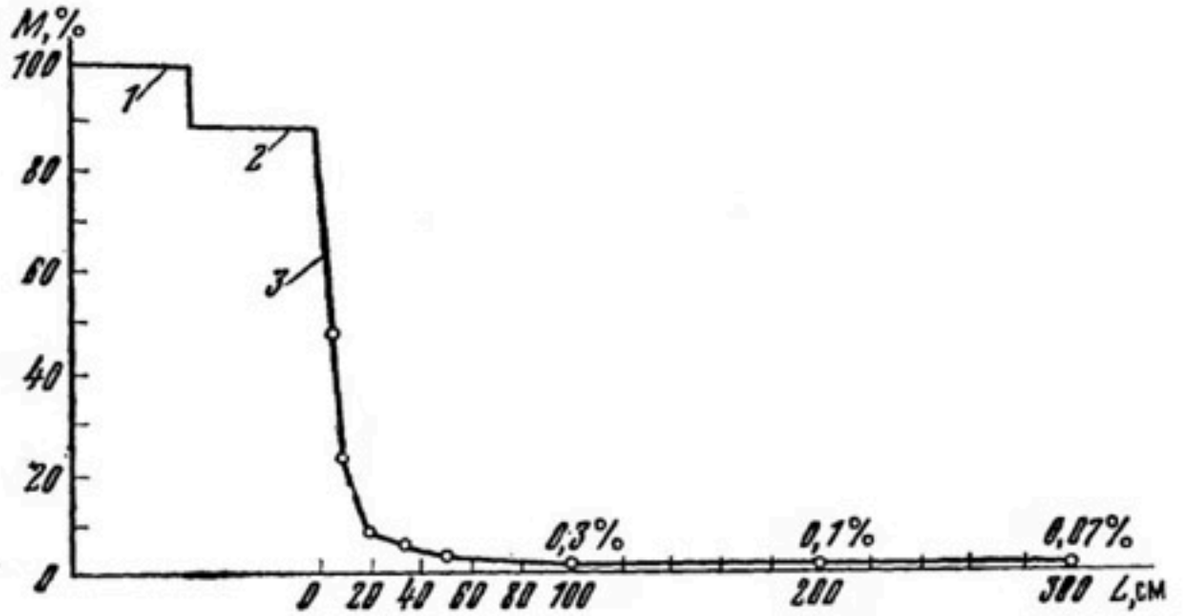


Рис. 11. Изменение содержания бактерий в воде (*M*) по пути фильтрации (*L*) из инфильтрационного бассейна:

1 — «сырая» вода, подаваемая в бассейн; *2* — вода в бассейне; *3* — вода в грунтах под дном бассейна

по фильтрации бактериально загрязненной воды в грунтах проведено в лабораторных условиях. Из анализа натурных наблюдений и лабораторных экспериментов следует, что ограниченная дальность распространения микробных загрязнений определяется в первую очередь их адсорбцией, т. е. поглощением при фильтрации в грунтах.

Природа адсорбции микробов при этом различна: при фильтрации в почвах она связана главным образом с влиянием антагонистичных микроорганизмов (слой почвы в 40 см задерживает около 90% бактерий [97]), в мелкозернистых песчаных грунтах адсорбция бактерий проявляется в виде прилипания к отдельным частицам грунта из-за действия поверхностных или электрических сил, наличия в бактериях клеящих веществ и других причин.

Интенсивность адсорбции, определяющая в конечном итоге

дальность распространения микробных загрязнений в подземных водах, значительно колеблется для различных видов загрязнений и зависит от условий фильтрации (состав пород, скорость фильтрации, присутствие в воде тех или иных химических веществ), начального содержания микробов в воде на входе в грунт, условий поступления микробов (длительное, кратковременное) и других факторов.

В 1971—1975 гг. Е. И. Моложавой и др. были проведены исследования для уточнения сорбции, дальности распространения и выживаемости отдельных видов микроорганизмов: санитарно-показательных бактерий (бактерий группы кишечной палочки, энтерококка), патогенных энтеробактерий (шигелл и сальмонелл), Фаг E. Coli и энтеровирусов (вирус полиомиелита). Опыты проводились при различных температуре и плотности начального заражения воды, в присутствии химических загрязнений. Оказалось, что в условиях низких температур (4—8°), характерных для подземных вод, микроорганизмы длительное время сохраняют жизнеспособность. При этом срок выживаемости микроорганизмов существенно зависит от плотности начального заражения воды (табл. 5).

Таблица 5

Время выживаемости микроорганизмов в подземных водах

Микроорганизмы	Начальное количество в воде (число микробных тел в 1 л)	Выживаемость при 4—6° С, сут.
Санитарно-показательные бактерии (кишечная палочка и энтерококк)	10^5—10^6	400
Патогенные энтеробактерии:		
сальмонеллы брюшного тифа	10^2	50—56
» »	10^4	До 120
сальмонеллы паратифа В	10^2	До 220
» »	10^4	От 74 до 400*
шигеллы дизентерии	10^3	174
» «	10^4	Более 300
Вирус полиомиелита	10^3 БОЕ/мл	116
Фаг E. Coli	10^3 БОЕ/мл	Около 400

* В зависимости от штамма и состава воды.

В процессе вегетирования в водонасыщенных грунтах некоторые штаммы изученных видов бактерий снижали свою вирулентность (т. е. способность вызывать эпидемиологическое заболевание), другие штаммы сохраняли вирулентность на уровне исходной.

Добавляемые в воду химические загрязнения (детергенты, фосфаты, нефтепродукты, фенолы), присутствовавшие в кон-

центрациях на уровне ПДК, практического влияния на время выживаемости не оказали, однако, например, увеличение содержания детергента (сульфанола НП-1) до 5 мг/л в присутствии фенолов и нефти приводило к увеличению сроков выживаемости и размножению бактерий.

Опыты в статических условиях показали, что энтерококки обладают большей выживаемостью и меньшей адсорбируемостью на грунтах, чем бактерии кишечной палочки.

На основании этих исследований для прогнозов миграции микроорганизмов в подземных водах можно рекомендовать использовать в качестве расчетного времени выживаемости микроорганизмов следующие значения [83]: 1) при поступлении бактериальных загрязнений в подземные воды из относительно мало загрязненных открытых водоемов, рек, инфильтрационных бассейнов — 200 сут; 2) при наличии массивных и постоянно действующих источников бактериального загрязнения (поля фильтрации, скотоводческие фермы, места поступления неразбавленных сточных вод) — 400 сут.

В Институте им. А. Н. Сысина проведены также лабораторные опыты по изучению дальности распространения и сорбции микроорганизмов при фильтрации в песчаных грунтах (рис. 12). Установлено, что степень сорбции различных микроорганизмов неодинакова и зависит от скорости фильтрации и состава фильтрующих мелкозернистых пород.

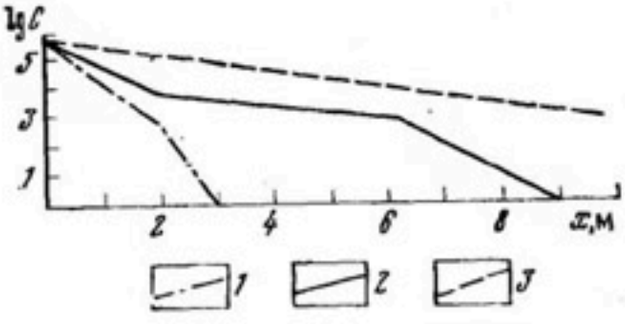


Рис. 12. Дальность распространения микроорганизмов за 60 суток при фильтрации в песках бактериально загрязненной воды со скоростью 1,5 м/сут. (Эффективный диаметр частиц песка 0,2 мм$<d_{эф}\leq$0,5 мм): *C* — количество микробных тел в 1 л воды; *x* — путь фильтрации; *1* — споры антракоида; *2* — кишечная палочка; *3* — энтерококк

При опытах наблюдалась частичная десорбция адсорбировавшихся при фильтрации микроорганизмов после увеличения скорости фильтрации в 2—4 раза или после подачи в пески чистой, не зараженной бактериями воды. В последнем случае десорбировались 0,1—1% поглощенных ранее бактерий.

Были выявлены микроорганизмы, которые наряду с кишечной палочкой могут быть использованы как санитарные показатели качества воды. К ним относится энтерококк, который среди бактерий группы кишечной палочки имеет наибольшую дальность распространения и может служить показателем качества воды в отношении энтеробактерий, а также бактериофаг E. Coli, более длительно выживающий в подземных водах и менее сорбируемый грунтами по сравнению с другими энтеровирусами.

Для установления количественных связей между факторами,

влияющими на дальность распространения микроорганизмов при фильтрации в грунтах, и выявления общих закономерностей адсорбции микроорганизмов были проведены специальные лабораторные опыты [83]. Их особенность заключалась в наблюдениях за изменением во времени количества микроорганизмов в воде по пути фильтрации в присутствии несорбируемого компонента.

Вода, зараженная бактериями E. Coli в количестве $C_{вх} = n \cdot 10^4 — n \cdot 10^5$ микробных тел в одном литре, а также содержащая Фаг MS_2, с постоянным расходом непрерывно фильтровалась через колонку, заполненную мелкозернистым песком. Диаметр колонки составлял 5—10 см при длине от 1 до 20 м. Постоянная в каждом опыте скорость фильтрации V составляла 0,25—2,0 м/сут.

В начале фильтрации для определения активной пористости песка в воду добавляли раствор NaCl. По пути фильтрации на различных расстояниях x от входного участка и в конце колонки периодически отбирались пробы фильтрата, в которых определяли концентрацию C хлоридов и бактерий. Это позволило наблюдать за изменением содержания бактерий на различных расстояниях (x) и во времени (t). Полученные в экспериментах зависимости $\bar{C}(t)$, где $\bar{C} = C/C_{вх}$ для проб фильтрата, взятых на разных расстояниях x, приведены на рис. 13. Активная порис-

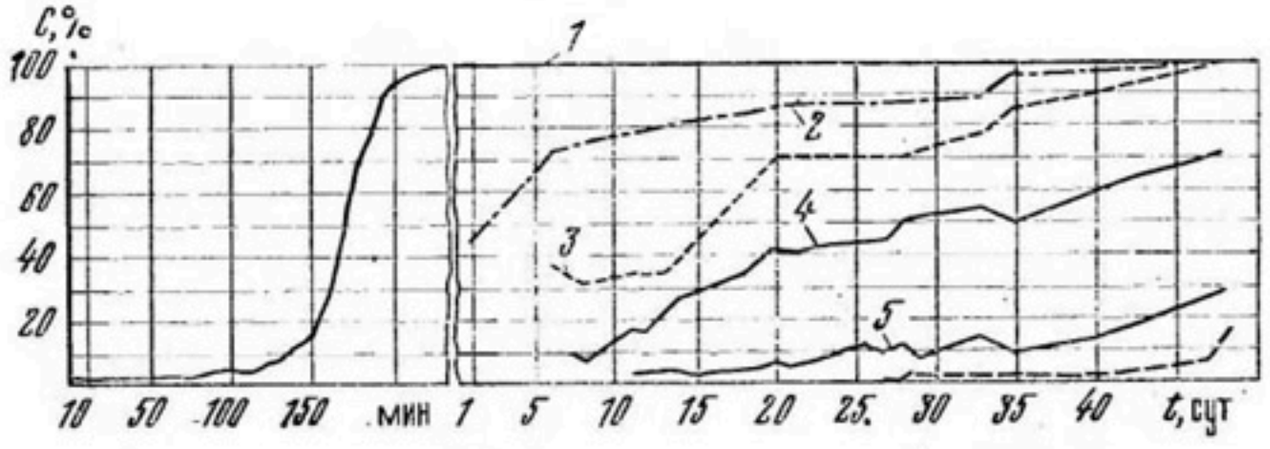


Рис. 13. Адсорбция микроорганизмов при фильтрации бактериально загрязненной воды через пески на фоне несорбируемого компонента:

C — содержание микроорганизмов и NaCl в воде (в % к содержанию в поступающей воде); *t* — время от начала фильтрации (в мин. и сут.); *1* — NaCl, расстояние от входного сечения — x=60 см; *2* — Esh. Coli, x=20 см; *3* — Esh. Coli, x=40 см; *4* — Esh. Coli, x=60 см; *5* — Фаг MS_2, x=20 см; *6* — Фаг MS_2, x=40 см

тость грунта определена по времени появления в фильтрате несорбируемого компонента (NaCl) в концентрации $\bar{C}$=0,5, т. е. составляющей 50% от входной.

Из рис. 13 видно, что бактерии продвигаются в грунте от входного сечения вглубь по потоку, причем скорость продвижения бактерий значительно меньше скорости движения воды. Особенностью процесса является увеличение содержания бактерий во времени в каждом сечении x, вплоть до насыщения сорб-

ционной емкости грунта, после чего следующие группы бактерий продвигаются по потоку далее.

Наблюдавшаяся в этом эксперименте адсорбция бактерий в общем соответствует уравнению нелинейной кинетики сорбции (2.6) при $\beta^*=0$, причем в данном случае N_0 — полная сорбционная емкость породы; N — количество сорбированных микроорганизмов; C — их концентрация в воде; α — параметр кинетики сорбции.

В этих опытах, а также по данным других исследований отмечается зависимость интенсивности адсорбции бактерий от гидродинамических факторов — гранулометрического состава породы и скорости фильтрации.

Натурные наблюдения (Е. И. Моложавая, 1972 г.) также подтвердили характер описанных выше закономерностей сорбции бактерий при фильтрации.

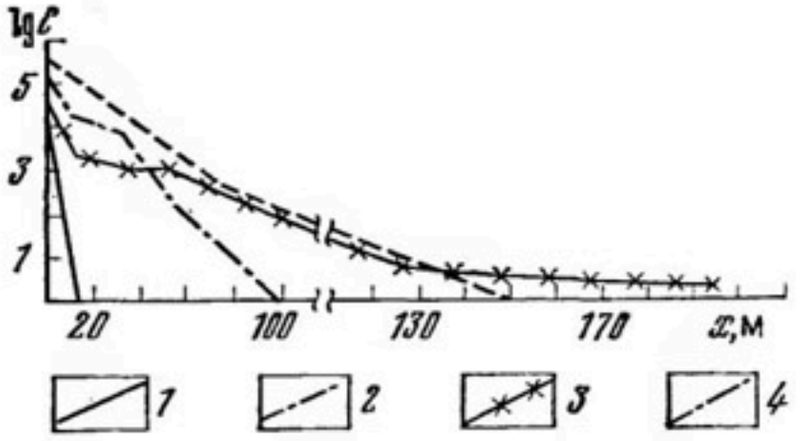


Рис. 14. Дальность распространения микроорганизмов в среднезернистых песках на участке искусственного пополнения подземных вод при скорости движения воды 2—3 м/сут: *C* — количество бактерий в подземных водах; *x* — расстояние от наблюдательных скважин до инфильтрационного бассейна; *1* — Esh. Coli; *2* — бактерии группы кишечной палочки (Citrobacter, Enterobacter); *3* — энтерококк; *4* — бактерии семейства Pseudomonadacea

Водоносный горизонт здесь состоит из средне- и мелкозернистых песков. Между инфильтрационным бассейном, в который подается озерная вода, и линией водозаборных скважин расположены 13 наблюдательных скважин, из которых были отобраны пробы подземных вод через 2 мес. после чистки бассейна и начала очередного фильтроцикла.

В озерной воде бактерии кишечной палочки содержались в количестве $(2\div3)\cdot10^5$ микробных тел в 1 л (мкр. т/л), из них 30% составляли E. Coli, остальные — бактерии *Ehterobacter* и *Citrobacter*. Количество энтерококков составляло $(1—5)\cdot10^4$ мкр. т/л с преобладанием видов *Str. faecium* и *Str. faecalis*.

В результате исследований установлена неодинаковая дальность распространения микроорганизмов в песках (рис. 14).

Проведенные натурные и лабораторные исследования указывают, что адсорбция микроорганизмов, препятствующая их распространению в водоносных грунтах, может быть эффективна

лишь в породах с большой удельной поверхностью контакта воды и породы — в почвах, суглинках, супесях, мелко- и среднезернистых песках, где длина зоны бактериального загрязнения не превышает 200—300 м.

В породах с большими размерами пор и пустот и малой удельной поверхностью контакта воды и породы — в трещиноватых скальных породах, а также в сильнопроницаемых валунно-галечных и гравийно-галечных грунтах — адсорбция очень мала, и здесь следует считаться только со временем выживаемости микроорганизмов.

Параметры сорбции при этом следует определять в экспериментах, так как адсорбция бактерий сугубо специфична: подвижные бактерии сорбируются хуже, чем неподвижные, адсорбции способствуют органические вещества, снижение температуры, кислая среда и т. д. Даже различные штаммы одного и того же вида бактерий сорбируются с неодинаковой интенсивностью.

ГЛАВА 3.

ИСХОДНЫЕ ДИФФЕРЕНЦИАЛЬНЫЕ УРАВНЕНИЯ ФИЛЬТРАЦИИ И ПЕРЕНОСА (МИГРАЦИИ) ЗАГРЯЗНЕНИЙ В ВОДОНОСНЫХ ПЛАСТАХ

НЕКОТОРЫЕ ОБЩИЕ ПОЛОЖЕНИЯ

Методы расчета фильтрации и количественной оценки ресурсов подземных вод основываются на решениях дифференциальных уравнений подземной гидродинамики или теории фильтрации [10, 62, 91, 118, 133].

Для прогноза качества подземных вод широко используются методы, разрабатываемые в подземной физико-химической гидродинамике, теории массо- и теплопереноса (миграции вещества) в пористых средах и соответствующих исходных дифференциальных уравнениях.

По этим проблемам в СССР и за рубежом проводятся, особенно в последние годы, обширные и разносторонние исследования. Наиболее полная сводка работ, выполненных у нас в стране до середины шестидесятых годов, дана в книге [39]; работы зарубежных авторов примерно на то же время получили отражение в монографии [7].

Задачи о фильтрации воды и миграции вещества в пластах горных пород являются весьма сложными, и решение их наталкивается на значительные трудности. Объясняется это главным

образом сложностью геологических и гидрогеологических условий и недостаточной изученностью самих процессов фильтрации и переноса вещества в таких условиях.

Обычно для получения решения той или иной фильтрационной задачи реальную природную обстановку приходится существенно схематизировать. Схематизируются также явления, определяющие перенос вещества в подземных водах; как правило, при этом рассматривается миграция только отдельных элементов, например, наиболее токсичных, независимо от наличия других составляющих (это условие справедливо для разбавленных растворов малой концентрации), или оценивается изменение общей минерализации воды и т. д.

Соответственно этому возникает необходимость в упрощении исходных дифференциальных уравнений и краевых условий, которыми в математической форме описывается комплекс природных факторов, характеризующих водоносные пласты и их взаимоотношения с окружающей средой.

В большинстве случаев считаются справедливыми следующие предпосылки.

1. Принимается, что реальные фильтрационные потоки можно в одном направлений осреднять (например, в вертикальном разрезе, поскольку водоносные пласты имеют несоизмеримо малую мощность по сравнению с площадью их распространения).

Осреднение позволяет снижать мерность уравнений, т. е. переходить от трехмерных (описывающих пространственные течения) к двумерным (планово-плоским и плоским в вертикальном разрезе течениям) и одномерным уравнениям (или уравнениям, описывающим простейшие линейные потоки и потоки с осевой симметрией — радиальные, сферические).

2. При аналитическом решении фильтрационных задач, как правило, принимается также, что реальные водоносные пласты можно рассматривать условно однородными (вернее, статистически *однородными) или дискретно-неоднородными*, т. е. разделенными на зоны с различными фильтрационными свойствами, но в пределах каждой из таких зон фильтрационные параметры могут быть осреднены, и границы между зонами имеют сравнительно простые геометрические очертания. В редких случаях удается получить аналитические решения для пластов, изменения парметров которых подчиняются различным функциональным зависимостям (от координат области фильтрации и времени).

Более широкие возможности решения фильтрационных задач в неоднородных пластах появляются при использовании моделирования на аналоговых приборах (АВМ) и цифровых электронных машинах (ЭВМ), однако и в этих случаях указанная предпосылка о возможности осреднения параметров пласта в той или иной мере сохраняется.

3. Задачи о миграции загрязнений обычно рассматриваются в предположении, что фильтрационные параметры и параметры физико-механического взаимодействия являются независимыми, поэтому решения соответствующих уравнений фильтрации могут производиться как бы автономно.

4. При математическом описании фильтрации и переноса вещества в слоистых водоносных системах, состоящих из хорошо проницаемых пластов, разделенных слабопроницаемыми глинистыми слоями, принимается, что в последних, т. е. в слабопроницаемых слоях (часто называемых еще «раздельными» слоями или «перемычками»), преобладает вертикальная фильтрация и горизонтальными составляющими скорости фильтрации в сравнении с таковыми в основных пластах можно пренебрегать.

5. В качестве основных динамических законов при выводе уравнений принимаются: для собственно фильтрационного процесса — закон Дарси, а для миграции вещества и тепла — соответственно законы Фика и Фурье с учетом молекулярного, конвективного переноса и дисперсии.

Исходя из этих предпосылок, ниже рассматриваются уравнения баланса воды и вещества (тепла) в водоносных пластах.

УРАВНЕНИЯ ФИЛЬТРАЦИИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Уравнение баланса массы подземных вод в элементе водоносного пласта можно представить в следующем виде (рис. 15):

$$\sum_{i=1}^{2} \frac{\partial}{\partial x_i} (\rho q_{\Phi i}) = - \frac{\partial (nm\rho)}{\partial t} + \rho (\varepsilon_1 - \varepsilon_2), \tag{3.1}$$

$$q_{\Phi i} = - km \frac{\partial H}{\partial x_i}. \tag{3.2}$$

Здесь $q_{\Phi i}$ — фильтрационный расход; km — водопроводимость пласта (k — коэффициент фильтрации, m — мощность пласта), H — напор подземных вод; ρ — плотность воды; ε_1 и ε_2 — скорости фильтрации воды на границах пласта в вертикальном сечении, т. е. на кровле и подошве (переток воды из соседних горизонтов и из атмосферы) соответственно; x_i — координаты (в обычных обозначениях декартовой системы $x_1 = x$, $x_2 = y$); t — время.

Объединяя уравнения (3.1) и (3.2) и выражая первый член в правой части (3.1) как производную произведения величин m и $n\rho$, получим

$$\sum_{i=1}^{2} \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\rho km \frac{\partial H}{\partial x_i} \right) = n\rho \frac{\partial m}{\partial t} + m \frac{\partial (n\rho)}{\partial t} + \rho (\varepsilon_1 - \varepsilon_2). \tag{3.3}$$

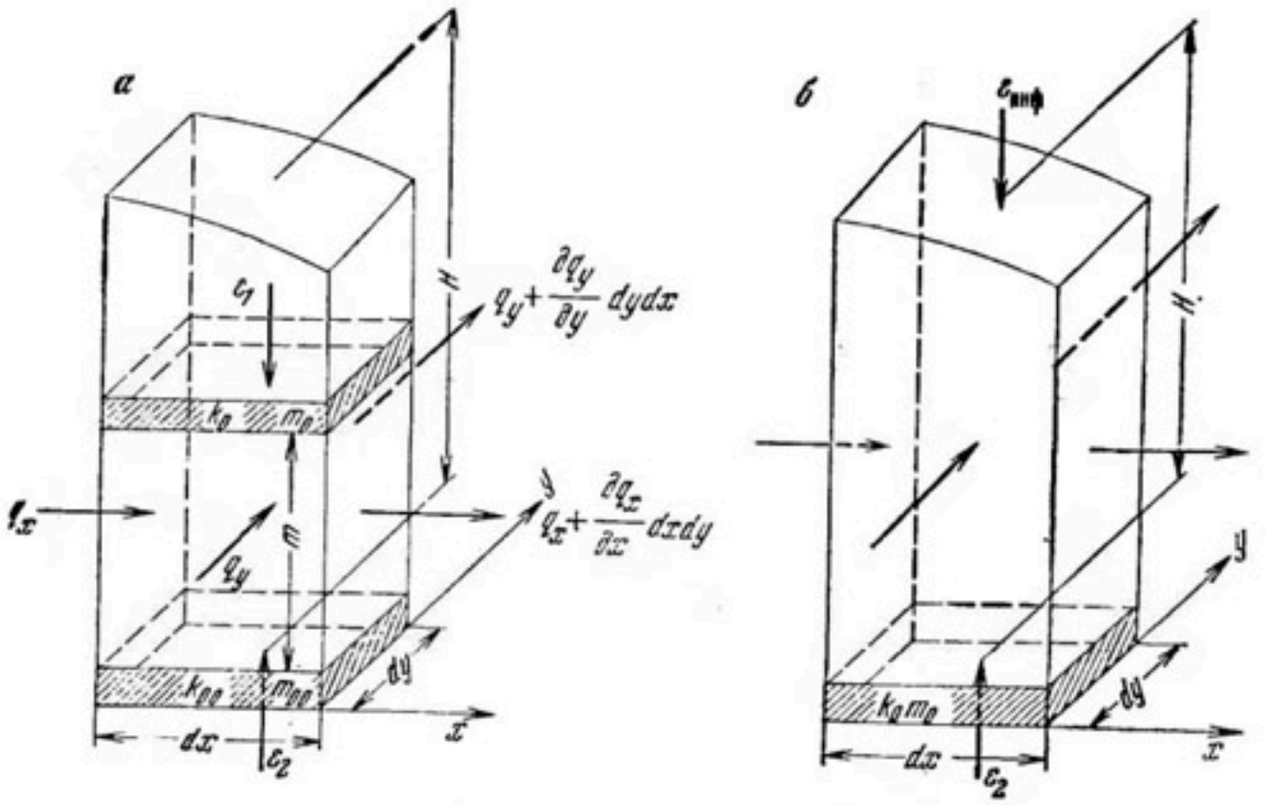


Рис. 15. Схема к выводу уравнения фильтрации подземных вод:
***а* — для напорного пласта; *б* — для пласта со свободной поверхностью**

Это уравнение в общем описывает как напорные, так и безнапорные потоки.

В напорных водах (см. рис. 15, *а*), полагая $k = \text{const}$, $m = \text{const}$ $\left(\text{при этом } \frac{\partial m}{\partial t} = 0\right)$ и принимая известные соотношения для $n(P)$ и $\rho(P)$ ($P = \Delta_в \cdot H$ — давление, $\Delta_в$ — плотность воды, $\Delta_в = \rho g$, g — ускорение силы тяжести), а именно:

$$n \approx n_0 + \frac{P - P_0}{E_{пл}}, \quad \rho \approx \rho_0 \left(1 + \frac{P - P_0}{E_в}\right), \tag{3.4}$$

получим хорошо известное уравнение для так называемой упругой фильтрации [63, 133]:

$$\sum_{i=1}^{2} \frac{\partial^2 H}{\partial x_i^2} = \frac{1}{a^*} \frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\varepsilon_1 - \varepsilon_2}{km}, \tag{3.5}$$

$$a^* = \frac{km}{\mu^*}, \quad \mu^* = m\Delta_в \left(\frac{n_0}{E_в} + \frac{1}{E_{пл}}\right). \tag{3.6}$$

Соотношение (3.6) для a^* по предложению В. Н. Щелкачева [133] носит название коэффициента пьезопроводности и служит основным параметром нестационарной напорной фильтрации.

Коэффициент μ^* характеризует водоемкость (или упругоемкость) напорного пласта и, как видно из (3.6), определяется в значительной мере показателями деформируемости воды и поро-

ды, слагающей пласт ($E_в$ и $E_{пл}$ — соответственно модули деформации воды и пласта).

Для рыхлых и слабосцементированных пород (пески, песчаники) модуль деформации пласта может быть выражен через коэффициент уплотнения $a_y = \frac{\partial \varepsilon_к}{\partial P} \approx \frac{\Delta \varepsilon_к}{\Delta P}$, определяемый по данным компрессионных испытаний [10, 127].

$$E_{пл} \approx \frac{1 + \varepsilon_{0к}}{a_y}, \tag{3.7}$$

где $\varepsilon_к$ — коэффициент пористости пород при давлении P; $\varepsilon_{0к}$ — начальный коэффициент пористости при давлении P_0.

В этом случае, учитывая, что $\varepsilon_{0к} = \frac{n_0}{1 - n_0}$ (n_0 — начальная пористость)

$$\mu^* = m\Delta_в \left[\frac{n_0}{E_в} + (1 - n_0) a_y \right], \tag{3.8}$$

где коэффициент μ^* — величина безразмерная.

По своему физическому смыслу коэффициент μ^* представляет собой отношение количества воды $V_в$, которое может быть извлечено из пласта (при понижении напора в процессе откачки) или принято пластом (при повышении напора в процессе нагнетания) за счет упругой деформации воды (расширения ее при откачках и сжатии при нагнетании) и изменения пористости, к объему «воронки» депрессии $V_{нп}$, образующейся в пьезометрической поверхности пласта:

$$\mu^* = \frac{V_в}{V_{н.п}} \approx \frac{V_в}{\Delta H_{ср} \omega}. \tag{3.9}$$

Здесь $\Delta H_{ср}$ — среднее понижение напора на площади пласта, ограничивающей в плане «воронку» депрессии.

Для безнапорных вод со свободной поверхностью (см. рис. 15, *б*) следует в уравнении баланса (3.3) положить $m = H(x_i, t)$. Тогда при $k = \text{const}$ получим следующее нелинейное уравнение:

$$k \sum_{i=1}^{2} \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\rho H \frac{\partial H}{\partial x_i} \right) = n\rho \frac{\partial H}{\partial t} + H \frac{\partial (n\rho)}{\partial t} - \rho (\varepsilon_1 - \varepsilon_2). \tag{3.10}$$

Обычно для практических расчетов это уравнение приводится к линейному, причем используются два способа линеаризации.

По первому способу (Багрова и Веригина) обе части уравнения умножаются на величину H, которая вводится под знак производной по времени, а перед остальными членами уравнения осредняются и принимаются в качестве постоянного множителя $H = H_{ср} = \text{const}$.

В этом случае уравнение выразится относительно функции $u = \frac{H^2}{2}$.

По второму способу (Буссинеска) величина H выносится за знак производной по координатам (левая часть уравнения) и осредняется. Такой способ приводит к уравнению относительно функции напора в первой степени: $u = H$.

Если теперь принять, что множитель n при производной $\frac{\partial H}{\partial t}$ в уравнении (3.10) характеризует собой эффективную, или т. н. активную, пористость $n_э$, и численно величина $n_э$ приблизительно равна водоотдаче пород при их осушении или гравитационной водоотдаче μ, т. е. $n \approx n_э \approx \mu$, то уравнение (3.10) можно представить в следующем виде:

при первом способе линеаризации

$$\sum_{i=1}^{2} \frac{\partial^2 \left(\frac{H^2}{2}\right)}{\partial x_i^2} = \frac{1}{a^{**}} \frac{\partial \left(\frac{H^2}{2}\right)}{\partial t} + \frac{\varepsilon_1 - \varepsilon_2}{k}, \tag{3.11}$$

при втором способе линеаризации

$$\sum_{i=1}^{2} \frac{\partial^2 H}{\partial x_i^2} = \frac{1}{a^{**}} \frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\varepsilon_1 - \varepsilon_2}{k H_{ср}}, \tag{3.12}$$

В этих уравнениях

$$a^{**} = \frac{k H_{ср}}{\mu + \mu^*} \tag{3.13}$$

можно назвать обобщенным коэффициентом пьезопроводности для безнапорных пластов, определяемым показателями гравитационной (μ) и упругой (μ^*) водоотдачи. Последняя находится здесь, как и в напорных пластах, по формулам (3.6) и (3.8) при замене в них m на $H_{ср}$.

Уравнения (3.11) и (3.12) с учетом (3.13) описывают, таким образом, комбинированный гравитационно-упругий режим фильтрации, детально исследованный в работе Н. Н. Веригина [35].

Следует отметить, что, поскольку в большинстве случаев $\mu \gg \mu^*$, фактор упругости в безнапорных пластах практически сказывается в малой степени. Поэтому, как правило, при решении задач безнапорной фильтрации в уравнении (3.13) величиной μ^* пренебрегают, полагая

$$a^{**} \approx a = \frac{k H_{ср}}{\mu}, \tag{3.14}$$

т. е. рассматривается чисто гравитационный режим фильтрации.

Для решения приведенных уравнений (3.5), (3.11) и (3.12) должны быть сформулированы начальные и граничные условия, которыми характеризуются условия питания водоносного пласта и его взаимодействия с окружающими водоносными пластами и поверхностными водными источниками. В частности, некоторые из этих условий, а именно — в плоскостях кровли и подошвы пласта уже как бы включены в сами уравнения в виде членов ε_1 и ε_2 — ими оценивается интенсивность питания пласта в пределах площади его распространения. В табл. 6 показаны схемы строения пластов в разрезе и применительно к ним — математические выражения для ε_1 и ε_2.

Схема 1 иллюстрирует однородный безнапорный пласт при наличии атмосферного питания (путем инфильтрации атмосферных осадков или равномерно распределенных по площади потерь из разреженной гидрографической сети) интенсивностью $\varepsilon_1 = \varepsilon_{инф} = f(x_i, t)$. Закономерности изменения величины $\varepsilon_{инф}$ в этом случае могут быть весьма разнообразными. В табл. 6 приведены (см. последний столбец) случаи дискретного по площади распределения инфильтрации, которая по времени t может изменяться по линейной или экспоненциальной зависимостям. Может иметь место также зависимость величины $\varepsilon_{инф}$ от напора пласта H; конкретные формулы этих зависимостей находятся по опытным данным.

В остальных схемах табл. 6 кроме инфильтрации $\varepsilon_{инф}$ питание основных пластов (они обозначены параметрами km и напором H без числовых индексов) осуществляется путем фильтрации из соседних, выше и ниже расположенных водоносных горизонтов. Величины ε_1 и ε_2 в таких условиях выражаются вертикальной скоростью фильтрации на кровле и подошве пласта, причем для ее определения должны быть решены соответствующие уравнения фильтрации для соседних слоев, в которых находит отражение величина атмосферного питания.

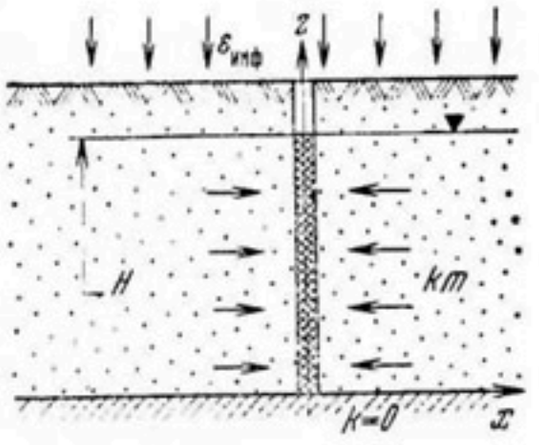
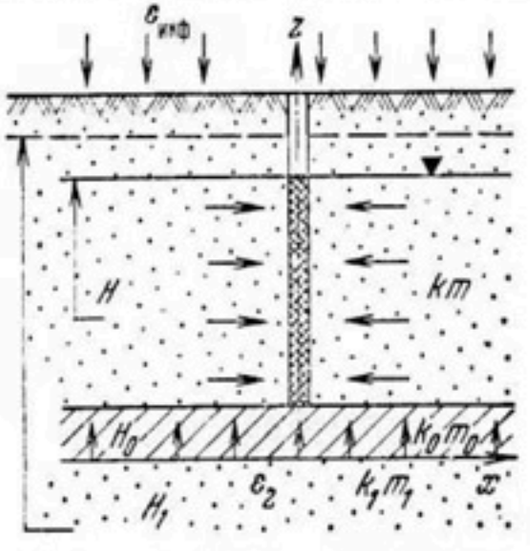
Схемы и формулировка типовых условий на контурах пласта в плане при которых должны решаться исходные дифференциальные уравнения, представлены в табл. 7.

Наиболее распространенным является ограничение водоносного пласта поверхностным водотоком (рекой, водохранилищем и т. д.), с которым гидравлически связан водоносный пласт. Такая связь может быть *совершенной*, когда по линии водотока допустимо задавать условие $H = \text{const}$ или $H = f(t)$ (схема 1), или затрудненной, *несовершенной* — при неполной врезке русла водотока в водоносный пласт и наличии в ложе водотока заиления и слабопроницаемых прослоев и линз, затрудняющих фильтрацию воды (схемы 2 и 3).

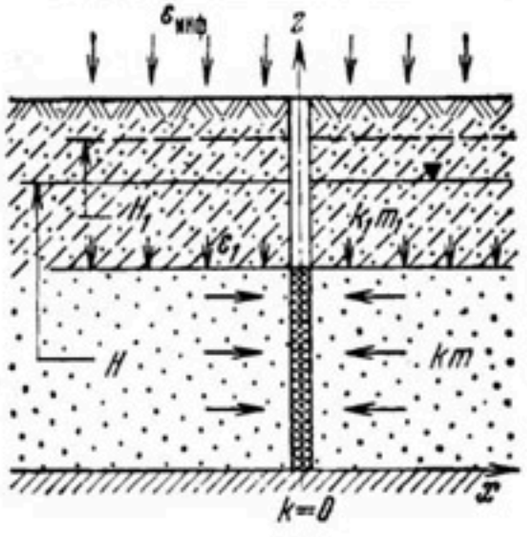
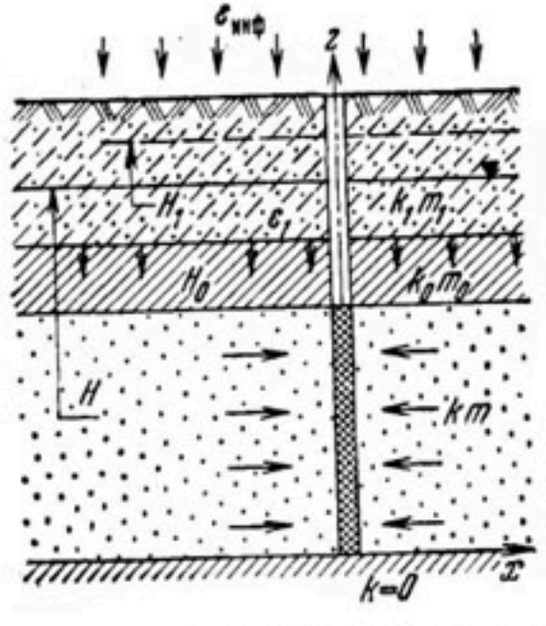
Если водоносный пласт граничит с другим водоносным пластом, обладающим иными фильтрационными свойствами, на контакте пластов принимаются условия равенства нормальных (к линии контакта) потоков и самих напорных функций (схе-

Таблица 6

Схема водоносных пластов и условия на кровле и подошве

№№ п/п	Схема пласта	Выражения для ε_1, ε_2 в уравнениях фильтрации (3.5) и (3.10), (3.12)
1		$\varepsilon_1 = \varepsilon_{инф}$; $\varepsilon_{инф} = \begin{cases} \varepsilon_{инф}(t, H) & \text{при } x_{i1} < x_i < x_{i2} \\ 0 & \text{при } x_i > \lvert x_{i1.2} \rvert \end{cases}$ $\varepsilon_2 = 0$
2		$\varepsilon_1 = \varepsilon_{инф}$ $\varepsilon_2 = K_0 \left.\dfrac{\partial H_0}{\partial z}\right\rvert_{z=m_0}$ при $\mu_0 = 0$ (жесткий режим в раздельном слое) $\varepsilon_2 \approx \dfrac{k_0}{m_0}(H_1 - H)$

Продолжение табл. 6

№№ п/п	Схема пласта	Выражения для ε_1, ε_2 в уравнениях фильтрации (3.5) и (3.10), (3.12)
3		$\varepsilon_1 = K_1 \left.\frac{\partial H_1}{\partial z}\right\|_{z=m}$ при $\mu_1 = 0$ (жесткий режим в верхнем слое) $\varepsilon_1 \approx \frac{K_1}{m_1}(H_1 - H)$ $\varepsilon_2 = 0$
4		$\varepsilon_1 = K_0 \left.\frac{\partial H_0}{\partial z}\right\|_{z=m}$ при $\mu_0 = 0$ (жесткий режим в раздельном слое) $\varepsilon_1 = \frac{K_0}{m_0}(H_1 - H)$ $\varepsilon_2 = 0$

Продолжение табл. 6

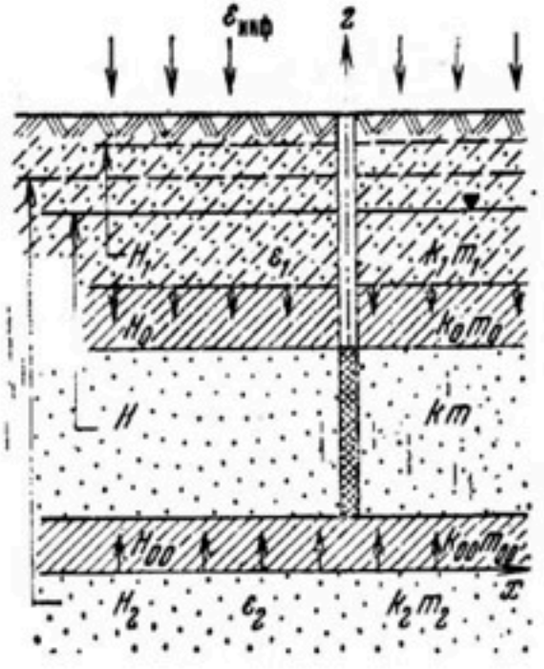
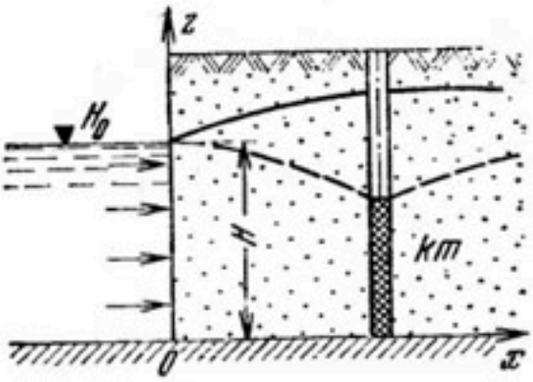
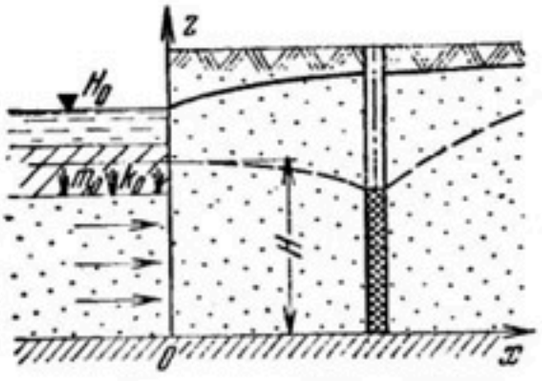
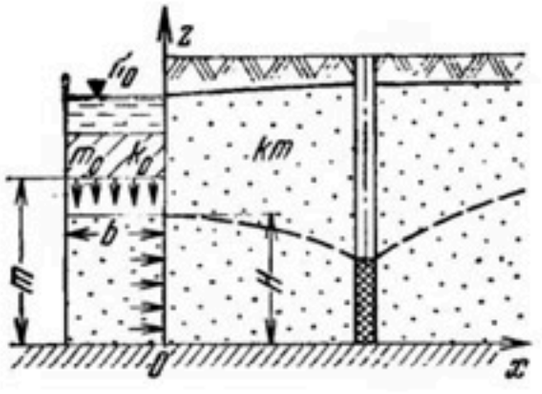
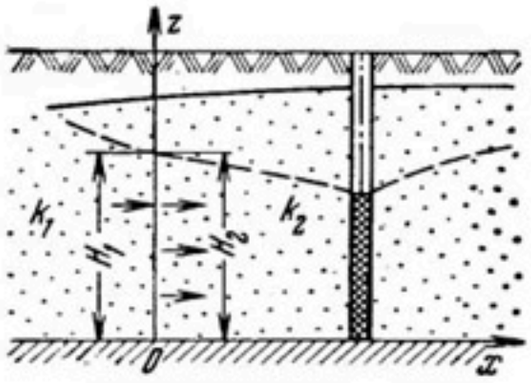
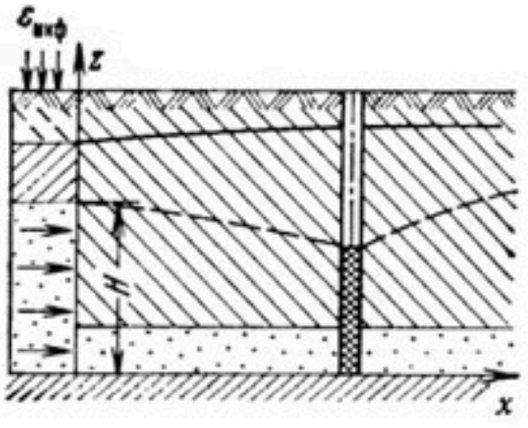
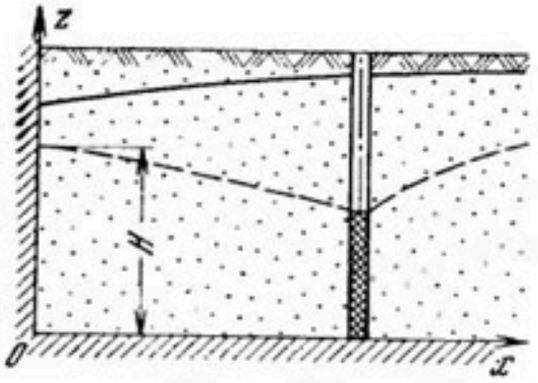
№№ п/п	Схема пласта	Выражения для ε_1, ε_2 в уравнениях фильтрации (3.5) и (3.10), (3.12)
5		$\varepsilon_1 = K_0 \left.\frac{\partial H_0}{\partial z}\right\|_{z=m+m_{00}}$ $\varepsilon_2 = K_{00} \left.\frac{\partial H_{00}}{\partial z}\right\|_{z=m_{00}}$ при $\mu_0 = \mu_{00} = 0$ (жесткий режим в раздельных слоях). $\varepsilon_1 = \frac{K_0}{m_0}(H_1 - H)$ $\varepsilon_2 = \frac{K_{00}}{m_{00}}(H_2 - H)$

Таблица 7

Схемы водоносных пластов и условий на контурах в плане

№№ п/п	Схема пласта	Условия на границе $x = 0$
1		$H = f(t)$ в частном случае $H = H_0 = \text{const}$
2		$\frac{\partial H}{\partial x} = \lambda (H_0 - H)$
3		$\frac{\partial H}{\partial x} = \frac{K_0}{KHm_0} (H_0 - m)\, b$

Продолжение табл. 7

№№ п/п	Схема пласта	Условия на границе $x=0$
4		$K_1 \frac{\partial H_1}{\partial x} = K_2 \frac{\partial H_2}{\partial x}$ $H_1 = H_2$
5		$\varepsilon_{инф} - \mu \frac{\partial H}{\partial t} = K \frac{\partial H}{\partial x}$
6		$\frac{\partial H}{\partial x} = 0$

ма 4), которыми выражается принцип неразрывности фильтрационных течений при переходе из одного пласта в другой.

Специфические условия питания создаются в областях выхода напорных пластов на поверхность (например, в краевых частях артезианских бассейнов). Здесь может иметь место осушение пласта при одновременном его питании атмосферными осадками, поэтому баланс потока на границе выразится в виде соотношения, данного в табл. 7 (схема 5).

Наконец, во многих случаях рассматриваемый водоносный пласт контактирует с весьма слабо проницаемыми, практически водоупорными породами. Соответственно поток воды через границу принимается равным нулю.

Для решения исходных уравнений должны быть также известны условия работы водозаборных сооружений. Как правило, эксплуатация скважин, горизонтальных и других типов водозаборов производится при известном (заранее задаваемом в соответствии с запланированным водопотреблением) дебите: $Q_в = f(t)$, в частном случае $Q_в = \text{const}$.

В отдельных случаях водозаборные сооружения эксплуатируются при заданных напорных уровнях в них $H_в = f(t)$, в частности $H_в = \text{const}$.

УРАВНЕНИЯ МИГРАЦИИ ВЕЩЕСТВА В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ

Уравнение баланса массы растворенного (или эмульгированного) вещества в элементе водоносного пласта имеет следующий вид:

$$\sum_{i=1}^{2} \frac{\partial}{\partial x_i} (\rho q_{сол i}) = - \frac{\partial (n m \rho C)}{\partial t} - n\rho \frac{\partial (mN)}{\partial t} + \rho (W_1 - W_2), \quad (3.15)$$

$$q_{сол i} = - D \frac{\partial (mC)}{\partial x_i} + q_{фi} \cdot C. \quad (3.16)$$

Здесь $q_{сол i}$ — солевой поток, представленный диффузионной, или, точнее, дисперсионной составляющей (первый член правой части уравнения (3.16) и конвективным членом (произведением $q_{фi} C$ в этом уравнении); C — концентрация мигрирующего вещества в подземных водах; N — концентрация убывающего из раствора (сорбируемого, поглощаемого породой) или, напротив, поступающего в раствор в результате внутренних физико-химических реакций (например, растворения) компонента (в данном случае для C и N имеется в виду их весовая концентрация — по отношению к массе воды); W_1 и W_2 — отвод или поступление компонента через кровлю и подошву пласта. Остальные обозначения прежние.

Фильтрационный поток $q_{фi}$, входящий в уравнение (3.16), определяется из решения приведенных выше уравнений фильт-

рации (3.1), 3.2). Сохраняются здесь также обозначения n, m и ρ для этих уравнений.

Подстановка (3.16) в (3.15) с учетом уравнений фильтрации (3.1), (3.2) приводит к следующему уравнению [25]:

$$\sum_{i=1}^{2}\left[D_i\frac{\partial^2 C}{\partial x_i^2}-V_i\frac{\partial C}{\partial x_i}\right]-\frac{C(\varepsilon_1-\varepsilon_2)}{m}=n\frac{\partial C}{\partial t}+$$
$$+n\frac{\partial N}{\partial t}-\frac{W_1-W_2}{m}. \qquad (3.17)$$

Здесь $V_i=\frac{q_{\Phi i}}{m}$ — скорость фильтрации.

При выводе уравнения (3.17) исключены члены, содержащие $\frac{\partial \rho}{\partial x_i}$ и $\frac{\partial D_i}{\partial x_i}$ в предположении их более высокого порядка малости.

Величины C и N здесь даны уже в единицах объемной концентрации, т. е. в единицах массы к объему порового пространства.

Членами W_1 и W_2, как уже говорилось, оцениваются солевые потоки на кровле и подошве пласта. В соответствии с общим выражением (3.16) имеем:

$$\left.\begin{aligned}W_1&=\left[-D_1\frac{\partial C_1}{\partial z}+\varepsilon_1 C_1\right]_{z=z_1}\\ W_2&=\left[-D_2\frac{\partial C_2}{\partial z}+\varepsilon_2 C_2\right]_{z=z_2}\end{aligned}\right\}, \qquad (3.18)$$

где индексами 1, 2 обозначены соответствующие величины C и D для слоев кровли и подошвы; ε_1 и ε_2 — скорости фильтрации на контакте этих слоев с основным водоносным пластом (координаты линии контакта — z_1 и z_2).

Объединяя (3.17) и (3.18), получим

$$\sum_{i=1}^{2}\left[D_i\frac{\partial^2 C}{\partial x_i^2}-V_i\frac{\partial C}{\partial x_i}\right]-\frac{D_1}{m}\left.\frac{\partial C_1}{\partial z}\right|_{z=z_1}-\frac{\varepsilon_1}{m}(C-C_1)\big|_{z=z_1}+$$
$$+\frac{D_2}{m}\left.\frac{\partial C_2}{\partial z}\right|_{z=z_2}+\frac{\varepsilon_2}{m}(C-C_2)\big|_{z=z_2}=n\frac{\partial C}{\partial t}+n\frac{\partial N}{\partial t}. \qquad (3.19)$$

Уравнение (3.19) является исходным для решения задачи о миграции загрязняющих веществ в природных водоносных пластах. В математическом отношении оно отличается от собственно фильтрационных уравнений наличием конвективных членов, которыми характеризуется процесс перемещения вещества вместе с фильтрационным потоком в плоскости пласта (члены $V_i\frac{\partial C}{\partial x_i}$) и нормально к нему из слоев кровли и подошвы.

Эти последние члены, как и в фильтрационных уравнениях, представляют собой математическую формулировку условий взаимодействия пласта с соседними слоями (в разрезе) в отношении миграции вещества.

В слоистой системе водоносных пластов при наличии в кровле и подошве слабопроницаемых разделяющих слоев, через которые может происходить диффузионный отвод солей, в силу неразрывности солевого потока концентрации на контакте равны между собой, т. е. $C=C_1$ и $C=C_2$. Поэтому члены с множителями ε_1 и ε_2 из уравнения (3.19) исключаются (это можно сделать и на том основании, что сами скорости $\varepsilon_{1,2}$ здесь являются пренебрежимо малыми).

В тех случаях, когда слои кровли и подошвы представлены хорошо проницаемыми породами, в пластах, непосредственно связанных с атмосферой и получающих питание путем инфильтрации атмосферных осадков или поверхностных вод, в уравнении (3.19) сохраняются указанные члены с ε_1 и ε_2, поскольку они являются преобладающими по своей величине в сравнении с членами $D_{1,2}\dfrac{\partial C_{1,2}}{\partial z_{1,2}}$, характеризующими диффузионный поток $\left(\text{при этом } \mathrm{Pe}_{1,2}=\dfrac{\varepsilon_{1,2}z_{1,2}}{D_{1,2}}\gg 1\right)$. В соответствии с этим на контакте слоев имеет место скачок концентрации, и результирующая концентрация в основном пласте определяется с учетом смешения (разбавления или повышения концентрации) с растворами, поступающими из слоев кровли и подошвы (или из атмосферы и поверхностных водных источников).

Входящий в уравнение (3.19) член $n\dfrac{\partial N}{\partial t}$, которым описывается кинетика сорбции или в более общем представлении — кинетика поглощения компонента и убыли его из раствора (или поступления компонента в раствор), принимается в соответствии с ранее охарактеризованными особенностями и закономерностями различных физико-химических процессов, происходящих при миграции вещества в водоносных пластах — процессов сорбции, задержки солей в тупиковых порах, радиоактивного распада, растворения солей и т. д. [см. (2.6)—(2.14)].

Для решения конкретных задач по миграции загрязняющих растворов должны быть заданы начальные и граничные условия. В качестве начального условия принимается то или иное естественное (фоновое) распределение концентрации вещества в пласте:

$$t=0,\ C=C_e(x_i),\ \text{в частности } C_e=\text{const или } C_e=0. \qquad (3.20)$$

Условия на границах пласта L в процессе фильтрации при $t=0$ можно представить в различных видах.

Задана концентрация (условие 1-го рода)

$$C\big|_{x_i=L} = C_{\text{вх}}(t), \text{ в частном случае } C_{\text{вх}}\big|_{x_i=L} = \text{const}. \qquad (3.21)$$

Задан поток вещества (условие 2-го рода)

$$Q_{\text{сол}}\big|_{x_i=L} = -D\frac{\partial C}{\partial x_i}\Big|_{x_i=L} \text{ или } Q_{\text{сол}}\big|_{x_i=L} = \text{const}. \qquad (3.22)$$

Задан поток вещества с учетом конвективного отвода и дисперсии (условие 3-го рода [140])

$$Q_{\text{сол}}\big|_{x_i=L} = \left[-D\frac{\partial C}{\partial x_i} + VC\right]_{x_i=L}.$$

Поскольку

$$Q_{\text{сол}}\big|_{x_i=L} = VC_{\text{вх}}\big|_{x_i=L},$$

где $C_{\text{вх}}$ — концентрация вещества в растворе; V — скорость фильтрации на границе $x_i = L$, получаем

$$D\frac{\partial C}{\partial x_i}\Big|_{x_i=L} = V(C - C_{\text{вх}})\big|_{x_i=L}. \qquad (3.23)$$

Это условие является обобщением предыдущих; при большой скорости фильтрации, когда $\frac{Vx}{D} \gg 1$, $C = C_{\text{вх}}$, что соответствует условию 1-го рода; при относительно высоком значении коэффициента дисперсии и малой скорости фильтрации, когда $\frac{Vx}{D} \ll 1$, $\frac{\partial C}{\partial x_i} = 0$, т. е. получаем условие 2-го рода.

На контакте двух водоносных пластов с разными параметрами ставится условие 4-го рода, характеризующее равенство потоков в направлении, нормальном контакту и самих концентраций на контакте (условие неразрывности потоков):

$$D_1\frac{\partial C_1}{\partial x}\Big|_{x_i=L-0} = D_2\frac{\partial C_2}{\partial x}\Big|_{x_i=L+0}; \quad C_1\big|_{x_i=L-0} = C_2\big|_{x_i=L+0}. \qquad (3.24)$$

На границе, удаленной от места входа раствора в пласт на весьма значительное расстояние (в «бесконечности»), условие обычно формулируется так:

$$\lim_{x_i\to\infty} C = C_e \text{ или } \frac{\partial C}{\partial x} = 0. \qquad (3.25)$$

При поступлении раствора в атмосферу (на водозаборе, при истечении из колонны грунта и т. д.) ставится условие [32]

$$\frac{\partial C}{\partial x}\Big|_{x_i=L} = 0. \qquad (3.26)$$

Это соответствует пренебрежению диффузией и дисперсией вещества в связи с высокими скоростями потока либо при рассмотрении собственно диффузионного процесса может быть связано с бесконечно большой («бесконечной») величиной коэффициента диффузии (при выходе в атмосферу можно положить $D=\infty$ и в соответствии с (3.23) получим условие (3.26)).

Если на входе в пласт или выходе из пласта образуется некоторая емкость $\bar{\omega}$ (в единицах длины — объем, отнесенный к площади сечения), то можно составить такое уравнение баланса [13]:

$$\bar{\omega}\frac{\partial C}{\partial t}\Big|_{x_i=L}\left[-D\frac{\partial C}{\partial x}+VC\right]_{x_i=L}; \tag{3.27}$$

а при возможности конвективного оттока со скоростью V-const за пределы этой емкости

$$\bar{\omega}\frac{\partial C}{\partial t}\Big|_{x_i=L}=-D\frac{\partial C}{\partial x}\Big|_{x_i=L}. \tag{3.28}$$

Несмотря на определенную приближенность приведенной математической схемы описания миграции загрязнений в водоносных пластах, она позволяет удовлетворительно решать практические задачи прогноза загрязнения подземных вод. Решение приведенных уравнений миграции при определенных начальных и граничных условиях дает возможность, строго говоря, получить полное решение задачи об изменении концентрации того или иного загрязняющего компонента в подземных водах и, таким образом, установить, на какое расстояние и в течение какого времени могут продвигаться загрязненные воды в водоносном пласте, какова будет концентрация загрязнений и др. Однако в силу сложности природной обстановки (изменяющаяся скорость фильтрации, сложные геометрические очертания пластов и т. д.) и, как следствие, — сложности самой системы уравнений решение последней наталкивается на значительные математические трудности.

Поэтому, как правило, рассматриваются только одномерные (плоскопараллельные и осесимметричные, радиальные), реже двумерные течения и не для всей области фильтрации в целом, а для отдельных участков или фрагментов, из которых формируется общий фильтрационный поток подземных вод. Это позволяет количественно охарактеризовать процесс массопереноса по главным направлениям, представляющим наибольший интерес с точки зрения прогноза качества подземных вод на том или ином участке водоносного пласта.

ГЛАВА 4.

РАСЧЕТЫ ВОДОЗАБОРОВ В РАЗЛИЧНЫХ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЯХ

ВВОДНЫЕ ЗАМЕЧАНИЯ

В данной главе рассматриваются аналитические методы расчета водозаборов в различных гидрогеологических условиях. Наиболее распространенным типом водозаборных сооружений являются скважины. Поэтому расчетные зависимости даются преимущественно для одиночных скважин и систем скважин с заданным, постоянным или изменяющимся во времени расходом.

При этом приводятся лишь основные типовые фильтрационные схемы, по которым выявляются наиболее существенные закономерности и главные факторы фильтрации подземных вод к водозаборным сооружениям при том или ином строении водоносного пласта.

Подробное освещение методов расчета водозаборов дано во многих работах, например [10, 89, 93] и др.

Излагаемые здесь результаты получены на основе решения дифференциальных уравнений фильтрации (см. гл. 3) при соответствующих начальных и граничных условиях.

Все решения, за исключением специально оговоренных, представлены относительно функции понижения уровня.

$$S = H_e - H, \tag{4.1}$$

где H_e и H — соответственно первоначальный (бытовой, статический) и текущий уровень, причем $S=f(x_i, t)$, где x_i — пространственные координаты; t — время.

Таким образом, определяя понижения уровня в различных точках водоносного пласта, можно по результатам расчетов водозаборов выявить форму и динамику изменения пьезометрической поверхности в области влияния водозаборов.

В самих водозаборах понижение уровня достигает максимального значения. Практически оно ограничивается некоторым предельным, или *допустимым*, понижением, величина которого $S_{доп}$ устанавливается по гидрогеологическим условиям и техническим условиям отбора воды. Расчетное понижение уровня в водозаборе S_0 не должно превосходить допустимого, т. е. должно выдерживаться соотношение

$$S_0 \leqslant S_{доп}. \tag{4.2}$$

Для безнапорных потоков в результате линеаризации исходных дифференциальных уравнений решения последних в одних случаях представляются так же, как для напорного пото-

ка, т. е. относительно функции S по (4.1); уровень H в данном случае — это напор на свободной поверхности, равный глубине воды до водоупора h или до поверхности подстилающего слабопроницаемого слоя. Вместо входящей в уравнения и расчетные зависимости мощности m при этом рассматривается некоторая средняя мощность $h_{ср}$.

В случаях существенных понижений уровня, превышающих половину мощности безнапорных пластов, предпочтительнее исходные уравнения и искомые решения выражать относительно функции $\frac{H^2}{2} = \frac{h^2}{2}$, также вводя в рассмотрение среднюю мощность $h_{ср}$.

Математическая форма приведенных выше уравнений [см. (3.5), (3.11) и (3.12)] не меняется, если записывать их для функции u, которая соответственно сказанному имеет следующий вид:

для напорного потока

$$u_н = mS_н = m(H_e - H) \quad (а), \tag{4.3}$$

для безнапорного потока

$$u_{б.н} = h_{ср}S_{б.н} = h_{ср}(h_e - h) \quad (б) \tag{4.3,а}$$

или

$$u_{б.н} = \frac{h_e^2 - h^2}{2}. \quad (в)$$

Следовательно, для перехода от решения относительно $S_н$ для напорного потока к решению для безнапорного потока относительно $S_{б.н}$ справедливы следующие формулы:

по соотношениям (а)—(б)

$$S_{б.н} = \frac{m}{h_{ср}} S_н, \tag{4.4}$$

или по соотношениям (а)—(в)

$$S_{б.н} = h_e - \sqrt{h_e^2 - 2mS_н}.$$

Здесь h_e — первоначальный уровень (глубина воды до водоупора) безнапорного потока.

В дальнейшем изложении индексы «н» и «б. н» при S нами опускаются.

ВОДОЗАБОРЫ У РЕКИ

Вблизи поверхностных водотоков располагается большая часть существующих водозаборов подземных вод. Они носят название *береговых*, или *инфильтрационных*, водозаборов.

Производительность отдельных береговых водозаборов может достигать весьма больших размеров — 100—200 тыс. м³/сут и более (погонный приток — 10—30 м³/сут на 1 м длины водозабора). Значительный водоотбор в долинах рек компенсируется соответствующим поступлением в эксплуатируемые водоносные пласты поверхностных речных вод. В связи с этим береговые водозаборы работают большей частью в условиях установившейся фильтрации подземных вод.

По характеру гидравлической связи речных и подземных вод поверхностные водотоки могут быть подразделены на совершенные и несовершенные.

Совершенные речные русла характеризуются тем, что фильтрация поверхностных вод из них в водоносные пласты происходит без существенных потерь напора. Это возможно лишь в том случае, если в русле реки или под ее дном отсутствуют слабопроницаемые отложения и, кроме того, вблизи русла не происходит значительных деформаций подземных потоков. Совершенные русла являются наиболее благоприятными в гидродинамическом отношении, так как позволяют эксплуатировать водозабор с минимальными понижениями уровня подземных вод.

К гидравлически совершенным водотокам можно отнести глубоко врезанные в водоносный пласт (на 0,6—0,8 его мощности) или достаточно широкие реки (ширина больше мощности пласта), имеющие однородное строение русловой зоны, слабокольматированные и заиленные. При этом заиленность и кольматированность русловых отложений должны быть небольшими не только в естественных условиях, но и в условиях эксплуатации водозаборного сооружения.

Несовершенные в фильтрационном отношении речные русла характеризуются значительными потерями напора при поступлении поверхностного стока в подземный поток. Это может быть обусловлено существенным искривлением линий тока под ру́слом реки из-за малой ее ширины и слабого заглубления в водоносный пласт, а также наличием неоднородных включений в подрусловых отложениях или кольматацией и заиливанием отложений дна реки в естественных, ненарушенных условиях или при эксплуатации береговых водозаборных сооружений. Строгая оценка каждого из указанных факторов, определяющих несовершенство реки, весьма сложна. Поэтому для практических расчетов поступают следующим образом [9, 112]. Между дном реки и водоносным пластом помещается некоторый слабопроницаемый слой, гидравлическое сопротивление которого (коэффициент фильтрации k_0 и мощность m_0) устанавливается таким образом, чтобы потери напора при фильтрации через него были равны потерям напора за счет несовершенства реки. Обобщенные параметры слоя могут быть найдены по данным опытной откачки.

Совершенные реки

Однородный пласт. Решение задач, связанных с фильтрацией к береговым водозаборам в однородных пластах, для установившихся условий проводится с использованием уравнения Лапласа, являющегося частным случаем общего уравнения (3.12) (при $\varepsilon_{1,2}=0$, $a^*=\infty$). Граничное условие на линии совершенной реки выражается по формуле (1) (см. табл. 7 гл. 3) или в несколько иной записи $x=0$; $S=0$.

При постоянном расходе скважины вблизи реки получается известное решение Ф. Форхгеймера, характеризующее понижение уровня при одиночной откачке:

$$S=\frac{Q}{2\pi km}\ln\frac{\rho}{r}, \tag{4.5}$$

где km — водопроводимость пласта; r — расстояние от точки M, в которой определяется понижение до скважины: $r=\sqrt{(x-x_0)^2+y^2}$ (рис. 16); ρ — расстояние от точки до зеркального отображения скважины: $\rho=\sqrt{(x+x_0)^2+y^2}$, x_0 — расстояние от реки до скважины.

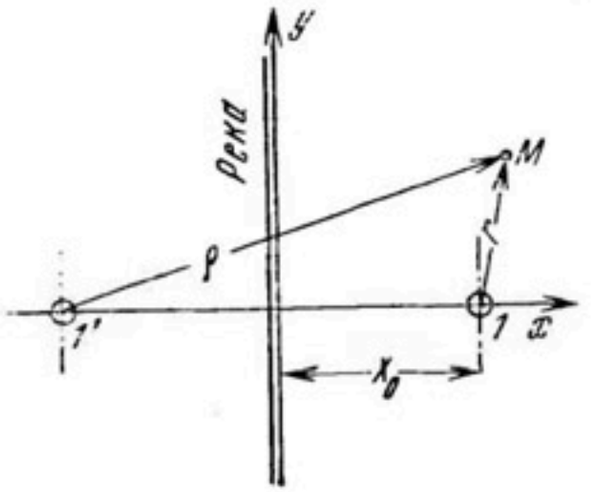


Рис. 16. Схема к расчету скважины у совершенной реки:
1 — скважина; *1'* — зеркальные отображения скважин

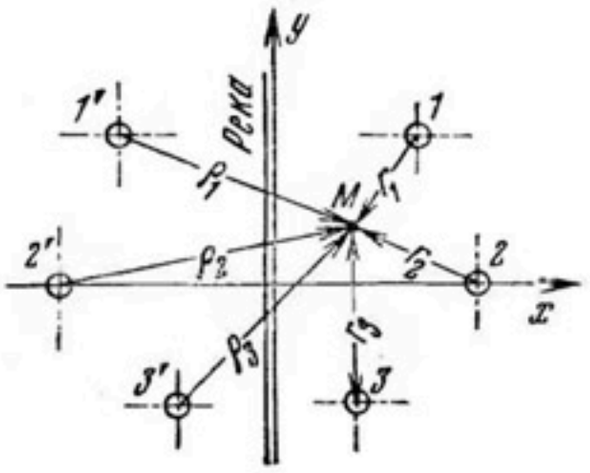


Рис. 17. Система взаимодействующих скважин у совершенной реки:
1, 2, 3 — скважины; *1', 2', 3'* — зеркальные отображения скважин

Для группового водозабора (рис. 17), состоящего из нескольких произвольно расположенных откачивающих скважин, по методу сложения фильтрационных течений можно записать

$$S=\frac{Q_{\text{сум}}}{2\pi km}\sum_{i=1}^{n}\beta_i\ln\frac{\rho_i}{r_i}, \tag{4.6}$$

где r_i и ρ_i — расстояние от точки M, в которой определяется понижение уровня, соответственно до реальной скважины с номером i и ее зеркального отображения относительно реки;

$Q_{сум}$ — суммарный дебит всех n скважин; β_i — отношение дебита i-той скважины к суммарному расходу $Q_{сум}$.

При большом числе скважин, расположенных параллельно реке в удалении от нее на расстояние x_0 (линейный ряд скважин, рис. 18), для расчета можно использовать зависимость, получающуюся при замене реального ряда скважин галереей с расходом на 1 м длины:

$$q = \frac{Q_{сум}}{2l} = \frac{Q}{2\sigma},$$

где $Q_{сум}$ — общий расход всех скважин; Q — расход одной скважины; $2l$ — длина линейного ряда скважин; 2σ — расстояние между скважинами.

При этом в условиях стационарной фильтрации для линейного ряда большой протяженности ($l > 3 \div 5x_0$, $y = 0$) имеем:

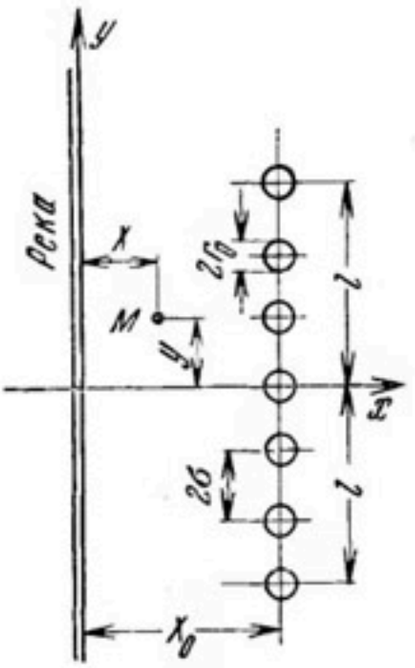


Рис. 18. Схема к расчету линейного ряда скважин вблизи совершенной реки

$$S = \begin{cases} \dfrac{Q_{сум}}{2kml} x & \text{при } x < x_0, \\ \dfrac{Q_{сум}}{2kml} x_0 & \text{при } x > x_0, \\ \dfrac{Q_{сум}}{2kml}\left(x_0 + \dfrac{\sigma}{\pi} \ln \dfrac{\sigma}{\pi r_0}\right) & \text{при } x = x_0, \end{cases} \tag{4.7}$$

где r_0 — радиус скважины.

Если линейный ряд имеет длину, соизмеримую с расстоянием от реки, для расчета следует использовать соответствующую формулу для галереи конечной длины. В этом случае понижения уровня в различных точках пласта могут быть найдены по соотношению [93]

$$S = \frac{Q_{сум}}{2\pi km}\left[\ln \frac{\rho_{пр}}{r_{пр}} + f(\bar{x}, \bar{y}) - f(\bar{x}^*, \bar{y})\right], \tag{4.8}$$

где $r_{пр}$ — приведенный радиус линейного водозабора ($r_{пр} = \sqrt{(x-x_0)^2 + y^2 + l^2}$); $\rho_{пр}$ — приведенное расстояние до зеркального отображения ряда:

$$\rho_{пр} = \sqrt{(x + x_0)^2 + y^2 + l^2},$$

$$f(\bar{x}, \bar{y}) = \frac{1}{2}\left[2 + \ln \frac{\bar{x}^2 + \bar{y}^2 + 1}{\sqrt{\bar{x}^2 + (1+\bar{y})^2}\sqrt{\bar{x}^2 + (1-\bar{y})^2}} - \right.$$

$$\left. - \frac{y}{2} \ln \frac{\bar{x}^2 + (1+\bar{y})^2}{\bar{x}^2 + (1-\bar{y})^2} - \bar{x}\left(\operatorname{arc\,tg} \frac{1+\bar{y}}{\bar{x}} + \operatorname{arc\,tg} \frac{1-\bar{y}}{\bar{x}}\right)\right]. \tag{4.9}$$

Значения функции $f(\bar{x}, \bar{y})$ в зависимости от параметров $\bar{x} = \frac{|x - x_0|}{l}$ и $\bar{y} = \frac{|y|}{l}$ приведены в табл. 8. Функция $f(\bar{x}^*, \bar{y})$ также определяется по табл. 8 [или по формуле (4.9)] при $\bar{x} = \bar{x}^* = \frac{x + x_0}{l}$.

Таблица 8

Значения функции $f(\bar{x}, \bar{y})$ и $f(\bar{x}^*, \bar{y})$

$\bar{x}$	$\bar{y}$									
	0	0,5	0,6	0,8	1	1,2	1,5	2	2,5	4
0	1,0	0,98	0.96	0,88	0,65	0,42	0,28	0,16	0,10	0,04
0,1	0,85	0,83	0,82	0,74	0,58	0,41	0,27	0,16	0,10	0,04
0,2	0,73	0,71	0,69	0,63	0,51	0,39	0,26	0,16	0,10	0,04
0,3	0,62	0,60	0,59	0.54	0,45	0,36	0,25	0,15	0,10	0,04
0,4	0,52	0,51	0,50	0,46	0,40	0,33	0,24	0,15	0,10	0,04
0,5	0,45	0,44	0,43	0,40	0,35	0,30	0,22	0,14	0,09	0,04
0,6	0,38	0,37	0,37	0,34	0,31	0,27	0,21	0,14	0,09	0,04
0,8	0,28	0,28	0,28	0,26	0,24	0,21	0,18	0,12	0,09	0,04
1	0,21	0,21	0,21	0,20	0,19	0,18	0,15	0,11	0,08	0,04
1,2	0,17	0,17	0,16	0,16	0,15	0,14	0,13	0,10	0,07	0,04
1,5	0,12	0,12	0,12	0,11	0,11	0,11	0,10	0,08	0,06	0,03
2	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,06	0,06	0,05	0,03
2,5	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,04	0,04	0,03
4	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02

При определении понижения уровня в одной из скважин линейного ряда к понижению по формуле (4.8) следует добавить величину

$$\Delta S = \frac{Q_{скв}}{2\pi km} \ln \frac{\sigma}{\pi r_0}, \qquad (4.10)$$

где $Q_{скв}$ — расход рассматриваемой скважины; σ — половина расстояния от исследуемой скважины до соседних.

Из приведенных зависимостей можно видеть, что влияние береговых водозаборов ограничено по площади. При $x, y > (4 \div 6)x_0$ расстояния r и ρ примерно равны между собой и понижения уровня здесь относительно малы. Таким образом, область фильтрации подземных вод к водозаборам в долинах рек примерно оконтуривается линией, проходящей на расстоянии $(5 \div 6)x_0$ от водозабора. Чем ближе водозабор располагается к реке, тем меньшую площадь занимает воронка депрессии срабатываемых им подземных вод.

Неоднородный пласт. На рис. 19 представлена схема водоносного горизонта, состоящего из двух зон с различными значениями водопроводимости, причем граница раздела между зонами примерно параллельна урезу реки. Такое строение водоносного пласта характерно для речных долин, включающих в себя обычно несколько геоморфологических элементов (пойма, террасы, водораздельное плато).

Дифференциальные уравнения движения подземных вод в обеих зонах могут быть представлены в этом случае в виде (3.5) относительно S_1 и S_2 понижений уровня в зонах 1 и 2 соответственно.

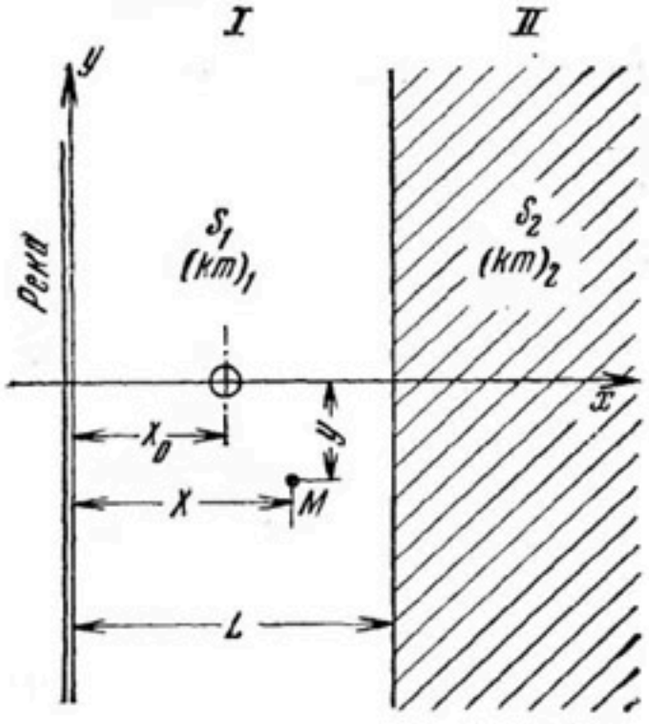


Рис. 19. Скважина в неоднородном пласте с линией раздела зон, параллельной реке:
I, II — зоны с различной водопроводимостью

Решение задачи для одиночной скважины, работающей с постоянным расходом, можно записать в виде [114]

$$S_1 = \frac{Q}{2\pi\,(km)_1}\left(\ln\frac{\rho}{r} + R_1\right),\quad S_2 = \frac{Q}{2\pi km}\left(\ln\frac{\rho}{r} + R_2\right), \tag{4.11}$$

где km — среднее значение водопроводимости,

$$km = \frac{(km)_1 + (km)_2}{2};$$

Q — расход скважины, $\nu = \dfrac{(km)_1}{(km)_2}$;

$$\left.\begin{aligned} R_1 &= \sum_{n=1}^{\infty} (\gamma)^n \ln\frac{\rho_{1n}\rho_{2n}}{r_{1n}r_{2n}} \\ R_2 &= \sum_{n=1}^{\infty} (\gamma)^n \ln\frac{\rho_{1n}}{r_{1n}},\quad \gamma = \frac{1-\nu}{1+\nu} \end{aligned}\right\}; \tag{4.12}$$

$$r = \sqrt{(x-x_0)^2 + y^2};\quad r_{1n} = \sqrt{(2nL + x - x_0)^2 + y^2};$$

$$r_{2n} = \sqrt{(2nL - x + x_0)^2 + y^2}; \quad \rho = \sqrt{(x + x_0)^2 + y^2};$$
$$\rho_{1n} = \sqrt{(2nL + x + x_0)^2 + y^2}; \quad \rho_{2n} = \sqrt{(2nL - x - x_0)^2 + y^2}.$$

Функции R_1 и R_2 представляют собой поправки, учитывающие неоднородное строение водоносного пласта. Слагаемые рядов для R_1 и R_2 довольно быстро убывают по своей величине и при практических расчетах можно ограничиться одним-двумя членами. Величины r_{1n}, r_{2n}, ρ_{1n} и ρ_{2n} — расстояния до последовательных отображений реальной скважины относительно границы раздела и уреза реки соответственно.

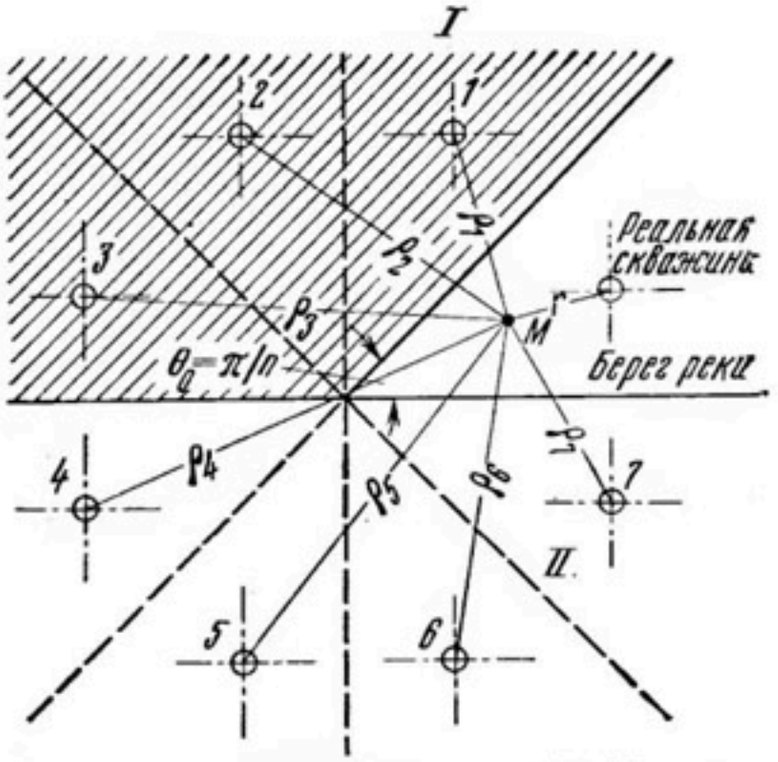


Рис. 20. Скважина в неоднородном пласте с прямолинейной границей раздела, не параллельной урезу реки.

I, II — зоны с различной водопроводимостью.
1—7 — номера отображенных (фиктивных) скважин

Если принять $(km)_2 = 0$, $\nu = \infty$, то соотношения (4.12) дают решение задачи в пласте-полосе, ограниченном рекой и непроницаемым контуром. Функцию R_1 в этом случае для любой точки пласта можно найти также по следующей формуле [10, 11]:

$$R_1 = \frac{1}{2} \ln \frac{[\operatorname{ch} \varepsilon + \cos(\eta + \lambda)][\operatorname{ch} \varepsilon + \cos(\eta - \lambda)] r^2}{[\operatorname{ch} \varepsilon - \cos(\eta + \lambda)][\operatorname{ch} \varepsilon - \cos(\eta - \lambda)] \rho^2}, \tag{4.13}$$

где

$$\varepsilon = \frac{\pi y}{2L}; \quad \eta = \frac{\pi (L - x)}{2L}; \quad \lambda = \frac{\pi (L - x_0)}{2L},$$

а при определении понижения уровня в скважине

$$R_1 = \ln \frac{0{,}64L \operatorname{ctg} \lambda}{x_0}. \tag{4.14}$$

При весьма большой проводимости водоносных пород в зоне 2 ($(km)_2 = \infty$, $\nu = 0$) закономерности снижения уровня подземных вод в области расположения водозабора таковы, как если бы скважина находилась в междуречье шириной L.

При этом функция R_1 может быть выражена следующим образом [10, 11]:

для любой точки пласта

$$R_1 = \frac{1}{2} \ln \frac{[\operatorname{ch} 2\varepsilon - \cos 2(\eta + \lambda)]\, r^2}{[\operatorname{ch} 2\varepsilon - \cos 2(\eta - \lambda)]\, \rho^2}, \tag{4.15}$$

для водозаборной скважины

$$R_1 = \frac{0{,}32L \sin 2\lambda}{x_0}. \tag{4.16}$$

Из приведенных соотношений видно, что во всех случаях влияние зоны 2 на понижение уровня на водозаборной скважине зависит от параметра $\frac{x_0}{L}$. При значениях этого параметра $\frac{x_0}{L} < 0{,}2—0{,}3$ вторую зону с иной водопроводимостью, чем в области расположения скважины, можно вообще не учитывать в расчетах, принимая пласт однородным.

Рассмотрим теперь случай, когда линия раздела между зонами 1 и 2 не параллельна урезу реки, а составляет с ним угол $\theta = \frac{\pi}{2n}$ $(n = 1, 2, 3, ..)$ (рис. 20). Произведем зеркальные отображения скважины относительно границы раздела и ли-

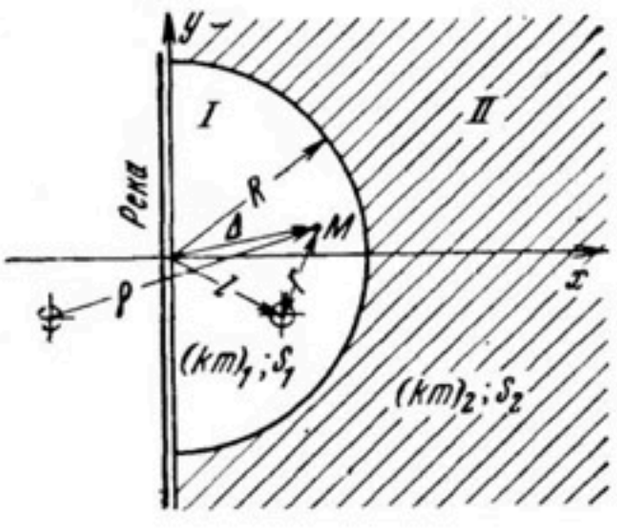


Рис. 21. Схема к расчету скважины в неоднородном пласте с круговой границей раздела зон:
I, II — зоны с различной водопроводимостью

нии реки. В результате получим $(2n—1)$ отображенных скважин в зоне 2. Понижения уровня в районе расположения скважины определяется при этом по-прежнему по формулам (4.11), (4.13), в которых

$$R_1 = \gamma^n \ln \frac{\rho_{2n-1}}{\rho_{2n}} + \sum_{i=1}^{n-1} \gamma^i \ln \frac{\rho_{2i-1}}{\rho_{2i}} \cdot \frac{\rho_{4n-1-2i}}{\rho_{4n-2i}}, \quad \gamma = \frac{1-\nu}{1+\nu}, \tag{4.17}$$

где ρ_i — расстояния до отображений скважины.

В частности, при $(km)_2 \to \infty$, $\nu = 0$ из формулы (4.17) получается известное решение М. М. Гылыбова для пласта-угла, ограниченного совершенными водотоками. Если же принять $(km)_2 = 0$, $\nu = \infty$, то соотношение (4.17) будет соответствовать случаю пласта-угла с разнородными границами: одна является урезом реки, другая — непроницаема.

Весьма типичным для береговых водозаборов является случай, когда зона 1, в которой располагается водозабор, имеет ограниченные в плане размеры. Допустим, что эту зону можно представить в виде полукруга радиусом R (рис. 21). Тогда понижения уровня в зонах 1 и 2 при работе одиночной скважины можно найти по формулам (4.13), в которых

$$R_1 = \frac{1}{2}\,\frac{\nu - 1}{1 + \nu} \ln \frac{(l^2 - R^2)(\Delta^2 - R^2) + \rho^2 R^2}{(l^2 - R^2)(\Delta^2 - R^2) + r^2 R^2},$$
$$R_2 = 0. \qquad (4.18)$$

Здесь Δ — расстояние от точки до центра круга радиусом R; l — расстояние от скважины до центра круга; r — расстояние от точки до скважины; ρ — то же, до ее зеркального отображения относительно реки.

Решение (4.18) также допускает обобщение на случай, когда $(km)_2 = \infty$, что соответствует работе скважин на «острове», со всех сторон окруженном рекой, и когда $(km)_2 = 0$, т. е. по окружности R проходит непроницаемый контур.

Все приведенные выше соотношения для одиночной скважины по методу наложения течений могут быть использованы для построения расчетных зависимостей в случае действия группового водозабора.

Из рассмотрения различных случаев неоднородного строения водоносного пласта в долинах рек прослеживается следующая общая закономерность. Уровни подземных вод в зоне расположения водозабора определяются в основном водопроводимостью пород этой зоны, а срезки уровня от действия водозабора в соседней зоне — средней величиной водопроводимости. Это обстоятельство следует учитывать при схематизации водоносных горизонтов в более сложных случаях строения неоднородного в плане пласта.

Несовершенные поверхностные водотоки

Схема фильтрации подземных вод к скважине вблизи несовершенной реки в однородном по проницаемости пласте представлена на рис. 22.

При различных упрощающих предпосылках рассматриваемая схема исследована в работах [10, 18, 112]. В более общем виде эта задача может быть поставлена следующим образом.

Разобьем область фильтрации на зоны: береговую, в которой расположен водозабор; береговую на противоположной по отношению к водозабору стороне реки; русловую, в которой происходит инфильтрация речных вод через экранирующий слой мощностью m_0 и коэффициентом фильтрации k_0.

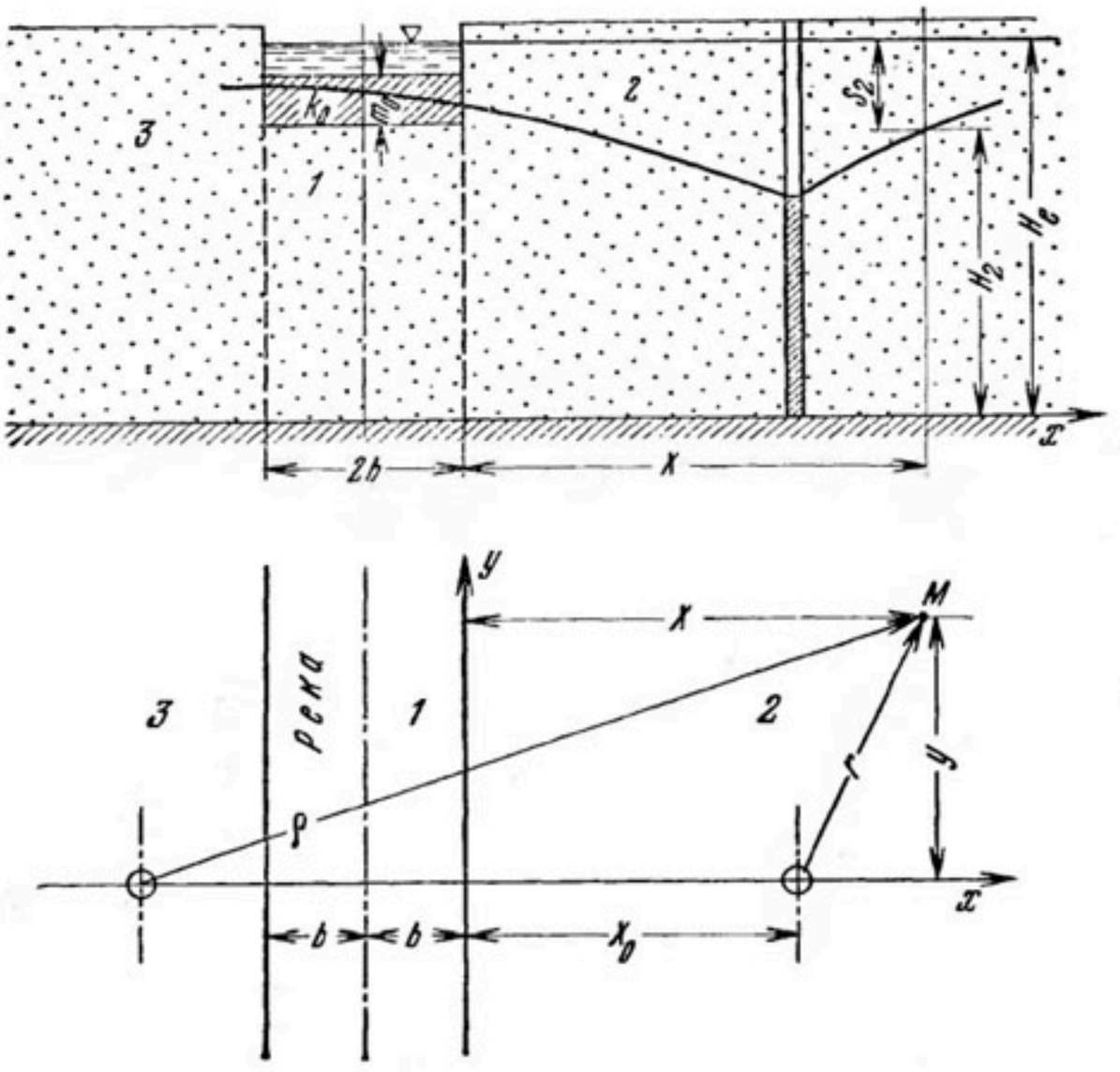


Рис. 22. Схема к расчету скважины вблизи несовершенной реки:
1 — русловая зона фильтрации; *2, 3* — береговые зоны фильтрации

Тогда распределение понижения уровня подземных вод в каждой из выделенных зон подчиняется следующим уравнениям:

$$\frac{\partial^2 S_i}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 S_i}{\partial y^2} = 0 \quad (i = 2, 3),$$
$$\frac{\partial^2 S_3}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 S_3}{\partial y^2} - \alpha^2 S_1 = 0, \qquad (4.19)$$

где α — показатель несовершенства реки, равный

$$\alpha = \sqrt{\frac{k_0}{kmm_0}}. \tag{4.20}$$

Здесь km — величина водопроводимости пласта.

Система граничных условий для решения уравнений (4.19) в случае, если водозабор представлен одиночной скважиной с дебитом Q, следующая:

$$\left.\begin{aligned} &x,\ y \to \pm\infty; \quad S_i = 0 \\ &x = 0; \qquad S_1 = S_2; \quad \frac{\partial S_1}{\partial x} = \frac{\partial S_2}{\partial x} \\ &x = -2b; \qquad S_2 = S_3; \quad \frac{\partial S_1}{\partial x} = \frac{\partial S_3}{\partial x} \\ &\lim_{r \to r_0 \to 0} r\frac{\partial S_2}{\partial r} = -\frac{Q}{2\pi km} \end{aligned}\right\} \tag{4.21}$$

где b — половина ширины реки; r — расстояние от рассматриваемой точки до скважины; $r = \sqrt{(x-x_0)^2 + y^2}$; Q — расход скважины.

Методом интегральных преобразований можно получить следующее решение для понижений уровня в береговых зонах:

$$\begin{aligned} S_2 &= \frac{Q}{2\pi km}\left(\ln\frac{\rho}{r} + R_1\right); \\ S_3 &= \frac{Q}{2\pi km} R_2, \end{aligned} \tag{4.22}$$

где гидравлические сопротивления R_1 и R_2 определяются так:

$$\begin{aligned} R_1 &= I_1 + I_2; \\ R_2 &= I_1 - I_2. \end{aligned} \tag{4.23}$$

В свою очередь, интегралы I_1 и I_2 равны:

$$\begin{aligned} I_1 &= \int_0^\infty \frac{e^{-\bar{x}\sigma}\cos(\sigma\bar{y})\,d\sigma}{\sigma + \sqrt{\sigma^2+1}\,\mathrm{th}\left(\bar{b}\sqrt{\sigma^2+1}\right)}; \\ I_2 &= \int_0^\infty \frac{e^{-\bar{x}\sigma}\cos(\sigma\bar{y})\,d\sigma.}{\sigma + \sqrt{\sigma^2+1}\,\mathrm{cth}\left(\bar{b}\sqrt{\sigma^2+1}\right)}, \end{aligned} \tag{4.24}$$

где $\bar{x} = \alpha(x^* + x_0)$; $\bar{b} = \alpha b$; $\bar{y} = \alpha y$; x^* — расстояние от уреза реки до исследуемой точки: для зоны 2 $x^* = x$, для зоны 3 ($x^* = -x - 2b$).

Понижения уровня подземных вод в зоне расположения водозабора определяются двумя функциями. Первый член в равенстве (4.22) выражает гидравлическое сопротивление при

условии, что река имеет совершенную гидравлическую связь с водоносным горизонтом. Функциями R_1 и R_2 оцениваются дополнительные потери напора за счет фильтрационного несовершенства реки. Эти функции имеют максимальную величину в точке y, $x^*=0$, т. е. на урезе реки в створе, проходящем через скважину. С удалением от этой точки в направлении, перпендикулярном реке и вдоль нее, дополнительные сопротивления уменьшаются. Таким образом, область, в которой практически сказывается несовершенство реки, ограничена. За пределами этой области понижения уровня можно рассчитывать без учета несовершенства русла реки.

Численные значения интегралов I_1 и I_2 даны в прилож. 3.

При весьма большой ширине реки или при расположении скважины вблизи водохранилища, озера или другого водоема значительной протяженности можно принять $b=\infty$. Тогда $I_1=I_2=I$; интеграл I, обобщенно характеризующий сопротивление ложа реки и подрусловой зоны, для линии $y=0$, проходящей нормально к урезу через скважину, может быть выражен следующим образом:

$$I=\frac{\pi}{2\bar{x}}\left[H_1(\bar{x})-Y_1(\bar{x})-\frac{2}{\pi\bar{x}_0}\right];\quad \bar{x}_0=\alpha x_0, \tag{4.25}$$

где H_1 и Y_1 — соответственно функции Струве и Неймана (таблицы этих функций см., например, в книге [136]).

Расчеты по формуле (4.25) показывают, что с ошибкой, не превышающей 2—3%, ширину реки можно принимать практически бесконечной уже при $\bar{b}\geqslant 1$. Следовательно, активная зона реки $b_{\text{акт}}$, из которой происходит основное поступление речных вод в пласт при откачке из скважины, может быть оценена следующим образом:

$$b_{\text{акт}}=\frac{1}{\alpha}=\sqrt{\frac{\overline{kmn_0}}{k_0}}.$$

Отсюда видно, что инфильтрация поверхностной воды из сильнокольматированных рек ($\alpha\approx 0{,}01$—$0{,}001$) осуществляется через всю площадь русла, а из слабокольматированных ($\alpha=0{,}1$—1) — в пределах небольшой полосы вблизи уреза реки.

При относительно больших значениях x^*, $x^*+x_0>b$ (что в большинстве случаев выполняется при рассмотрении зоны, прилегающей к водозабору) интегралы I_1 и I_2 с погрешностью не более 10—15% могут быть выражены следующим образом:

$$I_{1,2}=\int_0^\infty \frac{e^{-\lambda_{1,2}\bar{x}\sigma}\cos(\lambda_{1,2}\bar{y}\sigma)}{\sigma+1}\,d\sigma, \tag{4.26}$$

где

$$\lambda_1=\operatorname{th}\bar{b};\quad \lambda_2=\operatorname{cth}\bar{b}.$$

При этом решение (4.22) совпадает с результатами исследования рассматриваемой задачи, полученными в работах [10, 18] при предпосылке о линейном характере фильтрации подземных вод руслом кольматированной реки. Таким образом, указанная предпосылка, упрощающая практические расчеты, может быть широко использована. Табличные значения интегралов $I_{1,2}$ даны в работах [10, 18]. Приближенные значения этих интегралов можно найти также по следующим формулам (ошибка не более 15—20%):

$$I_{1,2} = \begin{cases} -e^{\lambda_{1,2}\bar{x}} Ei(-\lambda_{1,2}\bar{x}) \text{ при } |\bar{y}| < \bar{x}, \\ -\cos(\lambda_{1,2}\bar{y})\, ci(\lambda_{1,2}\bar{y}) - \sin(\lambda_{1,2}\bar{y})\, si(\lambda_{1,2}\bar{y}) \text{ при } |\bar{y}| > \bar{x}, \end{cases} \tag{4.27}$$

где $-Ei(-\lambda\bar{x})$ — интегральная показательная функция (см. прилож. 1); $ci(\lambda\bar{y})$ и $si(\lambda\bar{y})$ — соответственно интегральный косинус и интегральный синус [136].

В практике гидрогеологических расчетов получил распространение так называемый метод дополнительного слоя. При прогнозе производительности водозаборов этим методом несовершенная в фильтрационном отношении река заменяется совершенной, сдвинутой относительно действительного положения на величину ΔL. Далее расчеты производительности водозаборов и понижений уровня в различных точках пласта проводятся по формулам, справедливым для совершенной реки, в которых вместо координат x и x_0 вводятся новые расстояния $x+\Delta L$ и $x_0+\Delta L$.

Такой прием аналогичен расчету понижения уровней по формуле (4.22), в которой

$$R_1 \approx R_{\Delta L} = \frac{1}{2} \ln \frac{(x + x_0 + 2\Delta L)^2 + y^2}{(x - x_0)^2 + y^2}. \tag{4.28}$$

Сопоставление численных расчетов по строгой (4.22) и приближенной (4.28) формулам показывает, что, если принять

$$\Delta L = \frac{\operatorname{cth} 2\bar{b}}{\alpha}, \tag{4.29}$$

то при условии

$$\bar{b} > 0{,}1, \tag{4.30}$$

т. е. при относительно невысокой степени фильтрационного несовершенства реки, ошибка по методу дополнительного слоя не превысит 10—15%.

Следует, правда, учитывать, что указанные погрешности относятся только к величине сопротивления, обусловленного несовершенством реки; на общем сопротивлении водозабора это скажется в меньшей степени.

Приведенные выше решения для одиночной скважины можно применять при расчете любым образом расположенных взаимодействующих скважин.

В этом случае

$$S_{\text{сум}} = \sum_{i=1}^{n} S_i, \tag{4.31}$$

где $S_{\text{сум}}$ — общее понижение уровня за счет работы n скважин; S_i — понижение, обусловленное действием i-той скважины ($i=1, 2, 3, ..., n$).

ВОДОЗАБОРЫ В УДАЛЕНИИ ОТ РЕК

Водораздельные водозаборы характеризуются отсутствием гидравлической связи с поверхностными водотоками. Основными источниками питания водозаборов на водораздельных пространствах могут служить: гравитационная и упругая водоотдача водоносных пород; перетекание подземных вод из соседних водоносных горизонтов; инфильтрация атмосферных осадков.

При действии водораздельных водозаборов часто образуются обширные воронки депрессии и весьма продолжительное время имеет место неустановившаяся фильтрация подземных вод.

Однородные пласты

Формула для расчета скважины с постоянным дебитом в удалении от реки имеет вид

$$S = -\frac{Q}{4\pi km} Ei(-\alpha); \quad \alpha = \frac{r^2}{4at}, \tag{4.32}$$

где $S=H_e-H$ — понижение уровня (H_e и H — первоначальный и текущий уровень соответственно); Q — дебит откачки; km — водопроводимость пласта; a — коэффициент пьезопроводности; r — расстояние до скважины; t — время; $Ei(-\alpha)$ — интегральная показательная функция. Численные значения ее приведены в прилож. 1.

При $\alpha<0{,}1$ интегральная показательная функция с необходимой практической точностью представляется в виде логарифма, и тогда формула (4.32) приобретает вид

$$S = \frac{Q}{4\pi km} \ln \frac{2{,}25at}{r^2}. \tag{4.33}$$

При определении понижения уровня в скважине в формулах (4.32) и (4.33) принимается $r=r_0$, где r_0 — радиус скважин.

Для группы любым образом расположенных взаимодействующих скважин на основе метода наложения фильтрационных течений получаем следующую расчетную зависимость:

$$S = \sum_{i=1}^{n} S_i = -\sum_{i=1}^{n} \frac{Q_i}{4\pi km} Ei\left(-\frac{r_i^2}{4at}\right), \qquad (4.34)$$

где S — суммарное понижение уровня в данной точке под влиянием n взаимодействующих скважин; Q_i — расходы скважин ($i=1, 2, .., n$); r_i — расстояния от расчетной точки до скважин.

На практике дебит скважин может изменяться, что связано с различными причинами, например с их периодической остановкой и включением, заменой насосного оборудования, постепенным изменением проницаемости фильтра и призабойной зоны.

На рис. 23 приведены графики $Q(t)$ при различных режимах работы скважин. Расчет притока воды для всех указанных случаев приводится ниже [10].

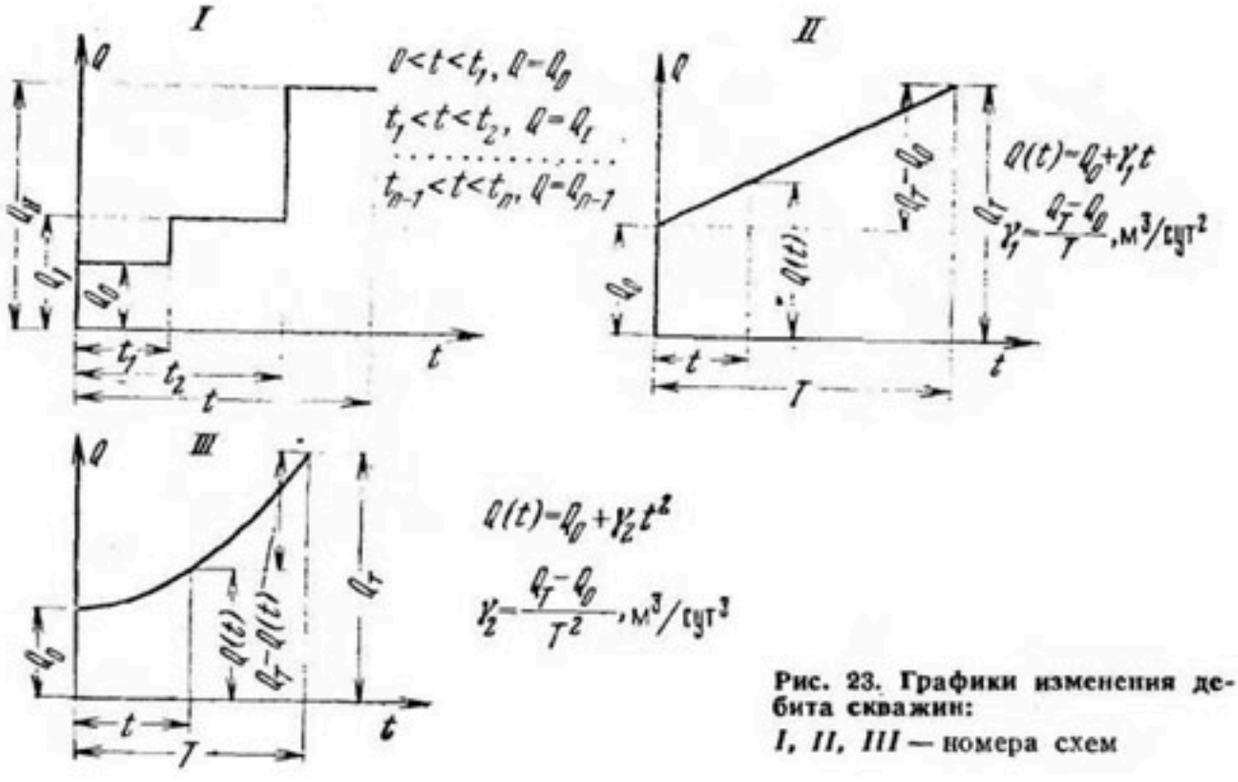


Рис. 23. Графики изменения дебита скважин:
I, II, III — номера схем

Скачкообразное изменение дебита (схема I). В этом случае понижение уровня S определяется путем непосредственного наложения возмущений, вызванных каждой ступенью скачкообразного изменения дебита:

$$S = \frac{Q_T}{4\pi km} R_1, \qquad (4.35)$$

$$R_1 = -\sum_{i=1}^{n} \beta_i Ei\left[-\frac{r^2}{4a(t-t_i)}\right], \tag{4.36}$$

$$\beta_i = \frac{Q_i - Q_{i-1}}{Q_т}, \tag{4.37}$$

где $Q_т$ — максимальный или вообще фиксированный расход скважины в течение всего периода откачки; Q_i — расход в интервале времени i ($i=1, 2, ..., n$; n — количество интервалов изменения расхода).

Важно отметить, что при вычислении безразмерного гидравлического сопротивления R_1 по формулам (4.35)—(4.37) для каждой ступени изменения дебита принимается полное время $\Delta t = t - t_i$, т. е. так же, как если бы в дальнейшем от момента времени t_{i-1} до момента времени t прирост дебита $\Delta Q = Q_i - Q_{i-1}$ сохранился постоянным. Иначе говоря, влияние скачкообразных изменений дебита можно рассматривать изолированно как влияние скважины с расходом ΔQ. Суммарное понижение выразится суммой понижений, вызванных всеми скачками дебита.

Линейное изменение расхода (схема II). Для данного случая расчетная формула имеет вид:

$$S = -\frac{Q_0}{4\pi km} Ei(-\alpha) + \frac{Q_т - Q_0}{4\pi km} R_2,$$
$$R_2 = -(1+\alpha) Ei(-\alpha) - e^{-\alpha}, \tag{4.38}$$

где Q_0 — некоторый начальный расход скважин в момент времени $t=0$; $Q_т$ — максимальный расход к концу периода T.

При значительной продолжительности откачки, когда $\alpha \ll 1$:

$$R_2 = \ln \frac{0{,}83at}{r^2}. \tag{4.39}$$

Если понижение уровня определяется в самой скважине или в точках, расположенных от нее на небольшом расстоянии, формула (4.39) применима практически для всего периода откачки.

Изменение расхода по параболической зависимости (схема III). В данном случае расчетная формула имеет вид

$$S = -\frac{Q_0}{4\pi km} Ei(-\alpha) + \frac{(Q_т - Q_0)^2}{4\pi kmT^2} R_3,$$
$$R_3 = -\left(1 + 2\alpha + \frac{\alpha^2}{2}\right) Ei(-\alpha) - \frac{1}{2}(3+\alpha) e^{-\alpha}. \tag{4.40}$$

При $\alpha \ll 1$ $\quad R_3 = \ln \frac{0{,}51at}{r^2}$.

Таким образом, по своей структуре формулы для расчета скважин с постоянным дебитом и дебитом, изменяющимся по линейному и параболическому законам, аналогичны. Различие заключается только в значении коэффициента под знаком логарифма для определения гидравлического сопротивления.

Скважина с постоянным понижением уровня. Условие постоянства напора или понижения уровня выдерживается в фонтанирующих скважинах (или скважинах, эксплуатируемых при самоизливе). При неустановившемся движении в этом случае дебит скважины с течением времени уменьшается.

Понижение уровня в любой точке пласта может быть вычислено по уравнению

$$S = S_0 R_{\text{п}}, \tag{4.41}$$

где S_0 — понижение уровня на скважине.

При длительных откачках, когда $\frac{at}{r_0^2} > 500$, гидравлическое сопротивление $R_{\text{п}}$ выражается таким образом:

$$R_{\text{п}} = -\frac{Ei(-\alpha)}{\ln \frac{2{,}25at}{r_0^2}}. \tag{4.42}$$

Общая формула для определения дебита при заданном понижении уровня в скважине имеет вид

$$Q = 4\pi km S_0 G\left(\frac{at}{r_0^2}\right). \tag{4.43}$$

Вскоре после начала откачки, когда $\frac{at}{r_0^2} > 100$, функция G может быть представлена в виде

$$G\left(\frac{at}{r_0^2}\right) = \frac{1}{\ln \frac{2{,}25at}{r_0^2}}. \tag{4.44}$$

Подробные таблицы гидравлических сопротивлений $R_{\text{п}}$ и G имеются в работе [10]. Изменение расхода во времени при откачке с постоянным уровнем происходит в общем с той же закономерностью, что и изменение уровня при откачке с постоянным дебитом.

Соотношение (4.41) при длительных откачках можно представить в виде

$$S = -\frac{Q(t)}{4\pi km} Ei\left(-\frac{r^2}{4at}\right), \tag{4.45}$$

где $Q(t)$ — расход скважины, изменяющийся по формуле (4.43).

На основании зависимости (4.45) можно считать, что влияние скважины, действующей при постоянном понижении уровня, равносильно влиянию скважины с расходом, изменяющимся во времени.

Неоднородные в плане пласты

В пределах области влияния водозаборного сооружения обычно выделяются несколько зон с существенно различными фильтрационными показателями, главным образом с различной величиной водопроводимости пласта, которая подвержена гораздо большим изменениям, чем коэффициент пьезопроводности.

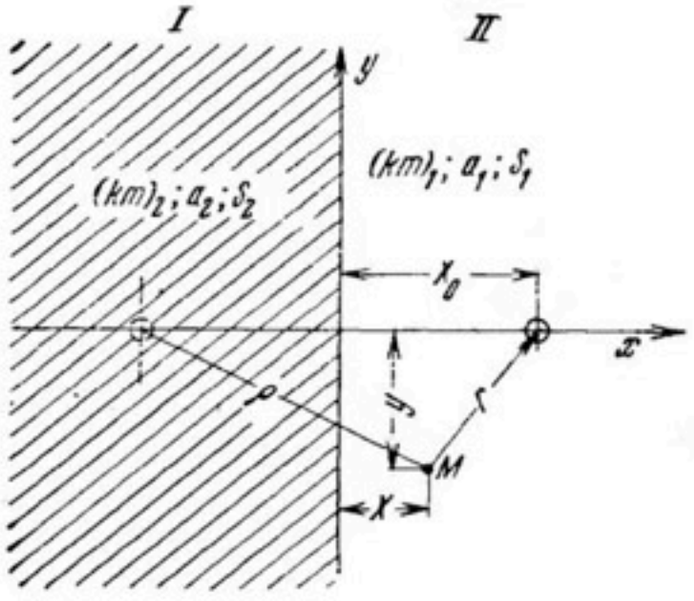


Рис. 24. Схема к расчету скважины в неоднородном пласте с прямолинейной границей раздела зон:

I, II — зоны с различной водопроводимостью и пьезопроводностью

Водоносный пласт, состоящий из двух зон с прямолинейной границей раздела. Пусть в пласте, имеющем в плане бесконечные размеры, выделяются две зоны с различными значениями водопроводимости и пьезопроводности (рис. 24). Скважина располагается на расстоянии x_0 от границы раздела и работает с постоянным дебитом Q.

В результате решения получаются следующие формулы для определения понижения уровня в различных зонах пласта [65]:

$$S_1 = \frac{Q}{4\pi (km)_1}\left[-Ei\left(-\frac{r^2}{4a_1 t}\right) - \frac{\nu - 1}{\nu + 1} Ei\left(-\frac{\rho^2}{4a_1 t}\right) + \Delta\right];$$

$$S_2 = \frac{Q}{4\pi km}\left[-Ei\left(-\frac{r^2}{4a_1 t}\right) + \frac{km}{(km)_1}\Delta\right], \qquad (4.46)$$

где S_1 — понижение уровня в зоне 1, где располагается скважина; S_2 — понижение уровня в соседней зоне; $(km)_1$ и a_1 — величина водопроводимости и коэффициент пьезопроводности зоны 1; $(km)_2$ и a_2 — то же, зоны 2; $\nu = \frac{(km)_1}{(km)_2}$; $km = \frac{(km)_1 + (km)_2}{2}$;

$r=\sqrt{(x-x_0)^2+y^2}$ — расстояние от исследуемой точки до скважины; ρ — расстояние от исследуемой точки до зеркального отображения реальной скважины относительно границы раздела.

Функция Δ достаточно подробно табулирована в работе [45]. При небольших периодах действия скважины $\left(\frac{a_1 t}{(x+x_0)^2+y^2}<1\right)$ ее можно представить в виде [65]

$$\Delta \approx -\frac{2\nu}{1+\nu}\,\frac{1-\sqrt{\theta}}{1+\sqrt{\theta}}\,Ei\left(-\frac{\rho^2}{4a_1 t}\right);\quad \theta=\frac{a_1}{a_2}. \tag{4.47}$$

При больших значениях времени $\left(\frac{a_1 t}{(x+x_0)^2+y^2}>50\div 100\right)$ функция Δ принимает практически постоянные значения $\Delta=\Delta_\infty$, представленные в табл. 9.

Таблица 9

Значения функции Δ_∞

θ	Δ_∞ при ν, равном								
	0,01	0,03	0,1	0,3	1	3	10	30	100
10^{-3}	0,12	0,30	0,65	0,99	0,98	0,60	0,24	0,09	0,03
10^{-2}	0,09	0,23	0,56	0,92	0,94	0,58	0,23	0,09	0,03
10^{-1}	0,04	0,12	0,34	0,64	0,73	0,48	0,20	0,07	0,02
10	0,05	0,13	0,39	0,91	1,53	1,42	0,75	0,31	0,10
10^2	0,09	0,26	0,79	1,90	3,55	3,96	2,65	1,27	0,45
10^3	0,13	0,37	1,15	2,84	5,60	6,98	5,77	3,46	1,45

Примечание. При $\theta<1$ $\Delta_\infty>0$; при $\theta=1$ $\Delta_\infty=0$; при $\theta>1$ $\Delta_\infty<0$.

Из двух показателей, определяющих неоднородное строение пласта (ν и θ), наибольшее значение имеет параметр ν, учитывающий различие в величинах водопроводимости отдельных зон водоносного горизонта. Так, например, если водопроводимость пород в зоне 2 равна нулю, т. е. $\nu=\infty$, то понижения уровня в зоне расположения скважины, как это видно из (4.46), такие же, как в полуограниченном пласте с непроницаемой границей. Наоборот, при весьма большой проницаемости пород в зоне 2 ($\nu=0$) граница раздела проявляется, как река с постоянным уровнем.

Меньшее влияние на понижение уровня имеет параметр θ. Из приведенной таблицы видно, что при реальных соотношениях параметров функция Δ_∞, в которую входит параметр θ и которая, следовательно, отражает емкостную неоднородность

пласта, по своей абсолютной величине большей частью не превышает 1. Лишь при небольших различиях величин водопроводимости отдельных зон пласта ($\nu = 0{,}3 \div 3$) и при существенно меньшем значении коэффициента пьезопроводности в зоне 2 ($\theta = 10^2 \div 10^3$) величина Δ_∞ достигает больших величин ($\Delta_\infty = 2 \div 6$). Такие соотношения параметров имеют место, например, при работе водозабора в напорно-безнапорном пласте.

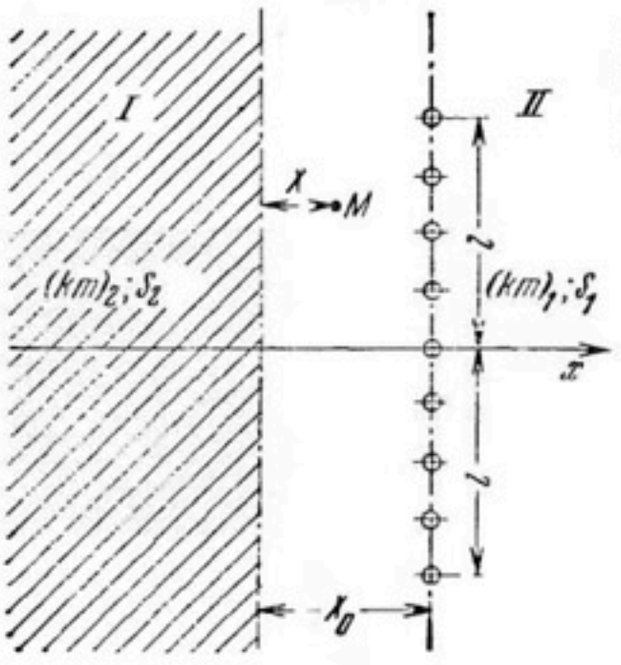


Рис. 25. Схема к расчету линейного ряда скважин в неоднородном пласте с прямолинейной границей раздела:
I, II — зоны с различной водопроводимостью и пьезопроводностью

Формулы (4.46) по методу наложения течений позволяют также рассчитать групповой водозабор, состоящий из произвольного количества скважин.

При закономерном расположении водозаборных скважин в виде весьма протяженного линейного ряда, ориентированного параллельно границе раздела (рис. 25), для расчета могут быть использованы также следующие формулы [10]:

$$S_1 = \frac{q}{(km)_1}\sqrt{a_1 t}\left(\text{ierfc}\frac{|x - x_0|}{2\sqrt{a_1 t}} - A\,\text{ierfc}\frac{x + x_0}{2\sqrt{a_1 t}}\right); \qquad (4.48)$$

$$S_2 = \frac{q}{(km)_1}\sqrt{a_1 t}\,(1 - A)\,\text{ierfc}\left(\frac{x_0}{2\sqrt{a_1 t}} - \frac{x - x_0}{2\sqrt{a_2 t}}\right), \qquad (4.48,\text{а})$$

где q — расход водозабора на 1 м его длины,

$$A = \frac{\sqrt{\theta} - \nu}{\sqrt{\theta} + \nu}.$$

Значения функции ierfc приведены в прилож. 2.

Схема на рис. 25 соответствует линейной одномерной фильтрации подземных вод к водозабору в неоднородном пласте. Из формулы (4.48) видно, что в этом случае параметры неоднородности пласта суммарно учитываются с помощью коэффициента A.

Водоносный пласт, состоящий из двух зон с круговой границей раздела. Пусть в пласте бесконечно большой протяженности выделяется зона 1 с параметрами $(km)_1$ и a_1, которая может быть представлена в виде круга радиуса R (рис. 26). Остальная часть пласта (зона 2)

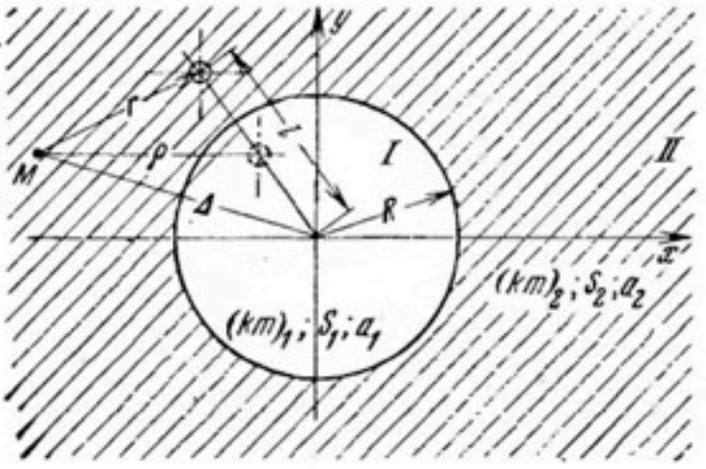


Рис. 26. Схема к расчету скважины в неоднородном пласте с круговой границей раздела зон:
I, II — **зоны с различными фильтрационными параметрами**

имеет водопроводимость $(km)_2$ и коэффициент пьезопроводности a_2. Аналогичная схема для условий установившейся фильтрации рассматривалась в работе [49]. Для нестационарного движения подземных вод относительно простые решения можно получить при условии

$$\frac{l+R}{2\sqrt{a_2 t}} < 0{,}3,$$

где l — расстояние от водозабора до центра зоны 1, т. е. для больших промежутков времени.

Указанные решения для одиночной скважины с дебитом Q можно представить в следующем виде:

а) при расположении скважины в зоне 1 ($l<R$)

$$S_1 = \frac{Q}{4\pi (km)_1}\left[\ln\frac{2{,}25a_2 t}{r^2} - \frac{1-\nu}{1+\nu}\times\right.$$
$$\left.\times\left(\ln\frac{2{,}25a_2 tR^2}{\rho^2 l^2} + \nu\ln\frac{2{,}25a_2 t}{R^2}\right)\right];$$
$$S_2 = \frac{Q}{4\pi km}\left[-Ei\left(\frac{r^2}{4a_2 t}\right) + \beta Ei\left(-\frac{\Delta^2}{4a_2 t}\right)\right]; \qquad (4.49)$$

б) при расположении скважин в зоне 2 ($l>R$)

$$S_1 = \frac{Q}{4\pi km}\left[-Ei\left(-\frac{r^2}{4a_2 t}\right) - \beta\ln\frac{2{,}25a_2 t}{l^2}\right];$$
$$S_2 = \frac{Q}{4\pi (km)_2}\left\{-Ei\left(-\frac{r^2}{4a_2 t}\right) - \frac{1-\nu}{1+\nu}\times\right. \qquad (4.50)$$
$$\left.\times\left[-Ei\left(-\frac{\Delta^2}{4a_2 t}\right) + Ei\left(-\frac{\rho^2}{4a_2 t}\right)\right]\right\},$$

где r — расстояние от рассматриваемой точки до скважины; Δ — то же, до центра круга R; $\rho = \frac{1}{l}\sqrt{(l^2-R^2)(\Delta^2-R^2)+r^2R^2}$ — расстояние от исследуемой точки до отображения скважины относительно окружности R (инверсия);

$$\beta = \frac{1-\nu}{2}; \quad \nu = \frac{(km)_1}{(km)_2}; \quad km = \frac{(km)_1 + (km)_2}{2}.$$

В частном случае скважина может располагаться в центре зоны 1. Тогда из равенств (4.49) получается решение В. Н. Щелкачева [132]:

$$S_1 = \frac{Q}{4\pi (km)_1}\left(2\ln\frac{R}{r} + \nu \ln\frac{2{,}25a_2t}{R^2}\right); \tag{4.51}$$

$$S_2 = \frac{Q}{4\pi km_2}\ln\frac{2{,}25a_2t}{r^2}.$$

В приведенных зависимостях отсутствует коэффициент пьезопроводности зоны 1 — a_1. Следовательно, с течением времени определяющую роль в динамике снижения уровня подземных вод в обеих зонах будут играть емкостные параметры внешней области 2 водоносного пласта. Это объясняется тем, что зона 1 имеет конечные размеры, а зона 2 является бесконечной.

Понижение уровня на водозаборной скважине S_0 в рассматриваемом пласте можно записать следующим образом:

$$S_0 = \frac{Q}{4\pi (km)_2}\ln\frac{2{,}25a_2t}{r_{0\,\text{пр}}^2}, \tag{4.52}$$

где $r_{0\,\text{пр}}$ — приведенный радиус скважины ($r_{0\,\text{пр}} = r_0\xi$); ξ — поправка, учитывающая положение скважины относительно неоднородного включения (зона 1).

При расположении скважины в удалении от зоны 1 величина ξ будет равна 1, что следует из (4.50) при $\Delta \approx \rho$. В этом случае влияние зоны 1 невелико. Если скважина находится на контуре R, то, как следует из (4.50), при $l \approx R \approx \Delta$

$$\xi = \left(\frac{R}{r_0}\right)^{\frac{\nu-1}{\nu+1}}.$$

Отсюда видно, что приведенный радиус скважины существенно увеличивается при $\nu > 1$, т. е., если водопроводимость пород в зоне 1 относительно велика. При $\nu = \infty$ ξ достигает максимальной величины

$$\xi = \frac{R}{r_0}$$

и тогда $r_{0\,\text{пр}} = R$.

Наоборот, при $\nu<1$, действительный радиус скважины уменьшается. Если $\nu=0$, т. е. зона 1 сложена непроницаемыми породами, $\xi=\frac{r_0}{R}$ и приведенный радиус скважины — минимален: $r_{0\,пр}=\frac{r_0^2}{R}$.

Если скважину расположить в центре зоны 1, то

$$\xi=\left(\frac{R}{r_0}\right)^{\frac{\nu-1}{\nu}}$$

Здесь также при $\nu>1$ приведенный радиус скважины может быть существенно больше действительного даже при относительно малых размерах области R.

Двухслойный пласт

Во многих случаях эксплуатируемые водоносные пласты перекрыты песчано-глинистыми осадками. В таких условиях при действии водозаборов происходит интенсивное питание водоносных горизонтов водами покровных слабопроницаемых отложений и атмосферными осадками.

Рассмотрим хорошо изученную схему фильтрации к скважине в двухслойном пласте, верхний слой которого — слабопроницаемый с коэффициентом фильтрации k_0 и средней мощностью m_0 — содержит подземные воды со свободной поверхностью, а нижний — хорошо проницаемый, напорный, с коэффициентом фильтрации k и мощностью m (рис. 27). Движение

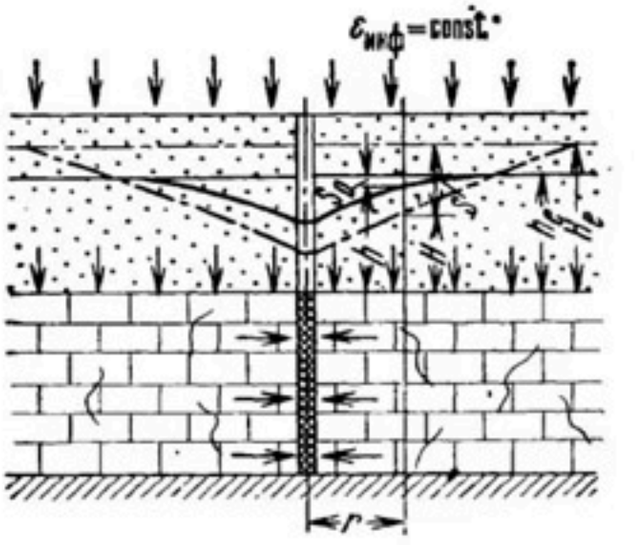


Рис. 27. Схема к расчету скважины в напорном пласте, связанном с покровным безнапорным горизонтом

подземных вод в такой схеме описывается системой уравнений (3.5).

Для случая, когда дебит скважин в напорном горизонте $Q=$ $=$const и инфильтрационное питание верхней водоносной толщи $\varepsilon_{инф}=$const (или в частном случае $\varepsilon_{инф}=0$), данная задача

исследовалась в работах [6, 10, 127]. Согласно полученным результатам понижение уровня в нижнем напорном слое S при этом определяется по формуле

$$S = \frac{Q}{4\pi km} R - \frac{\varepsilon_{\text{инф}} t}{\mu^{**}} \left[1 - \frac{1 - e^{-b^{**}t}}{b^* t}\right], \tag{4.53}$$

где

$$b^* = \frac{k_0}{m_0 \mu^*}; \quad b^{**} = \frac{k_0}{m_0} \frac{\eta}{\mu}; \quad \mu^{**} = \mu + \mu^*; \quad \eta = \frac{\mu^{**}}{\mu^*},$$

μ и μ^* — водоотдача верхнего и нижнего слоев.

Функция R при $\frac{r}{B} > 3$ или $bt > 3 \div 5$, где $B = \sqrt{\frac{km m_0}{k_0}}$, $b = \frac{k_0}{m_0 \mu}$, становится практически равной (расхождения не более 5—7%) интегральной показательной функции, которой описывается фильтрация к скважине в изолированном пласте, т. е. при указанных значениях параметров

$$R \approx -Ei\left(-\frac{r^2}{4a^{**}t}\right). \tag{4.54}$$

Однако здесь $a^{**} = \frac{km}{\mu^{**}}$ (вместо $a^* = \frac{km}{\mu^*}$ — в изолированном пласте). Поскольку водоотдача покровной толщи обычно гораздо больше упругой водоотдачи напорного пласта ($\mu \gg \mu^*$), коэффициент пьезопроводности $a^{**} \ll a^*$ и соответственно уровень при откачке в процессе эксплуатации водозабора в двухслойном пласте понижается менее интенсивно, чем в изолированном горизонте.

Подробные таблицы гидравлического сопротивления R в формуле (4.53), включающие значения этой функции при малых значениях времени, приведены в работе [93].

Приближенная формула для определения понижения уровня в верхнем безнапорном пласте S_0 по истечении времени, определяемого значением безразмерного параметра $bt > 3 \div 5$, представляется в виде

$$s_0 = \frac{Q}{4\pi km} R - \frac{\varepsilon_{\text{инф}} t}{\mu} \left[1 - \frac{1}{bt} \left(\frac{\mu^*}{\mu^{**}}\right)^2 (1 - e^{-b^{**}t})\right]. \tag{4.55}$$

Таким образом, при длительных периодах фильтрации расчеты понижений уровня в обоих пластах — напорном (эксплуатируемом, в котором расположены водозаборные скважины) и покровном безнапорном (питающем) — можно производить по тем же формулам, что и в однослойных пластах, но с учетом суммарной водоотдачи μ^{**}.

Объем воды, привлекаемой водозабором из верхнего пласта в пределах контура радиусом $r_к$ (при $\varepsilon_{инф}=0$), определяется по формуле

$$V_0 = \frac{\mu Q r_к^2}{4km}\left[\frac{1}{\alpha}(1-e^{-\alpha}) - Ei(-\alpha)\right], \tag{4.56}$$

где $\alpha = \dfrac{r_к^2}{4a^{**}t}$.

За это время и на той же площади из нижнего пласта за счет упругих запасов при постоянном дебите Q будет получено:

$$V_п = Qt - V_0.$$

Соотношение составляющих объема (при $r_к \to \infty$) пропорционально соотношению величин водоотдачи

$$\frac{V_0}{V_п} = \frac{\mu}{\mu^*}. \tag{4.57}$$

При больших значениях времени ($t \to \infty$) и фиксированном значении $r_к$ ($\alpha \to 0$) объем воды V_0, привлекаемой водозабором из верхнего пласта, стремится к нулю. Следовательно, дополнительное питание эксплуатируемого пласта при длительной работе водозаборов осуществляется в основном в удаленных от водозаборов областях.

Трехслойный водоносный пласт

Для артезианских бассейнов подземных вод характерно этажное строение водоносной толщи. При этом хорошо проницаемые водоносные отложения чередуются с залегающими между ними глинистыми слабопроницаемыми слоями. Как показывает опыт эксплуатации водозаборов в таких условиях, отдельные водоносные горизонты, приуроченные к хорошо проницаемым отложениям, находятся в гидравлической связи друг с другом. Эта связь обусловлена возможностью перетекания вод из одного горизонта в другой через разделяющую их глинистую перемычку. Перетекание подземных вод происходит на значительной площади, поэтому даже при весьма малых коэффициентах фильтрации глинистых раздельных слоев (10^{-2}—10^{-3} м/сут) и относительно большой их мощности расход перетекаемых вод может составить существенную долю от общего расхода водозаборных сооружений в слоистой толще.

Рассмотрим трехслойную систему пластов, состоящую из основного водоносного горизонта *(1)*, в котором расположен водозабор, питающего пласта *(2)* и разделяющего их слабопроницаемого слоя (рис. 28). Фильтрация подземных вод к

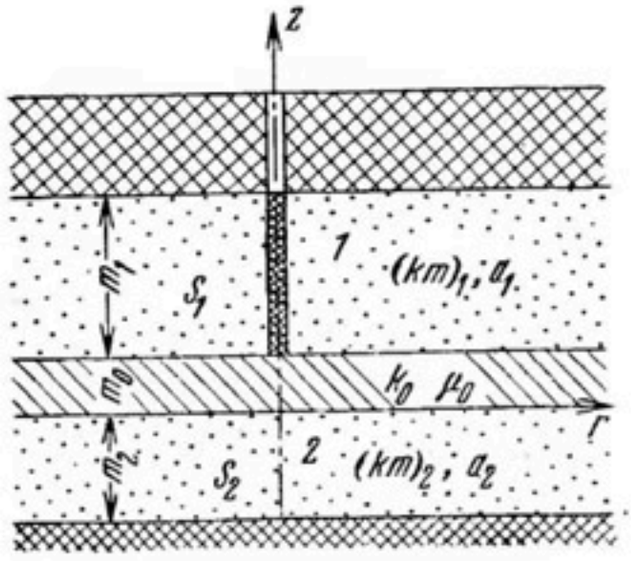


Рис. 28. Схема трехслойного пласта:
1, 2 — номера слоев

скважине в указанной системе пластов может быть охарактеризована системой дифференциальных уравнений (3.5).

Решение рассматриваемой задачи для длительных периодов откачки можно записать следующим образом [10, 93, 111, 127]:

$$S_1 = \frac{Q}{4\pi km}\left[-Ei\left(-\frac{r^2}{4a^*t}\right)+\frac{1}{\nu}W\left(\frac{r^2}{4a^{**}t};\ \frac{r}{B}\right)\right],$$
$$S_2 = \frac{Q}{4\pi km}\left[-Ei\left(-\frac{r^2}{4a^*t}\right)-W\left(\frac{r^2}{4a^{**}t};\ \frac{r}{B}\right)\right], \qquad (4.58)$$

где S_1 и S_2 — понижения уровня в эксплуатируемом и питающем пластах,

$$a^* = \frac{km}{\mu^*};\quad \mu^* = \mu_1 + \mu_2 + \mu_0;$$
$$a^{**} = \frac{km}{\mu^{**}};\quad \mu^{**} = \mu_1\frac{1}{\nu} + \mu_2\nu + \frac{1}{3}\mu_0\left(\nu + \frac{1}{\nu} - 1\right);$$
$$B = \sqrt{\frac{m_0}{k_0}\,\frac{(km)_1\,(km)_2}{km}};\quad \nu = \frac{(km)_1}{(km)_2};$$
$$km = (km)_1 + (km)_2,$$

r — расстояние от исследуемой точки до скважины; $-Ei\left(-\frac{r^2}{4a^*t}\right)$ — по-прежнему интегральная показательная функция; $W\left(\frac{r^2}{4a^{**}t};\ \frac{r}{B}\right)$ — функция перетекания. Численные значения ее приведены в прилож. 1.

Таким образом, если проницаемость отложений питающего слоя мала (ν — велико), то закономерности снижения уровня характеризуются в основном интегральной показательной функцией и в этом случае слоистая толща приближается к однородному изолированному пласту. Наоборот, при относительно

большой водопроводимости питающего пласта определяющей является функция перетекания. При этом процесс привлечения подземных вод из питающего пласта в основной, эксплуатируемый происходит наиболее интенсивно. В пределе, если $(km)_2 = \infty$,

$$S_1 = \frac{Q}{4\pi (km)_1} W\left(\frac{r^2}{4a^{**}t};\ \frac{r}{B}\right),\quad S_2 = 0, \tag{4.59}$$

где

$$a^{**} = \frac{(km)_1}{\mu_1 + \frac{1}{3}\mu_0};\quad B = \sqrt{\frac{(km)_1 m_0}{k_0}}.$$

В этом случае при $t \to \infty$ возможна стабилизация уровней подземных вод в эксплуатируемом пласте:

$$S_1 = \frac{Q}{2\pi (km)_1} K_0\left(\frac{r}{B}\right). \tag{4.60}$$

Приведенные соотношения справедливы для относительно больших промежутков времени, удовлетворяющих неравенству

$$\frac{a_1 t}{B^2} > |1-\theta| \frac{\nu}{(1+\nu)^2} + 0{,}1\mu_0,\quad \theta = \frac{a_1}{a_2}. \tag{4.61}$$

Расход перетекаемых из питающего пласта подземных вод увеличивается во времени и, достигнув максимальной своей величины, далее остается постоянным. Максимальное значение дополнительного питания эксплуатируемого пласта на участке радиусом $r_к$ может быть найдено из следующего соотношения:

$$Q_{доп} = \frac{Q}{1+\nu}\left[1 - \frac{r_к}{B} K_1\left(\frac{r_к}{B}\right)\right], \tag{4.62}$$

где $K_1\left(\frac{r_к}{B}\right)$ — функция Бесселя (см. прилож. 2).

При $\frac{r_к}{B} > 4$ можно принять $Q_{доп} = \frac{Q}{1+\nu}$, (4.63)

т. е. общее количество привлекаемых запасов в слоистой системе водоносных горизонтов пропорционально соотношению величин водопроводимостей пластов.

Слоистые пласты с литологическими окнами

Под литологическими окнами понимаются перерывы в водоупорных слоях, разделяющих водоносные горизонты артезианских бассейнов. Такие перерывы образуются вследствие размыва, выклинивания или фациального замещения глинистых отложений хорошо водопроницаемым материалом.

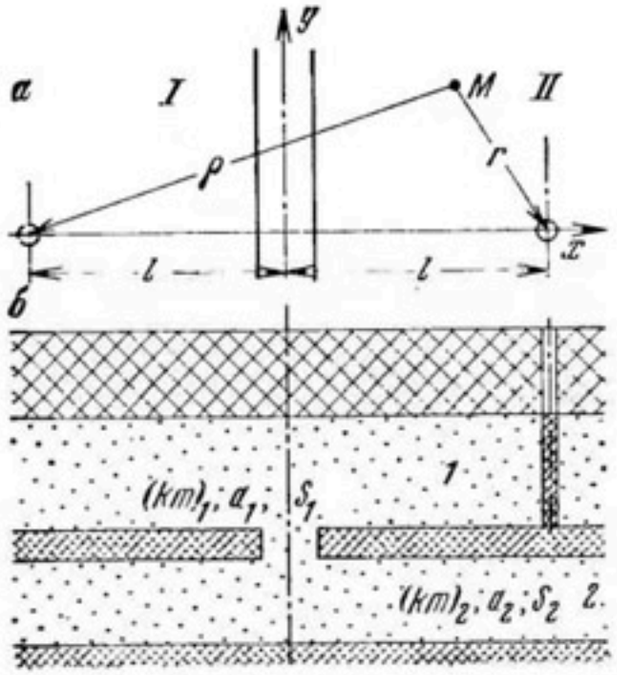


Рис. 29. Схема к расчету скважины вблизи полосообразного литологического окна: *а* — план (I, II — номера зон); *б* — разрез (*1*, *2* — номера слоев)

Пусть водозаборная скважина работает вблизи литологического окна полосообразной формы, в пределах которого основной, эксплуатируемый пласт *(1)* с параметрами $(km)_1$ и a_1 контактирует с соседним питающим горизонтом *(2)*, имеющим параметры $(km)_2$ и a_2 (рис. 29).

Результат решения задачи для эксплуатируемого слоя можно записать в следующем виде [45, 93]:

$$S_1^{II} = \frac{Q}{4\pi (km)_1}\left[-Ei\left(-\frac{r^2}{4a_1t}\right)+\frac{1}{1+\nu}Ei\left(-\frac{\rho^2}{4a_1t}\right)+\Delta\right]; \quad (4.64)$$

$$S_1^{I} = \frac{Q}{4\pi km}\left[-Ei\left(-\frac{r^2}{4a_1t}\right)+\frac{1+\nu}{\nu}\Delta\right],$$

где S_1^I и S_1^{II} — понижения уровня в зонах 1 и 2 эксплуатируемого пласта (см. рис. 29); $r=\sqrt{(x-l)^2+y^2}$ — расстояние от исследуемой точки до водозабора; ρ — расстояние от расчетной точки до отображения скважины относительно линии окна; остальные обозначения прежние.

Формулы (4.64) аналогичны решению задачи о притоке подземных вод к скважине в однослойном неограниченном пласте, состоящем из двух зон с различными фильтрационными параметрами [см. формулы (4.46)]. Следовательно, двухслойная толща с литологическим окном полосообразной формы математически аналогична однослойному неоднородному пласту.

Литологические окна могут оказывать существенное влияние на скорость снижения уровня в эксплуатируемом пласте. Основным параметром, определяющим «эффективность» лито-

логического окна, является соотношение водопроводимостей основного и питающего пластов.

При малой водопроводимости питающего пласта (v — велико) окно и питающий водоносный горизонт не влияют на понижения уровня подземных вод в основном слое; если же водопроводимость питающего пласта велика по сравнению с водопроводимостью основного слоя (v — мало), то окно по своему гидродинамическому действию приближается к границе с постоянным уровнем подземных вод (т. е. к реке).

Рассмотрим теперь действие скважины вблизи литологического окна округлых очертаний. Такие окна часто образуются вследствие эрозионной деятельности рек, тектонических процессов и карстовых явлений.

Пусть скважина работает с дебитом Q вблизи круглого окна радиуса R на расстоянии l от его центра (рис. 30). Тогда

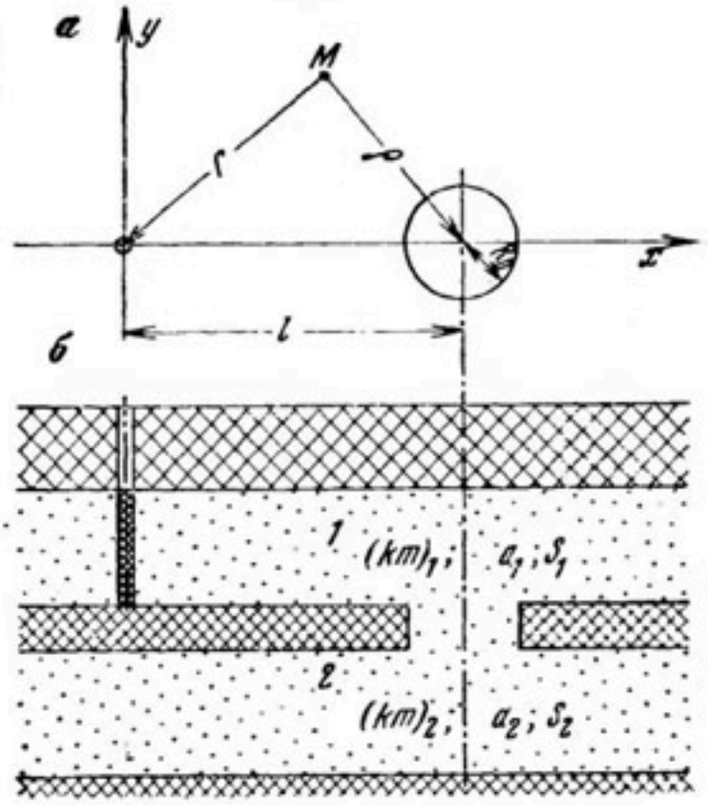


Рис. 30. Схема к расчету скважины вблизи круглого литологического окна: *а* — план; *б* — разрез (*1*, *2* — номера слоев)

приближенное выражение для понижений уровня в основном и питающем слоях, связанных посредством литологического окна, можно записать следующим образом [93]:

$$S_1 = \frac{Q}{4\pi (km)_1}\left[-Ei\left(-\frac{r^2}{4a_1 t}\right) + \frac{Q_{\text{окн}}}{Q} Ei\left(-\frac{\rho^2}{4a_1 t}\right)\right],$$
$$S_2 = -\frac{Q_{\text{окн}}}{4\pi (km)_2} Ei\left(-\frac{\rho^2}{4a_2 t}\right), \qquad (4.65)$$

где $(km)_1$ и a_1 — водопроводимость и коэффициент пьезопроводности основного слоя, в котором работает скважина; $(km)_2$ и a_2 — водопроводимость и пьезопроводность соседнего слоя; r — расстояние от расчетной точки до скважины; ρ —

расстояние от точки до центра окна; $Q_{окн}$ — расход подземных вод, притекающих в основной слой через окно;

Величина $Q_{окн}$ приближенно может быть найдена из соотношения

$$Q_{окн} = \frac{Q}{1+\nu} \frac{\ln \frac{2{,}25a_1 t}{l^2}}{\ln \frac{2{,}25a_1 t}{R^2} - \frac{\nu}{1+\nu} \ln \theta}, \qquad (4.66)$$

где

$$\nu = \frac{(km)_1}{(km)_2}; \quad \theta = \frac{a_1}{a_2}.$$

Формулы (4.65) и (4.66) характеризуют большие промежутки времени работы водозабора

$$\frac{a_1 t}{l^2} \geqslant 200; \quad \frac{R^2}{l} < 0{,}1 \div 0{,}3.$$

Как видно из приведенных соотношений, понижение уровня при откачке вблизи круглого окна складывается из понижения от реально действующей скважины при условии, если она работает в неограниченном водоносном пласте, и понижения от фиктивной скважины в центре окна с изменяющимся во времени расходом $Q_{окн}$.

Расход перетекаемой через окно воды увеличивается во времени и при весьма длительных откачках достигает максимально возможной величины, равной

$$Q_{окн} = Q \frac{1}{1+\nu}. \qquad (4.67)$$

Отсюда видно, что при весьма большой водопроводимости питающего пласта (ν — мало) привлекаемые через окно подземные воды могут почти полностью обеспечить расход водозабора. В этом случае возможен стационарный режим фильтрации к водозабору (при $t \to \infty$), при котором распределение уровней подземных вод в основном слое будет подчиняться следующей зависимости:

$$S_1 = \frac{Q}{2\pi (km)_1} \ln \frac{\rho l}{r R_0}. \qquad (4.68)$$

Понижение уровня в питающем пласте 2 при этом будет равно нулю, т. е. уровень подземных вод там сохранится таким же, как в естественных условиях.

ГЛАВА 5.

ОБЩИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ МИГРАЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЙ. РЕШЕНИЯ ТИПОВЫХ ЗАДАЧ

МИГРАЦИЯ НЕЙТРАЛЬНЫХ КОМПОНЕНТОВ

Миграция нейтрального компонента, т. е. не разлагающегося, не сорбирующегося и не вступающего в химические реакции, происходит в результате конвективного переноса, осложненного молекулярной диффузией и гидравлической дисперсией.

Молекулярно-диффузионный перенос при отсутствии фильтрации.

В этом случае исходное дифференциальное уравнение миграции имеет вид (3.19) (см. гл. 3), в котором следует принять $V_i=0$, $D=D_м$ ($D_м$ — коэффициент молекулярной диффузии) и $\frac{\partial N}{\partial t}=0$.

Для изолированного в разрезе (т. е. при $D_{1,2}=0$ и $\varepsilon_{1,2}=0$) полуограниченного по простиранию пласта при условиях (3.21), т. е. $C(0, t)=C_{вх}$, $C(\infty, t)=C_е$ и $C(x, 0)=C_е$ ($C_{вх}$ — концентрация на входе в пласт, $C_е$ — фоновая концентрация компонента), решение этого уравнения имеет вид [150]

$$\overline{C}(x, t)=\frac{C(x, t)-C_е}{C_{вх}-C_е}=\operatorname{erfc}\frac{x}{2\sqrt{D_м t/n}}=1-\operatorname{erf}\left(\frac{x}{2\sqrt{D_м t/n}}\right). \tag{5.1}$$

Связь между координатой точки x и временем t появления в этой точке заданной концентрации $\overline{C}$ из формулы (5.1) выразится следующим образом:

$$\left.\begin{aligned} x&=2\sqrt{D_м t/n}\operatorname{arc\,erf}(1-\overline{C})\\ t&=\left[\frac{x}{\operatorname{arc\,erf}(1-\overline{C})}\right]^2\frac{n}{4D_м}\end{aligned}\right\} \tag{5.2}$$

Здесь $\operatorname{erf}(z)$ — символ интеграла вероятности; $\operatorname{erfc}(z)=1-\operatorname{erf}(z)$, $\operatorname{arc\,erf}(z)$ — обратная функция от $\operatorname{erf}(z)$ (см. прилож. 2); n — пористость.

При больших интервалах времени, когда $\frac{x}{2\sqrt{D_м t/n}}\ll 1$, $\operatorname{erf}(z)\approx z$ и вместо (5.2) имеем:

$$\left.\begin{aligned} x&=\sqrt{\pi D_м t/n}\,(1-\overline{C})\\ t&=\frac{n}{\pi D_м}\left(\frac{x}{1-\overline{C}}\right)^2\end{aligned}\right\} \tag{5.3}$$

Поскольку значения коэффициента молекулярной диффузии в горных породах малы ($D_м \approx (1 \div 10) \cdot 10^{-6}$ см^2/с), то молекулярно-диффузионный перенос способен вызвать заметное перемещение вещества только за очень большое время. В связи с этим роль молекулярной диффузии в переносе загрязнений по водоносному пласту в общем невелика — она влияет лишь на выравнивание концентраций внутри поровых каналов и трещин в породе.

Конвективный перенос без учета диффузии и гидравлической дисперсии. Этот процесс описывается тем же уравнением (3.19) при $V>0$, $D=0$. Для тех же условий, что и в предыдущей задаче, решением его будет

$$\bar{C}(x, t) = f(t-\lambda), \quad \lambda = \frac{xn}{V}, \qquad (5.4)$$

где $f(t-\lambda)$ — единичная функция: при $t<\lambda$ $f=0$ и $\bar{C}=0$, а при $t>\lambda$ $f=1$ и $\bar{C}=1$.

Таким образом, при чисто конвективном переносе происходит полное («поршневое») вытеснение природных подземных вод загрязненными, с резким изменением на фронте фильтрации содержания компонента от начальной концентрации C_e до входной $C_{вх}$ (рис. 31).

Если вещество поступает в пласт в течение ограниченного периода времени $t_п$ («пакетное» поступление), то граничное условие принимается следующим (рис. 31, *б*):

$$x=0;\ 0 \leqslant t \leqslant t_п, \quad C = C_{вх};\ t > t_п,\ C = 0. \qquad (5.5)$$

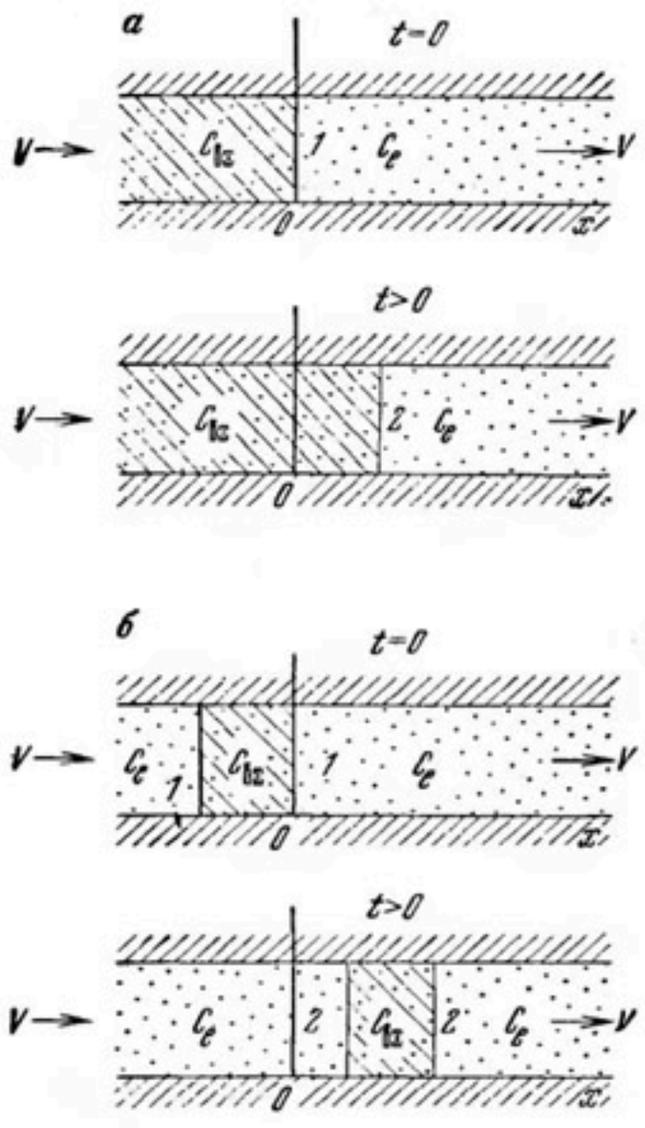


Рис. 31. Поступление загрязнений в пласт:
а — постоянное; *б* — кратковременное
1 — граница между загрязненными ($C_{вх}$) и чистыми водами (C_e) при $t=0$; *2* — то же, при $t>0$

Решение будет: $\bar{C}=f(t-\lambda, \lambda_1)$.
При $\lambda_1<t<\lambda$ $f=0$ и $\bar{C}=0$ и при $\lambda<t<\lambda_1$ $f_0=1$ и $\bar{C}=1$.
Здесь λ определяется, как и в решении (5.4), а $\lambda_1 = \frac{xn}{V} + t_п$.

Таким образом, «пакет» продвигается по пласту, не изменяя своих размеров, причем на переднем фронте (при $t=\frac{xn}{V}+t_{\text{п}}$) и с тыловой стороны (при $t=\frac{xn}{V}$) концентрация изменяется скачком от $C_{\text{вх}}$ до $C_{\text{е}}$.

Исследование распространения растворов в водоносных пластах по схеме поршневого вытеснения проводилось многими авторами применительно к оценке продвижения контура нефтеносности, соленых вод, загрязнений [43, 44, 68; 69, 125, 135 и др.].

Задачи такого рода в связи с проблемой охраны подземных вод от загрязнения рассматриваются нами далее в гл. 6.

Конвективный перенос, сопровождающийся гидравлической дисперсией. Миграция вещества в изолированном пласте в данном случае описывается уравнением (3.19) при $D>0$, $V>0$, $D_{1,2}=0$ и $\varepsilon_{1,2}=0$.

Рассмотрим решения этого уравнения при $V=\text{const}$ и $D=\text{const}$ в полуограниченном пласте при различных условиях на входе в пласт.

1. При условии (3.21), т. е. когда в пласт непрерывно поступает вода с постоянной концентрацией $C_{\text{вх}}$ [150],

$$\left.\begin{aligned} \overline{C}(x, t) &= R_1(\xi, \eta) \\ R_1(\xi, \eta) &= 0{,}5\left[\operatorname{erfc}(\xi-\eta)+e^{4\xi\eta}\operatorname{erfc}(\xi+\eta)\right] \end{aligned}\right\}, \tag{5.6}$$

где

$$\eta=\frac{Vt/n}{2\sqrt{Dt/n}},\quad \xi=\frac{x}{2\sqrt{Dt/n}}.$$

Значения функции $R_1(\xi, \eta)$ приведены в табл. 10 [19].

Вторым членом в этой функции при $\frac{D}{Vx}\leqslant 0{,}005$ можно пренебречь (ошибка менее 4%), и тогда

$$\overline{C}(x, t)\approx 0{,}5\operatorname{erfc}\frac{x-Vt/n}{2\sqrt{Dt/n}}. \tag{5.7}$$

Координата точки с любой концентрацией $\overline{C}$ находится из зависимости

$$x=Vt/n+2\sqrt{Dt/n}\left[\operatorname{arc\,erf}(1-2\overline{C})\right], \tag{5.8}$$

а скорость движения точки с любой концентрацией $\overline{C}$ составляет

$$\frac{dx}{dt}=V/n+\sqrt{D/tn}\left[\operatorname{arc\,erf}(1-2\overline{C}\right]. \tag{5.9}$$

Из (5.9) видно, что точка с концентрацией $\overline{C}=0{,}5$ движется с постоянной скоростью, равной V/n, что соответствует пере-

Таблица 10

Значения R_1

ξ	η						
	0,05	0,1	0,5	1	2	3	4
0,01	0,979	0,980	0,986	0,991	0,995	0,997	1,00
0,1	0,801	0,809	0,862	0,907	0,954	0,967	0,98
0,2	0,635	0,647	0,735	0,817	0,900	0,933	0,96
0,3	0,497	0,512	0,621	0,730	0,850	0,900	0,94
0,4	0,385	0,400	0,518	0,647	0,801	0,867	0,92
0,5	0,294	0,308	0,428	0,568	0,751	0,833	0,90
0,6	0,222	0,235	0,339	0,474	0,702	0,800	0,88
0,8	0,121	0,131	0,224	0,363	0,603	0,733	0,84
1,0	0,063	0,069	0,136	0,255	0,505	0,667	0,80
1,2	0,030	0,034	0,078	0,171	0,419	0,601	0,76
1,4	0,014	0,016	0,043	0,109	0,334	0,532	0,72
1,6	0,006	0,007	0,022	0,066	0,273	0,466	0,68
1,8	0,002	0,003	0,010	0,038	0,198	0,395	0,64
2,0	0,001	0,001	0,006	0,021	0,144	0,320	0,60
2,5	0,0	0,0	0,001	0,003	0,063	0,127	0,50

мещению так называемого фронта фильтрации (или фронта поршневого вытеснения).

Из анализа приведенного решения следует, что при конвективном переносе, осложненном дисперсией, в водоносном пласте образуются три зоны, отличающиеся содержанием этого вещества (рис. 32).

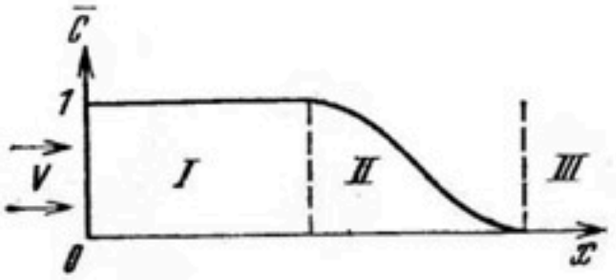


Рис. 32. Конвективная дисперсия в одномерном потоке:
$\bar{C}$ — относительная концентрация; *I, II-III* — номера зон

В зоне I, ближайшей к входному участку, концентрация вещества приближается к концентрации его на входе. В удаленной от входа зоне III сохраняется первоначальная концентрация $\bar{C}=0$. В средней зоне II в результате дисперсии происходит смешение поступающей воды с водой, находящейся в пласте ранее, и концентрация вещества изменяется здесь от $\bar{C}\approx 1$ до $\bar{C}\approx 0$.

Между точками с концентрацией $\bar{C}_1=0{,}99$ и $\bar{C}_2=0{,}01$ длина зоны дисперсии $L_д$ будет:

$$L_д \approx 6{,}6\sqrt{Dt/n}, \qquad (5.10)$$

т. е. зона дисперсии (или зона смешения) со временем увеличивается, однако ее абсолютная длина определяется в основ-

ном значении коэффициента D/n. При $D/n = 10^{-5} \div 10^{-2}$ см^2/с она не превышает нескольких десятков метров. В неоднородных, особенно в трещиноватых породах, как указывалось ранее, значения D могут быть выше и зона дисперсии соответственно большей.

С течением времени границы выделенных зон перемещаются в направлении фильтрационного потока. Первая зона при этом расширяется, и в конечном итоге во всех точках водоносного пласта, как и при поршневом вытеснении, со временем установится концентрация $\bar{C} \approx 1$. Однако, в отличие от чисто конвективного переноса дисперсия приводит к более раннему сроку появления вещества в рассматриваемом сечении пласта.

Если на входе в полуограниченный пласт задается условие III рода в виде (3.23), то решение практически совпадает с решением (5.6) при $\frac{Vx}{D} > 10$, т. е. уже на близком расстоянии от входа [2].

2. При кратковременном «пакетном» поступлении загрязняющего вещества в пласт вместо решения (5.7) получаем [137]:

$$\bar{C}(x, t) = 0{,}5\left[\operatorname{erfc}\frac{x - Vt/n}{2\sqrt{Dt/n}} - \operatorname{erfc}\frac{x - V(t - t_п)/n}{2\sqrt{Dt/n}}\right]. \qquad (5.11)$$

В данном случае из-за дисперсии границы «пакета» при фильтрации как бы размываются, вследствие чего длина пакета, у входа равная $l_п = Vt/n$, по мере его продвижения в пласте будет увеличиваться, а максимальная концентрация компонента $\bar{C}_{макс}$ — уменьшаться (рис. 33).

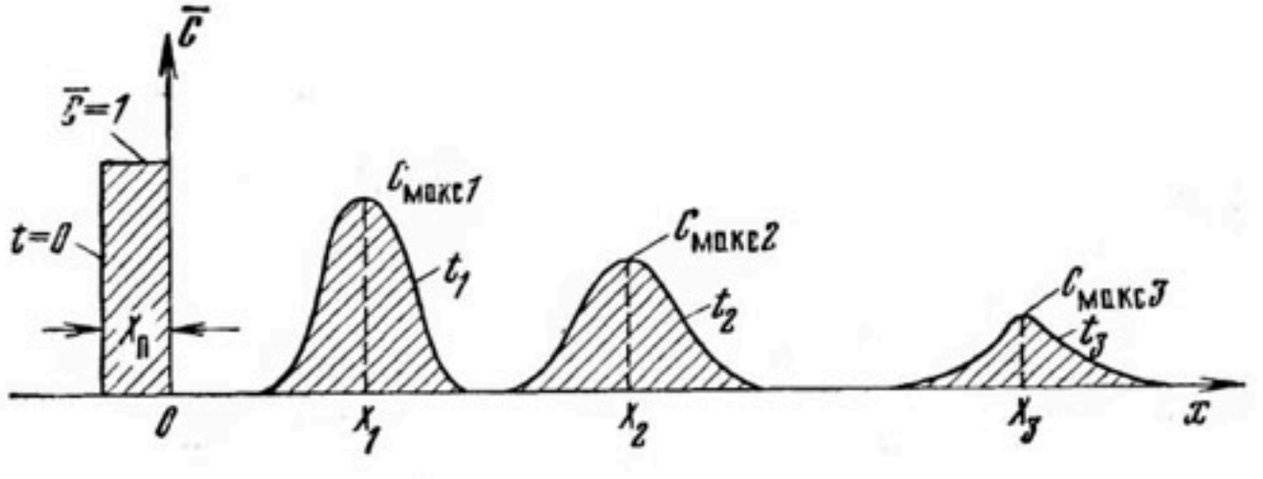


Рис. 33. Изменение концентрации вещества при «пакетном» запуске:
$l_п$ — длина пакета; x_1, x_2, x_3 — координаты точки с максимальной концентрацией в пакете в моменты времени t_1, t_2, t_3

Время $t_{макс}$ прихода максимальной концентрации вещества $\bar{C}_{макс}$ в точку x может быть найдено из (5.11) при условии

$\left.\frac{\partial \bar{C}}{\partial t}\right|_{t=t_{\text{макс}}} = 0.$ Анализ полученного решения показывает [126], что при $\frac{t_{\text{п}}}{t_{\text{макс}}} < 0{,}07$

$$t_{\text{макс}} \approx \frac{xn}{V} + 0{,}5t_{\text{п}}, \tag{5.12}$$

где $\frac{xn}{V} = t$ — время движения загрязнений от входа в пласт до данной точки x. Объединяя (5.11) и (5.12), можно определить $\bar{C}_{\text{макс}}$ [84]:

$$\bar{C}_{\text{макс}} = 0{,}5\left[\operatorname{erf}\frac{Vt_{\text{п}}/n}{4\sqrt{D\left(\frac{xn}{V}+0{,}5t_{\text{п}}\right)/n}} + \right.$$

$$\left. + \operatorname{erf}\frac{Vt_{\text{п}}/n}{4\sqrt{D\left(\frac{xn}{V}-0{,}5t_{\text{п}}\right)/n}}\right]. \tag{5.13}$$

Формула (5.13) позволяет решать такие задачи прогноза, как, например, определение $\bar{C}_{\text{макс}}$ на расстоянии x при известной длительности кратковременного загрязнения $t_{\text{п}}$ и заданных V, n, D; определение расстояния x, на котором при известном времени t произойдет снижение концентрации загрязняющего компонента до определенного значения $\bar{C}$ и др.

3. Если на входе в пласт концентрация загрязняющего компонента изменяется во времени по линейному закону, в любой точке пласта

$$\left.\begin{aligned} &\bar{C}(x, t) = \frac{t}{\theta_0} R_2(\xi, \eta) \\ &R_2(\xi, \eta) = 0{,}5\left[(1 - \xi/\eta)\operatorname{erfc}(\xi - \eta) + \right. \\ &\left. + (1 + \xi/\eta)\, e^{4\xi\eta}\operatorname{erfc}(\xi + \eta)\right] \end{aligned}\right\}. \tag{5.14}$$

Здесь θ_0 — длительность периода возрастания концентрации на входе от $C=0$ до $C=C_{\text{вх}}$. Остальные обозначения те же, что и в решении (5.6).

Значения функции $R_2(\xi, \eta)$ представлены в табл. 11 [19].

Более сложный закон изменения во времени концентрации компонента на входном участке может быть аппроксимирован несколькими отрезками прямых линий и тогда решение может быть получено путем сочетания решения (5.6) для скачкообразных изменений концентрации и решения (5.14) для линейных изменений. Задачи с периодическим изменением $C_{\text{вх}}$ рассматривались в работах [20, 104, 153].

Анализ имеющихся решений уравнения (3.19) для водоносного пласта ограниченной длины [2, 51, 73, 140] показывает, что

Таблица 11

Значения R_2

ξ	η					
	0,05	0,1	0,5	1,0	2,0	3,0
0,01	0,990	0,991	0,996	0,999	1,0	1,0
0,10	0,896	0,905	0,956	0,988	1,0	1,0
0,20	0,793	0,802	0,905	0,971	0,999	1,0
0,30	0,691	0,711	0,846	0,948	0,998	1,0
0,40	0,594	0,617	0,782	0,920	0,997	1,0
0,50	0,504	0,528	0,714	0,885	0,994	1,0
0,60	0,420	0,445	0,643	0,845	0,991	1,0
0,80	0,279	0,301	0,499	0,745	0,978	1,0
1,0	0,174	0,191	0,365	0,628	0,954	0,999
1,2	0,101	0,113	0,250	0,504	0,901	0,997
1,5	0,039	0,045	0,126	0,322	0,817	0,988
1,8	0,013	0,016	0,035	0,179	0,629	0,966
2,0	0,006	0,007	0,028	0,108	0,575	0,935
2,5	0,001	0,001	0,004	0,026	0,264	0,760

при значительных расстояниях до удаленного контура пласта, что обычно и имеет место при прогнозах качества подземных вод в связи с их загрязнением, можно с достаточной для практики точностью рассматривать вместо ограниченных полуограниченные пласты.

Распределение концентрации вещества с учетом поперечной дисперсии. В приведенных выше решениях учитывалась только дисперсия, происходящая в направлении скорости фильтрации. Между тем дисперсия наблюдается и в поперечном потоку направлении, причем особенно интенсивное рассеяние вещества в одномерном фильтрационном потоке отмечается при поступлении меченой жидкости не во все сечение, а в отдельные участки водоносного пласта.

Дисперсия в различных направлениях приводит к образованию сложных по своим очертаниям ареалов загрязнений в водоносных горизонтах. Особенно заметно это в условиях фильтрации загрязненных сточных жидкостей из накопителей, хвосто- и шламохранилищ и других типов промышленных бассейнов.

Задача прогноза формирования ареалов загрязнений с учетом двумерной дисперсии может быть рассмотрена на основе исходного уравнения (3.19), которое для изолированного пласта ($D_{1,2}=0$, $\varepsilon_{1,2}=0$) в декартовых координатах представляется в виде

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} - V_y \frac{\partial C}{\partial y} = n \frac{\partial C}{\partial t}, \qquad (5.15)$$

где индексами x, y обозначены соответствующие величины D и V в направлениях x, y.

Решение уравнения (5.15) для случая растекания и рассеяния веществ при фильтрации из источников загрязнения (в частности, из бассейнов промстоков) после прекращения подачи в них стоков получено Н. Н. Веригиным [34, 39].

Рассмотрим тот же процесс, но для постоянно действующего источника загрязнения, который схематически можно представить в виде вытянутого (удлиненного) бассейна. В этом случае фильтрация в плане практически является одномерной (вдоль оси x), а в разрезе — двумерной — по осям x и y (рис. 34).

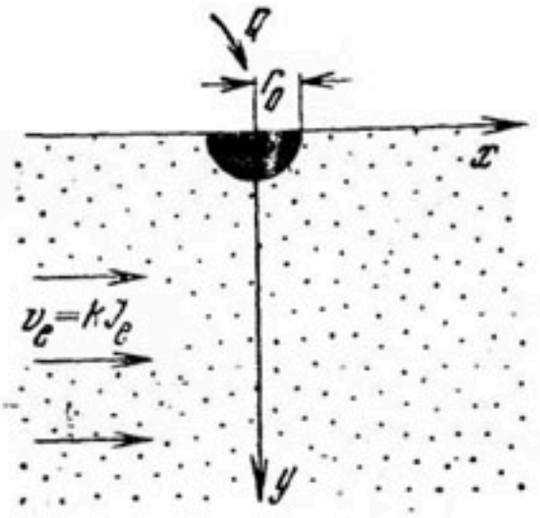


Рис. 34. Расчетная схема фильтрации и дисперсии загрязненных стоков из удлиненного бассейна

Будем считать, что дно бассейна имеет форму полуцилиндра относительно весьма малого радиуса r_0; длина бассейна $2l$ и мощность водоносного пласта велики, так что влияние подошвы пласта можно не учитывать ($m \to \infty$). При этих условиях выражение для напора (или повышения напора) ΔH в любой точке x, y и в любой момент времени t при более или менее длительной фильтрации $\left(\text{когда } t \gg 2{,}5\,\frac{x^2+y^2}{at}\right)$ можно представить следующим образом:

$$\Delta H = \frac{Q}{4\pi kl}\left(\ln R - \frac{1}{2}\ln(x^2+y^2)\right) - I_e x - \overline{\Delta\gamma}\, y. \qquad (5.16)$$

Здесь Q—суммарный расход бассейна; $R \approx 1{,}5\sqrt{at}$; a — коэффициент пьезопроводности; I_e — градиент естественного потока подземных вод (по оси x); $\overline{\Delta\gamma}$ — некоторая средняя величина так называемого «гравитационного градиента», обусловленного относительной разностью плотностей жидкости, фильтрующейся из бассейна (γ_1), и природных вод (γ_2).

Как видно из (5.16), составляющие скорости фильтрации $V_x = -k\frac{\partial(\Delta H)}{\partial x}$ и $V_y = -k\frac{\partial(\Delta H)}{\partial y}$ зависят от координат x, y и, кроме того, от концентрации C, поскольку величина $\Delta\gamma$ является функцией концентрации.

Строгое решение уравнения (5.15) в этом случае наталкивается на большие математические трудности. Практически оно может быть получено только численным методом.

Здесь мы даем решение данной задачи, принимая скорости V_x и V_y условно постоянными.

Несмотря на приближенность такого решения, оно все же дает возможность проследить некоторые закономерности миграции веществ в двумерном подземном потоке.

Введем новые переменные

$$u = y\sqrt{D_x/D_y},\ \overline{C} = C\exp(-\alpha x + \sigma u + \nu t), \tag{5.17}$$

где

$$\alpha = \frac{V_x^*}{2D_x^*},\quad \sigma = \frac{V_u^*}{2D_x^*},\quad \nu = \frac{V_x^{*2} + V_u^{*2}}{4D_x^*},$$

$$V_x^* = \frac{V_x}{n},\quad V_u^* = \frac{V_u}{n},\quad D_x^* = \frac{D_x}{n}.$$

Уравнение (5.15) удобно выразить в цилиндрических координатах

$$\frac{\partial^2\overline{C}}{\partial r^2} + \frac{1}{r}\frac{\partial\overline{C}}{\partial r} = \frac{1}{D_x^*}\frac{\partial\overline{C}}{\partial t} \qquad (r = \sqrt{x^2 + u^2}). \tag{5.18}$$

На контурах бассейна примем условие: $t>0$, $C=C_{вх}=\text{const}$.

$$\overline{C} = C_{вх}\exp(\nu t - \alpha x_0 + \sigma u_0). \tag{5.19}$$

При этом решение задачи представится в следующей форме:

$$C = C_{вх}\exp[\alpha(x - x_0) + \sigma(u - u_0)](R_1 - R_2); \tag{5.20}$$

$$R_1 = K_0\left(r\sqrt{\nu/D_x^*}\right) \Big/ K_0\left(r_0\sqrt{\nu/D_x^*}\right); \tag{5.21}$$

$$R_2 = \frac{2f_0}{\pi}\int_0^\infty \frac{\exp(-\nu t - \lambda^2 f_0)\,[I_0(\lambda\overline{r})\,N_0(\lambda) - I_0(\lambda)\,N_0(\lambda\overline{r})]\,\lambda d\lambda}{(\nu t + f_0\lambda^2)\,[I_0^2(\lambda) + N_0^2(\lambda)]}. \tag{5.22}$$

Здесь I_0 и N_0 — символы функции Бесселя от действительного аргумента соответственно первого и второго рода нулевого порядка,

$$f_0 = \frac{D_x^* t}{r_0^2},\quad \overline{r} = \frac{r}{r_0}.$$

Функция R_1, как видно из выражения (5.21), не зависит от времени и характеризует собой стационарное распределение концентрации $C(x, u, t=\infty)$ по всей рассматриваемой области фильтрации.

Функция R_2 зависит от времени и координат, причем, как следует из структуры выражения этой функции, практически

значение ее уменьшается (по сравнению с функцией R_1) довольно быстро и при $t \to \infty$ $R_2 \to 0$.

Таким образом, ареал загрязнений и распределение изолиний концентрации загрязнений в мощном водоносном пласте со временем приобретают стационарное положение. Это обстоятельство подкрепляется данными полевых наблюдений, поучительные примеры которых приводятся, например, в работах В. А. Грабовникова, Б. Г. Самсонова и др. [47].

Рассмотрим подробнее функцию R_1. Учитывая, что обычно ν/D_x^* велико, можно воспользоваться разложением функции Бесселя

$$K_0(z) \approx \frac{e^{-z}}{\sqrt{2z/\pi}}.$$

При этом, полагая $R_2=0$ и используя принятые обозначения для α, σ и ν, вместо (5.20) получим

$$\overline{C} = \frac{C(x, u, t \to \infty)}{C_{вх}} = \sqrt{\frac{r_0}{r}} \exp \frac{0{,}5}{D_x^*} [V_x(x - x_0) + V_u(u - u_0) - V_r(r - r_0)], \quad (5.23)$$

где

$$V_r = \sqrt{V_x^2 + V_u^2}.$$

При $r=r_0$, $x=x_0$, $u=u_0$, $C=C_{вх}$, а при $r=\infty$, x, $u=\infty$, $\overline{C}=0$. Следовательно, в рассматриваемой схеме ареал фильтрующихся растворенных веществ имеет ограниченные размеры и за его пределами в водоносном пласте сохраняется фоновая концентрация этих веществ в естественных условиях (точнее, до начала фильтрации из бассейна).

На рис. 35 показаны контуры ареалов загрязнения подземных вод, рассчитанные по (5.23) при следующих параметрах: $Q=2500$ м³/сут; $2l=500$ м; $r_0=2$ м; $k=50$ м/сут; $I_e=0{,}001$; $D_x^*=D_y^*=0{,}1$ м²/сут; $\overline{\Delta\gamma}=0$ (рис. 35, *а*) и $\overline{\Delta\gamma}=0{,}0004$ (рис. 35, *б*).

Обращает на себя внимание существенное значение в формировании ареала загрязнений гравитационного потенциала $\overline{\Delta\gamma}$. При $\overline{\Delta\gamma}=0$ ареал загрязнения будет занимать верхнюю часть пласта. С удалением от хранилища концентрации снижаются, а мощность загрязненной толщи пород постепенно увеличивается. В случае $\overline{\Delta\gamma}>0$ фильтрационный поток из хранилища погружается в глубь пласта, а на поверхности водоносного горизонта интенсивное загрязнение может и не проявиться. При $D_x>D_y$ размеры ареала загрязнения по оси z будут меньше указанных на рис. 35.

Изменение концентрации загрязняющего вещества при $\overline{\Delta\gamma}=0{,}0004$ по глубине водоносного пласта на разном расстоянии от хранилища ($x=20$ м и $x=75$ м) показано на рис. 36.

Характер распределения концентраций загрязнений в подземных водах по (5.23) в общем соответствует натурным данным, что видно из сопоставления рис. 35, *б* и рис. 37, на котором приведены результаты гидрогеологических изысканий и наблю-

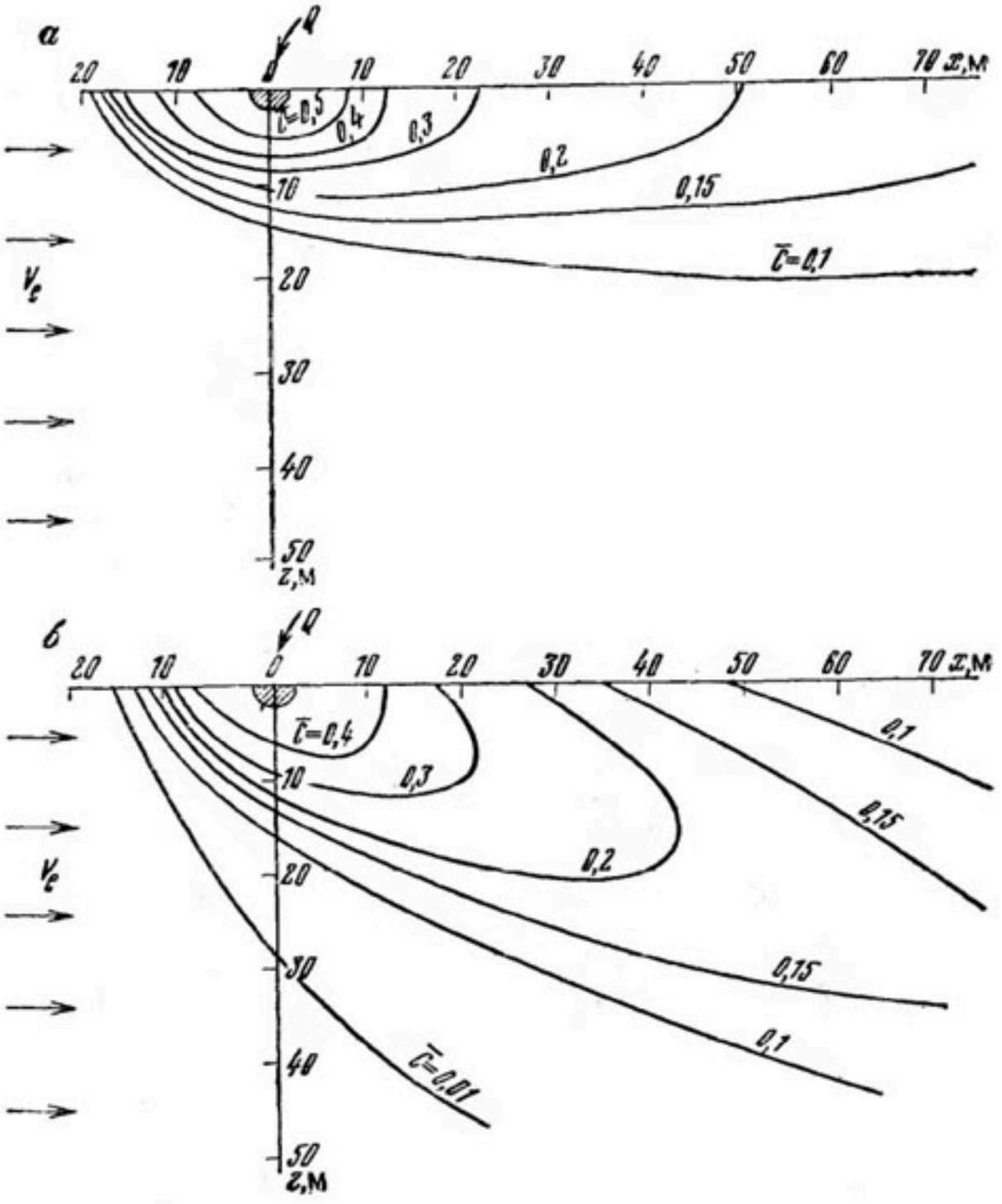


Рис. 35. Ареал распространения загрязнений в подземных водах в районе хранилища при $\frac{Q}{2l}=5$ **м²/сут,** $Kl_e=0{,}05$ **м/сут,** $D_x^*=D_y^*=0.1$ **м²/сут.**

Поступление загрязненных вод: *а* — с малой минерализацией ($\overline{\Delta\gamma}=0$); *б* — с повышенной минерализацией ($\overline{\Delta\gamma}=0{,}0004$)

дений за составом подземных вод в районе неэкранированного хвостохранилища, содержащего сточные воды с минерализацией 5—9 г/л [46].

Отметим в заключение, что численные и аналитические решения уравнения (5.15) для некоторых схем с тем или иным приближением даются в работах [141, 143] и др.

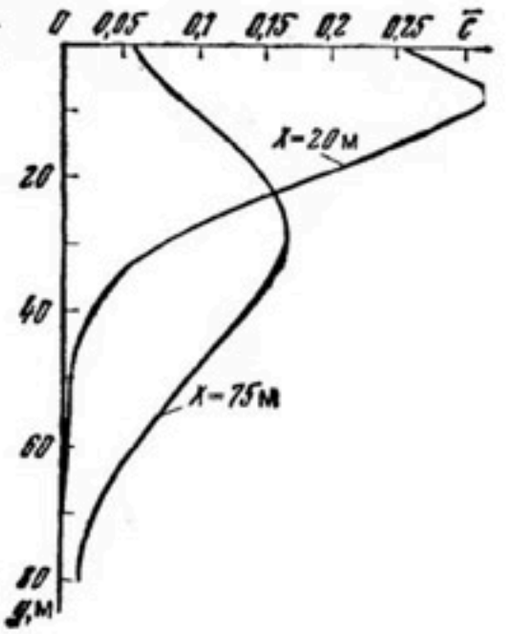


Рис. 36. Изменение концентрации загрязнений в подземных водах по глубине пласта при $\overline{\Delta\gamma}=0{,}0004$ (x — расстояние от хранилища)

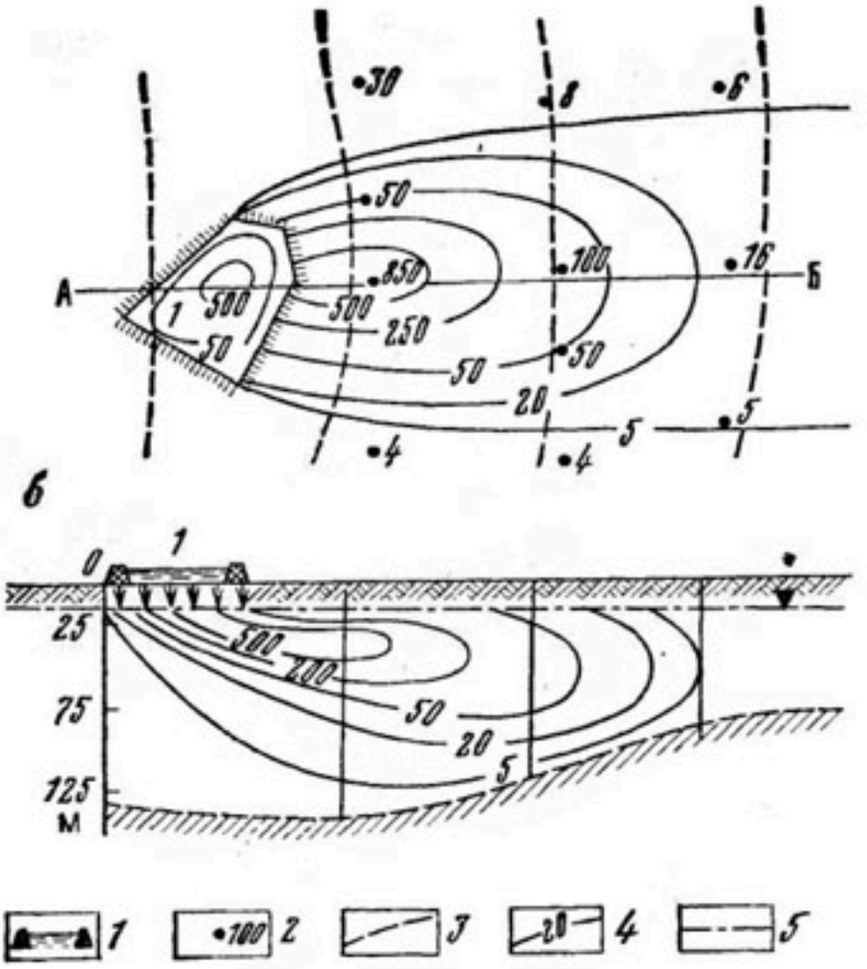


Рис. 37. Схема распространения загрязнения в подземных водах (по В. А. Грабовникову)
а — план; *б* — разрез по линии А—Б: *1* — хвостохранилище, *2* — скважина и содержание микрокомпонента в мкг/л; *3* — гидроизогипсы; *4* — изолинии содержания микрокомпонента в мкг/л; *5* — уровень подземных вод

РЕШЕНИЕ УРАВНЕНИЯ МИГРАЦИИ СОРБИРУЮЩИХСЯ КОМПОНЕНТОВ

Изолированный пласт. К поглощению вещества в породе при фильтрации загрязненных вод, как указывалось выше, может привести кроме собственно сорбционных процессов также задержка вещества в закрытых «тупиковых» порах и ряд других явлений. Для суммарной оценки кинетики этих процессов представляется возможность использовать уравнение (2.7) главы 2, в котором коэффициенты α и β следует рассматривать как обобщенные параметры, определяемые опытным путем, а N — как суммарное количество вещества, сорбированное и задержанное породой.

Решением (2.7) является [23, 25]

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \alpha \int_0^t \frac{\partial C}{\partial t} e^{-\alpha\beta (t-\tau)}\, d\tau. \tag{5.24}$$

При подстановке (5.24) в уравнение (3.19) главы 3 (как и прежде, при $D_{1,2}=0$ и $\varepsilon_{1,2}=0$) имеем:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V \frac{\partial C}{\partial x} = n \frac{\partial C}{\partial t} + n\alpha \int_0^t \frac{\partial C}{\partial t} e^{-\alpha\beta (t-\tau)}\, d\tau. \tag{5.25}$$

Выражение в правой части, отражающее кинетику поглощения вещества при фильтрации, показывает, что изменение концентрации C во времени происходит как бы в зависимости от двух видов пористости — одна из них постоянная, а другая изменяется во времени по закону экспоненты. Поэтому в данном случае процесс поглощения вещества можно формально свести к конвективно-молекулярному переносу в среде с изменяющейся во времени пористостью. Это сходно с фильтрацией в трещиноватых, а также в слоистых водоносных пластах [25, 103, 124, 145].

При $D=0$ и условиях:

$$\left.\begin{aligned} &t = 0, \quad C = 0 \\ &t > 0, \quad x = 0, \quad C = C_{\text{вх}} \\ &x \to \infty, \quad C = 0 \end{aligned}\right\} \tag{5.26}$$

решение уравнения (5.25) имеет вид [99]

$$\overline{C} = \frac{C}{C_{\text{вх}}} = F(\eta, \tau), \tag{5.27}$$

где

$$\eta = \frac{\alpha x n}{V}, \quad \tau = \alpha\beta \left(t - \frac{xn}{V}\right).$$

Функция $F(\eta, \tau)$ вычислена в работе [85] и в виде таблицы приведена в прилож. 4 настоящей книги.

Из (5.27) следует, что и при отсутствии дисперсии ($D=0$) на границе между фильтрующейся загрязненной и пластовой водой имеется участок, на котором концентрация компонента вследствие проявления кинетики сорбции постепенно снижается от $\bar{C}=1$ до $\bar{C}=0$.

Это обстоятельство можно проиллюстрировать асимптотическими решениями уравнения (5.25) — для малых и больших периодов времени.

В первом случае $\left(\text{при времени порядка } t \leqslant \frac{0,1}{\alpha\beta}\right)$

$$\bar{C} \approx e^{-\frac{n\alpha x}{V}} f(t-\lambda), \quad \lambda = \frac{nx}{V}, \tag{5.28}$$

во втором случае $\left(\text{порядка } t \geqslant \frac{10}{\alpha\beta}\right)$.

$$\bar{C} \approx f(t-\lambda), \quad \lambda = \frac{nx}{V^*}, \quad V^* = V\frac{\beta}{1+\beta}. \tag{5.29}$$

В этих формулах f — единичная функция; $f=1$ при $t>\lambda$ и $t=0$ при $t<\lambda$.

Из формулы (5.28) следует, что по пути фильтрации концентрация в результате сорбции уменьшается, однако при более значительных временах, как видно из формулы (5.29), сорбционный фронт движется так же, как фронт нейтральной, несорбирующейся примеси (по поршневой схеме), но с отставанием от него (поскольку $V^*<V$).

Формула (5.29) показывает также, что при длительной фильтрации кинетикой сорбционных процессов вообще можно пренебрегать (в эту формулу параметр скорости α не входит) и считать этот процесс равновесным.

К такому же выводу приводит рассмотрение уравнения (5.25) с учетом дисперсии, т. е. при $D\neq 0$. Для этого случая полное решение получено в работе [145]. Приближенно, когда учитывается режим параллельного переноса и граничное условие на входе ставится при $x=-\infty$, В. М. Шестаковым получено следующее выражение [85]:

$$\bar{C} \approx 0,5 \operatorname{erfc} \xi, \tag{5.30}$$

где

$$\xi = \frac{nx - Vt}{2\sqrt{a(Vt-nx)}}, \quad a = \frac{Vn}{\alpha\beta} + \frac{\beta n D}{V}.$$

Если же принять условие $C=C_{вх}$ при $x=0$, асимптотическое решение уравнения (5.25) для малых и больших моментов времени получается в таком виде [25, 81, 93]:

$$\bar{C} \approx 0,5\left[e^{-2\xi\eta}\operatorname{erfc}(\xi-\eta) + e^{2\xi\eta}\operatorname{erfc}(\xi+\eta)\right] e^{\frac{Vx}{2D}}. \tag{5.31}$$

Обозначения здесь следующие:

для малых моментов времени $\left(\text{порядка } t \leqslant \frac{0{,}1}{\alpha\beta}\right)$

$$\xi = \frac{x}{2\sqrt{Dt/n}}, \quad \eta = \sqrt{\left(\frac{V^2}{4nD} + \alpha\right) t}; \tag{5.32}$$

для больших моментов времени $\left(\text{порядка } t \geqslant \frac{10}{\alpha\beta}\right)$

$$\xi = \frac{x}{2\sqrt{Dt\beta/n\,(1+\beta)}}, \quad \eta = \sqrt{\frac{V^2\beta t}{4\,(1+\beta)\,Dn}}. \tag{5.33}$$

Для последнего случая при $t \to \infty$ вместо (5.31) имеем: $\bar{C} = 1$. Это означает, что при постоянном поступлении загрязнений они теоретически в любом пункте пласта достигают такой же концентрации, как и в источнике загрязнений. Однако, как видно из приведенных решений, при хорошо сорбирующихся веществах (когда $\beta \ll 1$) происходит существенное замедление движения фронта фильтрации раствора по сравнению с движением несорбирующегося вещества.

Зона дисперсии в условиях сорбции приближенно может быть определена по следующей формуле:

$$L_д \approx 6{,}6\sqrt{Dt\beta/n\,(1+\beta)}, \tag{5.34}$$

т. е. сорбция приводит к сокращению длины зоны дисперсии, причем тем большему, чем лучше сорбируется вещество (соответственно, чем меньше коэффициент β).

При пакетном запуске сорбирующегося вещества скорость движения пакета и его длина также уменьшаются по сравнению с движением пакета несорбирующегося вещества (с учетом замены V на V^*). Снижение максимальной концентрации вещества при фильтрации сорбирующегося пакета будет более значительным, чем это было бы для несорбирующегося вещества.

При фильтрации пакета с сорбирующимся веществом вытесняющая его чистая вода может оказывать десорбирующее действие с параметрами десорбции α' и β', отличающимися в общем случае от параметров сорбции α и β.

Десорбция приводит к перемещению ранее сорбированного вещества и удлиняет, таким образом, путь распространения вещества. Полное исчезновение из раствора сорбирующегося компонента, попавшего в пласт в виде пакета, произойдет через время t [85]

$$t = t_п\left[1 - \frac{(1+\beta')\,\beta}{\beta'\,(1+\beta)}\right]^{-1}, \tag{5.35}$$

где $t_п$ — длительность поступления раствора в пласт.

Если принять кинетику сорбции по формуле (2.8) главы 2, характеризующей неограниченную емкость поглощения пласта, то исходное уравнение примет вид

$$D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V\frac{\partial C}{\partial x} = n\frac{\partial C}{\partial t} + n\alpha C. \tag{5.36}$$

Решение этого уравнения при условиях (5.26) выразится по формуле (5.31), в которой функции ξ и η следует принимать для малых моментов времени по (5.32).

При весьма значительных временах, когда можно положить $t\to\infty$, решение уравнения (5.36) выразится следующим образом:

$$\overline{C} = \exp\left[-\frac{Vx}{2D}\left(\sqrt{1+\frac{4Dn\alpha}{V^2}}-1\right)\right]. \tag{5.37}$$

При $D=0$ решением уравнения (5.36) будет

$$\overline{C} = e^{-\frac{\alpha x n}{V}} f(t-\lambda), \quad \lambda = \frac{nx}{V}, \tag{5.38}$$

где $f=0$ при $t<\lambda$ и $f=1$ при $t>\lambda$.

Следовательно, и в данном случае концентрация загрязняющего вещества уменьшается от входного сечения в глубь пласта, но в каждом сечении величина ее во времени остается постоянной.

Длина участка фильтрации, на котором происходит основное снижение концентрации, зависит от α, V и n; при $\alpha \leqslant 0{,}01\frac{V}{nx}$ снижения концентрации практически вообще не происходит и фронт фильтрации движется по схеме поршневого вытеснения; если же α — значительно, то потеря вещества за счет сорбции (поглощения) оказывается немалой.

Типовые графики $C(t)$ и $C(x)$ при рассматриваемой кинетике реакции по формуле (2.8) в случаях $D\neq 0$ и $D=0$ показаны на рис. 38. Ширина зоны, в которой C изменяется от 0,99 до 0,01, составляет:

с учетом дисперсии при $t\to\infty$ (из формулы (5.37))

$$L_д \approx 9{,}3\frac{D}{V\left(\sqrt{1+\frac{4Dn\alpha}{V^2}}-1\right)}, \tag{5.39}$$

без учета дисперсии при $t>\lambda=\frac{nx}{V}$ (из формулы (5.38))

$$L_д \approx 4{,}6\frac{V}{\alpha n}. \tag{5.40}$$

Координата фронта фильтрации $x_ф$, соответствующая $\overline{C}\approx 0{,}5$, определяется из следующих соотношений:

с учетом дисперсии при $t\to\infty$

$$x_ф = 1{,}4D\left[V\left(\sqrt{1+\frac{4Dn\alpha}{V^2}}-1\right)\right]^{-1}, \tag{5.41}$$

без учета дисперсии

$$x_{\Phi} = 0{,}7\,\frac{V}{\alpha n}. \qquad (5.42)$$

Приведенные решения уравнения (5.36) справедливы также для описания процессов радиоактивного распада вещества и других химических реакций, сопровождающихся окислением, осаждением компонентов и в связи с этим — убылью их из фильтрующегося раствора.

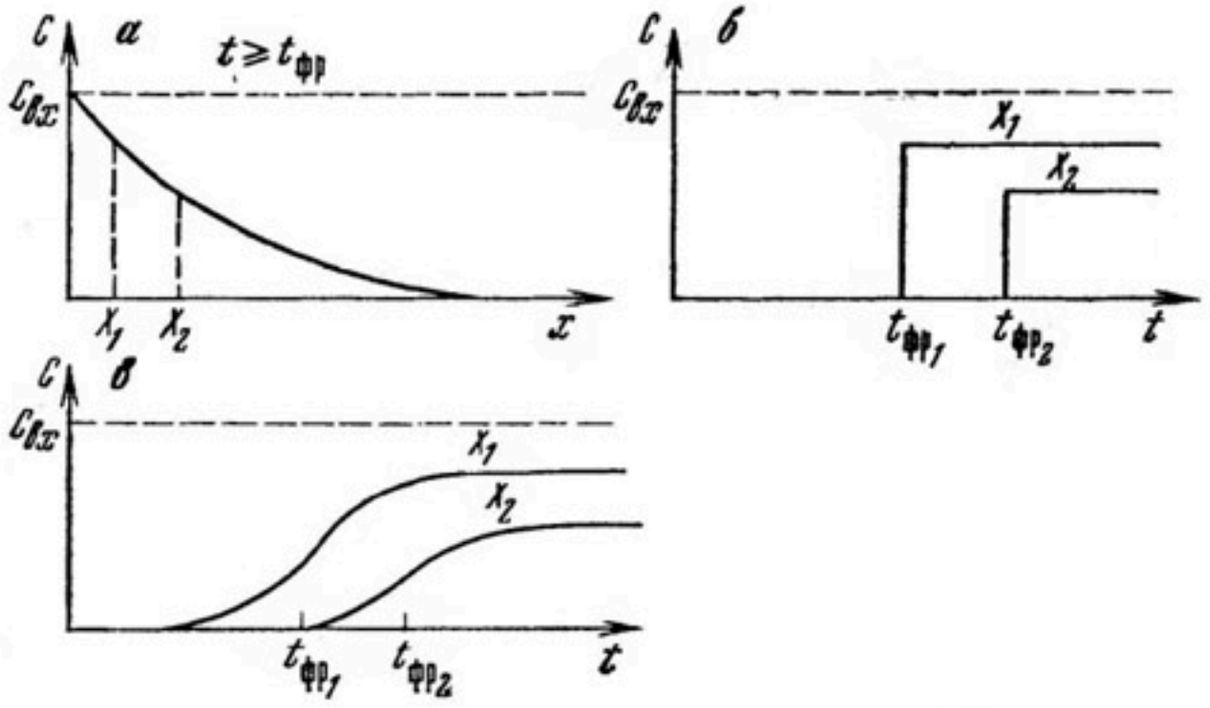


Рис. 38. Графики $C(x)$ и $C(t)$ при кинетике реакции по формуле $\frac{\partial N}{\partial t} = \alpha C$:

а, б — без дисперсии; в — с дисперсией

Диффузионный отток загрязнений в слои кровли и подошвы.

Миграция загрязнений в слои кровли и подошвы диффузионным путем может быть оценена также на основе решения уравнения (3.19) при $\varepsilon_1 = \varepsilon_2 = 0$. Такого рода решения рассматривались в работах [21, 85, 99].

Уравнение (3.19) в этом случае имеет вид (рис. 39)

$$D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V\frac{\partial C}{\partial x} = n\frac{\partial C}{\partial t} + n\frac{\partial N}{\partial t} - \frac{D_1}{m}\frac{\partial C_1}{\partial z}\Big|_{z_1} + \frac{D_2}{m}\frac{\partial C_2}{\partial z}\Big|_{z_2}. \qquad (5.43)$$

Здесь C, C_1, C_2 и D, D_1, D_2 — концентрации и коэффициенты дисперсии соответственно в основном пласте и в слоях кровли и подошвы; m — средняя мощность основного пласта.

Производные $\frac{\partial C_1}{\partial z}\Big|_{z_1}$ и $\frac{\partial C_2}{\partial z}\Big|_{z_2}$ определяются из уравнений

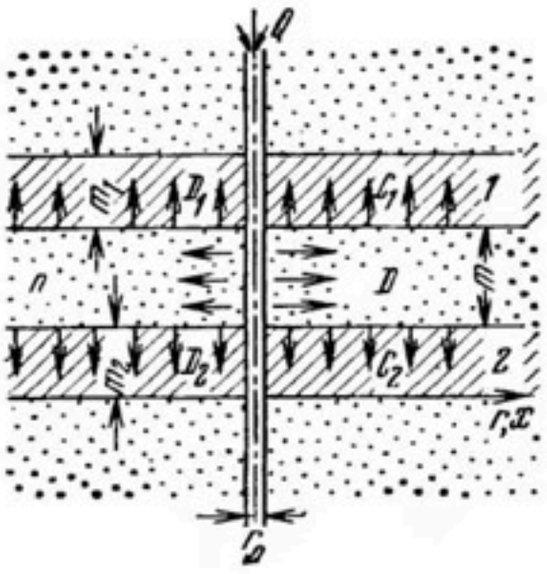


Рис. 39. Схема к расчету миграции загрязненных стоков в слоистую толщу: *1, 2* — номера слабопроницаемых слоев

$$D_{1,2}\frac{\partial^2 C_{1,2}}{\partial z^2} = n_{1,2}\frac{\partial C_{1,2}}{\partial t} + n_{1,2}\frac{\partial N_{1,2}}{\partial t}. \qquad (5.44)$$

Решение системы (5.43) и (5.44) с учетом кинетики сорбции по (2.7) при длительной фильтрации $\left(\text{когда } t > \frac{10}{\alpha\beta} \text{ и } t > \frac{10}{\alpha_{1,2}\beta_{1,2}}\right)$ и условии, что в смежных водоносных пластах (над и под слабопроницаемыми слоями кровли и подошвы) концентрация прослеживаемого компонента сохраняется постоянной (т. н. «открытая схема») получается в форме (5.31) при следующих значениях функций ξ и η:

$$\xi = \frac{x}{2\sqrt{Dt/nA}}, \quad \eta = \sqrt{\left(\frac{V^2}{4Dn} + E\right)\frac{t}{A}}, \qquad (5.45)$$

$$A = \frac{1+\beta}{\beta} + \frac{n_1 m_1}{3nm}\left(\frac{1+\beta_1}{\beta_1}\right) + \frac{n_2 m_2}{3nm}\left(\frac{1+\beta_2}{\beta_2}\right).$$

$$E = \frac{D_1}{nmm_1} + \frac{D_2}{nmm_2}.$$

Из приведенного решения следует, что в пределе, когда $t \to \infty$, при поставленных условиях это решение приобретает вид (5.37).

Вместе с тем анализ этого решения показывает, что при более или менее значительных мощностях слоев кровли и подошвы, а именно когда

$$m_{1,2} \geqslant (1{,}5 \div 2)\sqrt{\frac{D_{1,2}\cdot\beta_{1,2}}{1+\beta_{1,2}}}, \qquad (5.46)$$

влиянием смежных водоносных пластов, расположенных выше и ниже слабопроницаемых кровли и подошвы, можно пренебрегать, т. е. принимать, что $m_{1,2} \to \infty$. В этом случае, если в основ-

ном пласте не учитывать дисперсии, т. е. в уравнении (5.43) положить $D=0$, решение этого уравнения совместно с уравнениями (5.44) приводит к следующему результату:

$$\left.\begin{aligned} \overline{C} &= \operatorname{erfc}\left(\frac{Bx}{2V\sqrt{t-\lambda}}\right) f(t-\lambda) \\ B &= \frac{1}{m}\left(\sqrt{D_1(1+\beta_1)n_1/\beta_1} + \sqrt{D_2(1+\beta_2)n_2/\beta_2}\right. \end{aligned}\right\}, \qquad (5.47)$$

причем $f=0$ при $t<\lambda$ и $f=1$ при $t>\lambda$,

$$\lambda = x(1+\beta)n/V\beta.$$

Из решения (5.47) вытекает, что, как и в случае сорбции, несмотря на то, что в основном фильтрующем пласте дисперсия не учитывается, в результате оттока загрязнений в слои кровли и подошвы здесь образуется переходная зона, в которой концентрация загрязняющего компонента по пути фильтрации изменяется от $\overline{C}=1$ до $\overline{C}=0$, причем эта переходная зона со временем увеличивается. В границах между $\overline{C}=0{,}99$ и $\overline{C}=0{,}01$ ширина переходной зоны определится из соотношения

$$L \approx 6{,}6\frac{V}{B}\sqrt{t-\lambda}\,. \qquad (5.48)$$

Координата точки, в которой $\overline{C}\approx 0{,}5$ (фронт фильтрации), будет

$$x_\Phi \approx \frac{V\sqrt{t-\lambda}}{B}, \qquad (5.49)$$

где обозначения те же, что и в формулах (5.47).

Все приведенные решения для случаев, когда не учитывается дисперсия в основном фильтрующем пласте, справедливы не только для плоскопараллельных потоков, но также для радиальной схемы фильтрации, если в них положить $x=r^2-r_0^2$ и $V=\frac{Q}{nm}$ (r_0 — радиус кругового контура источника загрязнения; Q — фильтрационный расход из него). Миграция в радиальном потоке рассмотрена в работах [20, 126, 144].

Следует в заключение отметить, что формулы (5.47) при $D_1=D_2$ и $\beta_1=\beta_2=\infty$ совпадают с известной формулой Ловерье для теплопереноса в нефтеводоносных пластах [146].

МИГРАЦИЯ БИОЛОГИЧЕСКИХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

Имеющиеся немногочисленные экспериментальные данные по кинетике сорбции микроорганизмов [83] позволяют предполагать, что для прогноза миграции биологических загрязнений можно исходить из нелинейной кинетики сорбции (2.6) при $\beta^*=0$ (см. гл. 2). При этом, если принять D, $D_{1,2}=0$ и $\varepsilon_{1,2}=0$, то

из (3.19) получим следующее уравнение для изолированного пласта:

$$-V\frac{\partial C}{\partial x}=n\frac{\partial C}{\partial t}+n\alpha(N_0-N)C, \tag{5.50}$$

где N_0 — полная сорбционная емкость грунта по отношению к биологическим загрязнениям.

Уравнение (5.50) рассматривалось в работах [37, 130], посвященных вопросам фильтрации малоконцентрированных суспензий и эмульгированных нефтепродуктов в пористых средах.

При $C=C_{вх}=\text{const}$ и $V=\text{const}$ решение уравнения (5.50) имеет вид [37]

$$\overline{C}=\frac{C}{C_{вх}}=[1+e^{-\alpha^0 t+\beta^0 x}-e^{-\alpha^0 t}]^{-1}, \tag{5.51}$$

$$\alpha^0=\alpha\frac{C_{вх}}{\delta},\quad \beta^0=\frac{\alpha N_0}{V\delta},$$

где δ — плотность бактериальной массы.

Обобщенный параметр сорбции α^0 (1/сут), таким образом, зависит от начального содержания микроорганизмов, а обобщенный параметр β^0 (1/м) — от скорости фильтрации и предельной емкости поглощения микроорганизмов.

Особенности адсорбции того или иного вида бактерии грунтами определенного строения и гранулометрического состава, следовательно, должны найти свое отражение в параметрах α^0 и β^0. Для их определения по экспериментальным данным удобно воспользоваться выражениями, вытекающими из (5.51):

$$\left.\begin{aligned}\alpha^0&=\frac{1}{t_2-t_1}\ln\frac{\overline{C}_2(1-\overline{C}_1)}{\overline{C}_1(1-\overline{C}_2)}\\ \beta^0&=\frac{1}{x}\ln\left[1+\frac{1-\overline{C}}{\overline{C}}e^{\alpha^0 t}\right]\end{aligned}\right\} \tag{5.52}$$

Здесь $\overline{C}_1$ и $\overline{C}_2$ — относительные концентрации микроорганизмов в воде на расстоянии x от входного сечения на моменты времени t_1 и t_2, отсчитываемые от начала фильтрации воды, содержащей микроорганизмы.

Обработка опытных данных по фильтрации воды, содержащей бактерии Esh. Coli и Фаг MS_2 (см. гл. 2), по (5.51)—(5.52) дала следующие значения сорбционных параметров α^0 и β^0 (табл. 12).

В соответствии с (5.51)

$$C_{вх}/N_0=\alpha^0/\beta^0 V. \tag{5.53}$$

Для опыта 1 (см. табл. 12) $C_{вх}/N_0\approx\frac{1}{50}$, т. е. поступающее с водой количество микроорганизмов было в 50 раз меньше предельной емкости поглощения.

Таблица 12

Адсорбция микроорганизмов при фильтрации загрязненных вод в песках

Номер опыта	Размер зерен песка, $d_{эф}$, мм	Точки отбора проб x, см	Скорость фильтрации v, м/сут	Активная пористость, n	Начальное заражение воды $C_{вх}$, мкр. т/л	Параметры адсорбции		
						α^0, 1/сут	β_0, 1/м	N_0, мкр. т/л
1	0,2	20, 40, 60	1,0	0,195	Esh. Coli $(1,8 \div 2,4) \cdot 10^4$	0,085	4,26	$1 \cdot 10^6$
					Фаг MS_2	0,062	20,4	
2	0,2	24, 46, 77, 90	1,78	0,215	Esh. Coli $(1,6 \div 9,3) \cdot 10^5$	0,263	8,70	$3 \cdot 10^7$
3	0,5—1,0	29, 51, 75, 90	1,78	0,254	Esh. Coli $(2 \div 9) \cdot 10^5$	0,205	8,50	$4 \cdot 10^7$

Экспериментально определенные значения $\bar{C}$ в целом близки к расчетной кривой, построенной по уравнению (5.51) при указанных в табл. 12 значениях параметров α^0 и β^0. Это уравнение позволяет также сделать прогноз расстояния $X_{\bar{C}}$, на котором концентрация микроорганизмов к моменту времени t составит то или иное заданное значение $\bar{C}$.

ИЗМЕНЕНИЕ СОСТАВА ПОДЗЕМНЫХ ВОД ПРИ РАСТВОРЕНИИ ПОРОДЫ

При фильтрации загрязненной воды, растворяющей отдельные составляющие твердого скелета или цемента водоносной породы, минерализация подземных вод может увеличиться, при этом концентрация переходящего в раствор вещества будет изменяться по пути фильтрации от начального значения $C_{вх}$ (в частности, $C_{вх}=0$) до концентрации насыщения $C_н$.

Характер зависимости $C=f(x, t)$ при фильтрации в породе, содержащей дисперснорассеянные частицы водорастворимого вещества, подробно изучен в экспериментах [76]. Показано, что при поступлении в породу воды, в которой содержание данного вещества $C_{вх}<C_н$, в засоленной породе в направлении фильтрационного потока формируются три зоны (рис. 40).

1. Зона А — прилегает к входному сечению и охватывает участок уже выщелоченной, обессоленной породы. Здесь содержание твердой соли в породе $N=0$, а растворенной соли в воде $C=C_{вх}$.

2. Зона Б — «активная», в пределах которой происходит растворение твердой соли, переход ее в раствор с постепенным увеличением концентрации в растворе от $C_{вх}$ до $C_н$ и увеличением

содержания твердой соли от 0 до начального содержания N_0.

3. Зона В — охватывает всю невыщелоченную породу. В ней проходит уже практически насыщенный поток ($C \approx C_н$), лишенный растворяющей способности, и поэтому здесь $N = N_0$.

Формирование указанных трех зон проходит в две стадии. В первую из них в грунте имеются только зоны Б и В; зона А появляется к концу этой стадии, спустя время T_0 после начала фильтрации.

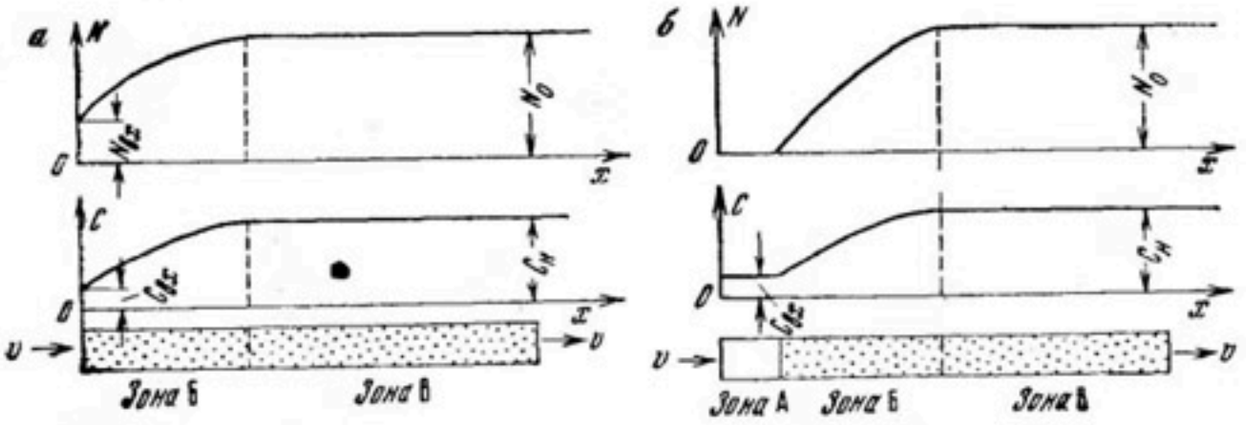


Рис. 40. Схема формирования зон при фильтрации воды в засоленном грунте:
а — первая стадия; *б* — вторая стадия

Во вторую стадию, т. е. после возникновения зоны А, происходит перемещение границ выделенных зон в направлении потока, причем при постоянной скорости фильтрации длина зоны А возрастает, зоны Б — практически не изменяется, зоны В — убывает.

При скорости фильтрации $V(x, t)$ длина зоны Б будет переменной. Размеры зон и скорость их перемещения зависят не только от скорости фильтрации, но и от начального засоления грунта (количества твердых солей, размера и форм частиц соли). Количественное описание этого процесса дано в работах [32, 33, 76].

Если принять исходное дифференциальное уравнение баланса (3.19) при D, $D_{1,2}=0$ (поскольку при значительной скорости фильтрации дисперсией по сравнению с конвективным переносом можно пренебречь), а также $\varepsilon_{1,2}=0$ и $\frac{\partial C}{\partial t}=0$, т. е. рассматривать процесс растворения в стационарных условиях, а уравнение кинетики — в форме (2.13), то получим

$$V\frac{\partial C}{\partial x} - \alpha_р (C_н - C)\sqrt{N} = 0. \qquad (5.54)$$

При $C_{вх}=\text{const}$ ($C_{вх}<C_н$) количество твердых солей во входном сечении уменьшается со временем по следующему выражению, полученному непосредственным интегрированием кинетического уравнения (2.13):

$$N_{вх} = \left[\sqrt{N_0} - \frac{\alpha_р}{2}(C_н - C_{вх})\,t\right]^2. \qquad (5.55)$$

Растворимые включения полностью исчезнут здесь к моменту T_0:

$$T_0 = \frac{2\sqrt{N_0}}{\alpha_р (C_н - C_{вх})}. \qquad (5.56)$$

Как показывают эксперименты, даже для слаборастворимых соединений, например гипса, время T_0 сравнительно мало. К этому времени, при условиях $C(\infty, t) = C_н$ и $N(\infty, t) = N_0$, распределение солей в воде имеет вид [33]

$$\overline{C}(x, T_0) = \frac{C_н - C}{C_н - C_{вх}} = \left[\mathrm{ch}^2\left(\frac{\alpha\sqrt{N_0}}{2V}\,x\right)\right]^{-1}. \qquad (5.57)$$

При $t > T_0$ (вторая стадия) зависимость для $\overline{C}$ аналогична, но вместо x в ней нужно принимать $(x—l)$, где l — длина выщелоченной зоны А, определяемая по выражению [76]

$$l = (t - T_0)\frac{(C_н - C_{вх})\,V}{N_0}. \qquad (5.58)$$

В работе [3] показано, что выражение (5.58) справедливо при любом способе размещения растворимого вещества относительно нерастворимого скелета породы.

Четкие границы между выделенными зонами образуются только при равномерном засолении и однородной водопроницаемости породы, когда отсутствует заметное влияние дисперсии.

Рассмотрение массопереноса растворяющихся при фильтрации твердых веществ для случаев, когда засоление неравномерно, и с учетом $D \neq 0$, $V \neq \mathrm{const}$ проведено в работах [2, 96, 131].

Уравнение кинетики (2.13), с использованием которого получены предыдущие формулы, основано на предпосылке об изменении поверхности растворяющихся частиц соли [33, 76]. Если это не учитывать, то можно применить кинетическое уравнение (2.14). В этом случае исходное дифференциальное уравнение (3.19) при $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$ примет вид

$$D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V\frac{\partial C}{\partial x} + n\alpha_р (C_н - C) = 0, \qquad (5.59)$$

причем, как показано в работе [33], для первой стадии условия задачи формулируются так:

$$C(x, 0) = C_с;\ C(0, t) = C_{вх};\ C(\infty, t) = C_н; \qquad (5.60)$$

Соответственно этому решением уравнения (5.59) для первой стадии будет:

$$\overline{C} = \exp\left[-\frac{Vx}{2D}\left(\sqrt{1 + \frac{4\alpha_р D}{V^2}} - 1\right)\right], \qquad (5.61)$$

что в математическом отношении аналогично полученному выше выражению для сорбции (а также радиоактивного распада) загрязнений при необратимой кинетике (2.8) [см. формулу (5.37)]. Для второй стадии действительно это же решение при замене в нем x на $x-l$.

ВЛИЯНИЕ ПЛОТНОСТИ И ВЯЗКОСТИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОД

Поступающие в водоносный пласт загрязненные сточные воды часто отличаются от подземных вод не только по химическому составу, но и по физическим свойствам — плотности и вязкости. Эти отличия влияют на характер и скорость распространения загрязнений в пласте. В частности, более тяжелые загрязненные воды погружаются в нижнюю часть пласта и здесь продвигаются быстрее, чем в верхней его части. Более легкие загрязненные воды задерживаются преимущественно в верхней части пласта. В том и другом случае граница между загрязненными и чистыми подземными водами деформируется, приобретая в горизонтальном пласте наклонное положение. В результате этого под влиянием гравитационного фактора увеличивается переходная зона от загрязненных вод к чистым. Формирование такой зоны в первую очередь связано с гидравлической макродисперсией. Развитие зоны, кроме того, существенно зависит от различий в вязкости вытесняющих (загрязненных) и вытесняемых (чистых) подземных вод.

Можно выделить несколько характерных случаев, представляющих интерес для практических прогнозов качества подземных вод при их загрязнении: а) вытеснение происходит в горизонтальных или слабонаклонных пластах; б) вытеснение осуществляется при вертикальной фильтрации из хранилищ, накопителей и других промышленных бассейнов (т. е. сверху вниз); в) загрязненные воды подтягиваются к действующему водозабору из нижних частей пласта, т. е. снизу вверх.

Фильтрационное вытеснение жидкостей разной плотности и вязкости в однородном пласте рассматривалось в работах [24, 116, 118, 123] и др. В наиболее полной постановке эта задача в последнее время исследовалась в работах Н. Н. Веригина и В. С. Саркисяна [38].

По материалам всех этих исследований длина $L_{гр}$ проекции наклонной границы раздела на ось x (рис. 41) связывается со свойствами пласта, плотностью жидкостей и временем фильтрации t следующей зависимостью:

$$L_{гр} = \varkappa \sqrt{\overline{\Delta\gamma} km t \cos\varphi / n}\,. \qquad (5.62)$$

Здесь km — водопроводимость пласта; n — пористость; φ — угол наклона пласта к горизонту, $\overline{\Delta\gamma} = (\gamma_1 - \gamma_2)/\gamma_2$; γ_1 и γ_2 — плотность вытесняющей и вытесняемой из пласта воды.

Скорость перемещения границы раздела приближенно определяется по зависимости [24—26]

$$V_{гр} = \frac{q}{mn} - \frac{k\Delta\bar{\gamma}\sin\varphi}{n}, \qquad (5.63)$$

где q — постоянный расход потока.

В горизонтальных пластах ($\varphi=0$, $\sin\varphi=0$) граница раздела движется со скоростью $V_{гр} = \frac{q}{mn}$, т. е. так же, как при однородных жидкостях — со скоростью поршневого вытеснения V. В наклонных пластах скорость движения границы раздела зависит от угла наклона φ, направления движения и от разности плотности $\Delta\bar{\gamma}$.

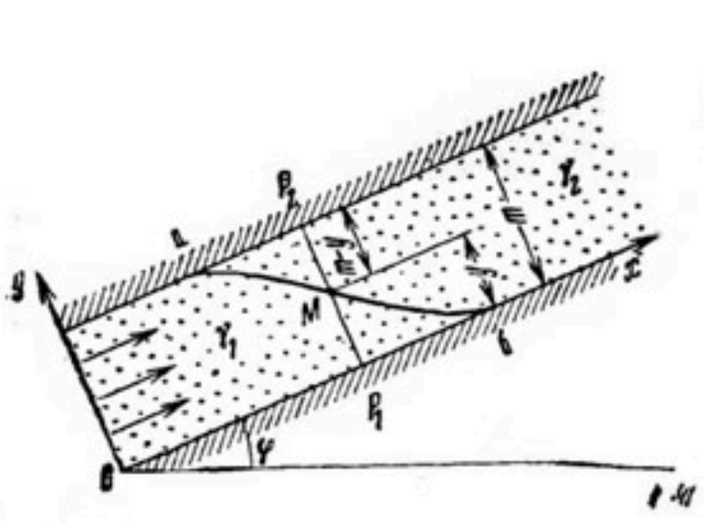


Рис. 41. Наклонная граница раздела между вытесняющей (плотность γ_1) и вытесняемой (плотность γ_2) жидкостью при $\gamma_1>\gamma_2$

Рис. 42. Вертикальная фильтрация разнородных жидкостей:
M — минерализованная вода; П — пресная вода
1, 2 — граница между минерализованными и пресными водами на время t_1 и t_2 ($t_2>t_1$)

Если $\sin\varphi$ и $\Delta\bar{\gamma}$ имеют одинаковые знаки, то $V_{гр}<V$, если разные, то $V_{гр}>V$.

Численный коэффициент $\varkappa$ в формуле (5.62) по данным теоретических исследований изменяется в пределах 1,4—2,2, что следует считать в общем близкими значениями, поскольку теоретические решения получены для самой простейшей схемы, а реальные условия гораздо сложнее.

Экспериментальное определение значения $\varkappa$ выполнено А. М. Колбасовым [12] при точном измерении длины и формы границы раздела с помощью несорбируемых радиоактивных меток. Специальным подбором жидкостей (растворы $BaCl_2$ и водоглицериновые смеси) изучение влияния различий в плотности проводилось при практически одинаковой вязкости растворов. В опытах разность плотностей $\Delta\gamma=\gamma_1-\gamma_2$ составляла 0,02÷÷0,036; скорость фильтрации 0,0042—0,015 см/с. Установлено, что скорость фильтрации, плотность и вязкость жидкостей на величину $\varkappa$ влияют незначительно, при этом $\varkappa=1{,}3-1{,}6$. Длина

границы раздела между жидкостями различной плотности во время опыта увеличивалась.

Расчет по (5.62) показывает, что при длительной фильтрации более тяжелые воды могут далеко продвинуться по подошве пласта. Так, при $k=20$ м/сут, $m=25$ м, $n=0{,}1$, $\gamma_1=1{,}01$ г/см^3, $\gamma_2=1{,}00$ г/см^3, за 10 лет длина границы раздела при $\varkappa=1{,}6$ составит около 600 м.

При поступлении в пласт загрязненных вод через дно хранилищ, т. е. при фильтрации в вертикальном направлении, когда угол $\varphi=\frac{3}{2}\pi$ и $\sin\varphi=-1$, из выражения (5.63) следует, что скорость фильтрации (рис. 42) будет

$$V_{гр}=\frac{q}{mn}+\frac{k\overline{\Delta\gamma}}{n}. \qquad (5.64)$$

Здесь величина $\overline{\Delta\gamma}$ представляет собой некоторый дополнительный градиент фильтрации, обуславливаемый разностью плотности (или «гравитационный» градиент):

$$I_{гр}=\overline{\Delta\gamma}. \qquad (5.65)$$

Таким образом, фильтрация более тяжелых загрязненных вод в вертикальном направлении может происходить и при $q=0$, т. е. только под влиянием гравитационного эффекта со скоростью

$$V_{гр}=\frac{k}{n}\overline{\Delta\gamma}=\frac{z}{t}. \qquad (5.66)$$

Для рассмотренного выше примера ($k=20$ м/сут, $m=25$ м, $n=0{,}1$, $\Delta\gamma=\gamma_1-\gamma_2=0{,}01$) время погружения тяжелых вод на глубину до основания пласта составит $t=\frac{25\cdot 0{,}1}{20\cdot 0{,}01}=12{,}5$ сут, т. е. замещение пластовых вод произойдет очень быстро.

В реальных условиях фильтрация из бассейнов и хранилищ происходит по более сложным путям, с образованием пространственного потока, накладывающегося на бытовой поток подземных вод. Тем не менее и в этих условиях под влиянием гравитационного фактора, как было показано выше, происходит более быстрое погружение загрязненного тяжелого потока и более ускоренное его движение в нижней части пласта.

Подтягивание более тяжелых вод из нижней части пласта в водозаборные скважины, заглубленные в верхнюю часть пласта, рассматривалось в связи с задачами обводнения нефтяных скважин [118].

При сравнительно небольших различиях в плотности ($\overline{\Delta\gamma}\leqslant\leqslant 0{,}01—0{,}05$) загрязненных и чистых подземных вод роль гравитации при расчетах времени и скорости подтягивания загрязненных или более минерализованных вод к водозабору становится незначительной. Как показали аналитические и экспери-

ментальные исследования [24, 38, 43, 90], преобладающее значение имеют высокие градиенты и скорости фильтрации вблизи водозабора.

Задача о подтягивании к водозабору нижележащих минерализованных вод без учета гравитации рассматривалась в работах [43, 90] и др.

Влияние различия в вязкости вытесняемой и вытесняющей жидкости при фильтрации в однородном пласте экспериментально было изучено А. М. Колбасовым [12], применявшим, как уже отмечалось, радиоактивные метки. Показано, что если вязкость вытесняющей жидкости η_1 больше, чем вязкость вытесняемой жидкости η_2 (при равной их плотности), то происходит некоторое уменьшение длины зоны дисперсии.

При вытеснении воды из слоистого, неоднородного по проницаемости пласта наблюдаются межслойные поперечные перетоки. Закономерности этого процесса, осложненного различием в физических свойствах вытесняемой и вытесняющей жидкостей, рассматриваются в работах [40, 116].

Анализ вязкостных перетоков в неоднородном трехслойном пласте в упрощенной постановке (в каждом слое — поршневое вытеснение, одинаковые давления, квазистационарное движение) сделан в работе [115]. При этом получены такие результаты: $\eta_0 = \frac{\eta_2}{\eta_1} = 1$ (вязкости одинаковы) — скорость вытеснения жидкостей в каждом слое определяется только проницаемостью слоев; $\eta_0 = \frac{\eta_2}{\eta_1} < 1$ — в слое с большим коэффициентом фильтрации скорость вытеснения снижается, а в слое с малым коэффициентом — увеличивается по сравнению с случаем, когда $\eta_0 = 1$; $\eta_0 > 1$ — в слоях с большой проницаемостью скорость вытеснения увеличивается, а в слоях с малой проницаемостью — уменьшается по сравнению со скоростью вытеснения при одинаковой вязкости ($\eta_0 = 1$).

Таким образом, при $\eta_0 < 1$ фронт вытеснения (и так неровный из-за различия в проницаемостях слоев) как бы выравнивается, а при $\eta_0 > 1$ размывается, увеличиваясь в размерах.

ГЛАВА 6.
ПРАКТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ПРОГНОЗА РАСПРОСТРАНЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЙ В ВОДОНОСНЫХ ПЛАСТАХ

ОБЩИЕ ПОЛОЖЕНИЯ

Для практических прогнозов качества подземных вод в связи с возможностью их загрязнения используются некоторые общие закономерности движения растворенных и эмульгированных ве-

ществ в водоносных породах, которые следуют из рассмотрения теории миграции.

Главное, определяющее влияние на скорость и дальность распространения загрязнений имеет перенос загрязняющих веществ фильтрационным потоком.

Как было показано (см. гл. 5), при фильтрации загрязненных поверхностных и сточных вод природные подземные воды вытесняются ими из пласта с образованием на границе раздела под влиянием сорбции, конвективной дисперсии и других физико-химических процессов переходной зоны смешения (зоны дисперсии), в которой концентрация загрязняющего вещества изменяется от $C_{вх}$ (концентрация у источника загрязнения) до C_e (естественная фоновая концентрация в природных подземных водах; часто $C_e=0$).

Размеры этой зоны определяются длительностью и скоростью фильтрации загрязнений, которая, в свою очередь, зависит от фильтрационных свойств породы и распределения напоров при гидродинамическом взаимодействии естественного потока подземных вод эксплуатируемого пласта с внешними источниками питания, а также источниками загрязнения, водозаборами и пр.

Различие в плотности приводит к деформации границы раздела между загрязненными стоками и чистыми подземными водами, причем в вертикальном сечении водоносного пласта она приобретает наклонное положение.

Длина переходной зоны смешения и деформации границы раздела, формирующейся под влиянием дисперсии, сорбции и различий в плотности и вязкости загрязненных и чистых подземных вод, определяется параметрами этих процессов.

Для сложных фильтрационных потоков эту зону с некоторым приближением допустимо оценивать отдельно, по соотношениям, полученным из типовых решений уравнения миграции для одномерного потока.

Скорость сорбционных процессов при фильтрации в породах, как правило, является настолько значительной, что практически эти процессы можно рассматривать как равновесные и характеризовать только коэффициентом распределения β [см. уравнение (2.8) в гл. 2]. При необходимости в отдельных случаях можно учесть и кинетические характеристики процессов поглощения.

Имеющиеся в настоящее время опытные данные, хотя их нельзя считать исчерпывающими, позволяют все же основываться на представлении о том, что существенного «самоочищения» подземных вод от химических загрязнений, как правило, не происходит. Под влиянием различных физико-химических процессов взаимодействия с породами и чистыми водами водоносных пластов (например, в результате разложения, распада или выпадения в осадок загрязняющих компонентов) обычно продвижение химических загрязнений только несколько замед-

ляется, однако при непрерывном поступлении в пласт больших количеств химических загрязнений их концентрация в каждом сечении пласта со временем возрастает.

Исключение, как указывалось в главе 5, составляют радиоактивные вещества с малым периодом распада и бактериальные загрязнения с ограниченным сроком «выживаемости» бактерий при фильтрации. Более или менее благоприятные условия «самоочищения» загрязненных подземных вод создаются также при возможности интенсивного диффузионного отвода загрязняющих компонентов из основного водоносного пласта в слои кровли и подошвы, обладающие значительной солевой емкостью.

Однако главным фактором, определяющим формирование качества подземных вод, является их смешение с водами, поступающими в водоносный пласт из различных источников как в естественных условиях, так и особенно при действии водозаборов.

Источниками пополнения запасов подземных вод, как известно, являются поверхностные воды — реки, водохранилища, озера и т. д., и собственно атмосферные осадки, а также подземные воды соседних в вертикальном разрезе горизонтов.

С точки зрения загрязнения подземных вод важное значение приобретает фильтрация из шламо- и хвостохранилищ, накопителей, испарителей и других типов промышленных бассейнов.

Смешение вод из всех названных источников и дает в основном результирующий состав подземных вод. При этом концентрация загрязнений (или общей минерализации воды) на фронте фильтрации должна оцениваться с учетом диффузии и дисперсии движущихся частиц смешанной воды.

Учитывая это обстоятельство, можно практически использовать следующий приближенный метод прогноза качества воды.

1. Вначале, исходя из предпосылки, что диффузия и дисперсия отсутствуют, т. е. по схеме поршневого вытеснения, но с учетом сорбции (поглощения), считая, что она происходит в равновесных условиях, определяется фронт фильтрации $L_ф$, образующийся под влиянием главных источников питания водоносного пласта, в том числе под влиянием поступления загрязненных растворов из источников загрязнения (поверхностных водотоков, промышленных бассейнов и т. д.).

2. Затем находится концентрация загрязнений $C_ф$ на фронте фильтрации и при необходимости в других точках пласта.

3. После этого определяются размеры зоны деформации границы раздела и размеры зоны смешения, которые образовались под влиянием дисперсии ($L_д$) и гравитационного эффекта ($L_{гр}$). Путем наложения этих зон корректируется положение фронта загрязненных вод в каждый расчетный момент времени.

В общем виде, таким образом, размеры области загрязненных природных подземных вод при фильтрации оцениваются по следующей зависимости (рис. 43):

$$L = L_{\Phi} + 0{,}5\,(L_{\text{д}} + L_{\text{гр}}); \qquad (6.1)$$

где L_{Φ} — координата фронта фильтрации и сорбции; $L_{\text{д}}$ — длина зоны дисперсии; $L_{\text{гр}}$ — длина зоны деформации границы раздела, обусловленной различиями в плотности загрязненных и чистых подземных вод.

Величины $L_{\text{д}}$ и $L_{\text{гр}}$ оцениваются по зависимостям, полученным выше в главе 5 [см. формулы (5.34) и (5.62)].

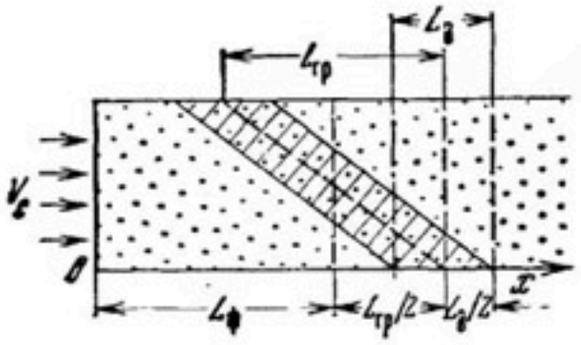


Рис. 43. Схема к определению размеров зоны загрязненных подземных вод под влиянием дисперсии и различия в плотностях

Фронт фильтрации L_{Φ} и концентрация загрязнений C_{Φ} находятся из соответствующего решения уравнения миграции (3.19), приведенного в главе 3, если принять в нем D, $D_{1,2}=0$, а $\frac{\partial N}{\partial t} = \frac{1}{\beta}\frac{\partial C}{\partial t}$ (это последнее соотношение отвечает равновесным условиям сорбции или поглощения вещества из раствора — см. формулу (2.9) в гл. 2).

Уравнение (3.19) для двумерного потока при этом имеет вид

$$V_x^* \frac{\partial C}{\partial x} + V_y^* \frac{\partial C}{\partial y} \pm \varepsilon_{1,2}^* (C - C_{1,2}) + A\frac{\partial C}{\partial t} = 0, \qquad (6.2)$$

где V_x^* и V_y^* — составляющие действительной скорости фильтрации по координатам x, y ($V_x^* = \frac{V_x}{n}$, $V_y^* = \frac{V_y}{n}$, n — пористость); $\varepsilon_{1,2}^*$ — скорости вертикальной фильтрации на границах кровли и подошвы пласта.

В частном случае, когда пласт связан с атмосферой и ресурсы его пополняются путем инфильтрации атмосферных осадков (или потерями поверхностного стока из разрозненной овражно-балочной сети), $\varepsilon_{1,2}^* = \varepsilon_{\text{инф}}^*$ — интенсивности атмосферного питания. Величины $\varepsilon_{1,2}^*$ и $\varepsilon_{\text{инф}}^*$ здесь относятся к единице мощности пласта m и пористости n, т. е.

$$\varepsilon_{1,2}^* = \frac{\varepsilon_{1,2}}{mn}, \quad \varepsilon_{\text{инф}}^* = \frac{\varepsilon}{mn}. \qquad (6.3)$$

В безнапорных пластах $m=h_{ср}$ — средней мощности. Остальные обозначения в уравнении (6.2) следующие: C и $C_{1,2}$ — концентрации того или иного компонента, загрязняющего подземные воды, или общая минерализация воды соответственно в основном пласте (C) и в соседних питающих пластах $(C_{1,2})$. При инфильтрационном атмосферном питании $C_{1,2}=C_{\text{е}}$ — концентрации атмосферных вод. В дальнейшем принимается, что $C_{1,2}$ и $C_{\text{е}}$ — постоянные, не изменяющиеся во времени величины. Коэффициентом A характеризуется влияние сорбции:

$$A=\frac{1+\beta}{\beta}, \tag{6.4}$$

где β—коэффициент распределения вещества (параметр линейной изотермы Генри [см. формулы (2.6)—(2.9) в гл. 2].

Уравнение (6.2) представляет собой неоднородное дифференциальное уравнение в частных производных первого порядка, которым описывается движение частиц жидкости в потоке подземных вод.

Ему соответствует система обыкновенных уравнений (или уравнений характеристик)

$$\frac{dx}{V_x^*}=\frac{dy}{V_y^*}=\frac{d\bar{C}}{\varepsilon_{1,2}^*\bar{C}}=\frac{dt}{A}, \tag{6.5}$$

где $\bar{C}=C-C_{1,2}$.

В результате интегрирования этой системы можно получить решение поставленной задачи нахождения фронта фильтрации $L_{\text{ф}}$ и концентрации $C_{\text{ф}}$.

При использовании полной скорости по направлению $L_{\text{ф}}$ выражение (6.5) будет иметь вид

$$\frac{dL_{\text{ф}}}{V^*}=\frac{d\bar{C}}{\varepsilon_{1,2}^*\bar{C}}=\frac{dt}{A}, \tag{6.6}$$

где

$$V^*=\sqrt{V_x^{*2}+V_y^{*2}}.$$

В сложных фильтрационных потоках, обусловленных действием каждого из источников фильтрации, в уравнения (6.5), (6.6) вводятся суммарные скорости

$$V_{\text{сум}}^*=\Sigma V_i^*;\quad V_{x,y,\text{сум}}^*=\Sigma V_{x,y,i}^*. \tag{6.7}$$

Применительно к определению фронта фильтрации загрязненных жидкостей в водоносных пластах можно выделить следующие типы фильтрационных потоков: 1) естественные потоки подземных вод в невозмущенных природных водоносных горизонтах; 2) потоки, вызванные эксплуатацией водозаборов подземных вод (а также водопонизительных сооружений, дренажей); 3) потоки, обусловленные действием бассейнов и хранилищ

промстоков и фильтрацией из таковых в природные водоносные горизонты; 4) сложные потоки, формирующиеся в результате взаимодействия указанных частных потоков.

Бассейны и хранилища промстоков, равно как и другие источники загрязнения подземных вод, при длительном их функционировании обуславливают формирование постоянно возрастающей зоны загрязненных вод. Прогноз миграции загрязнений в этих случаях, как уже отмечалось, должен производиться с рассмотрением фильтрации из хранилищ и бассейнов с учетом естественного потока подземных вод и фильтрации к водозаборам подземных вод (при наличии или намечаемом сооружении таковых в области возможного влияния хранилищ и бассейнов).

После прекращения фильтрации из источников загрязнения в подземных водах в течение длительного периода сохраняются накопившиеся загрязнения, причем миграция их по водоносному пласту определяется только скоростью и направлением естественного потока подземных вод и действием водозаборов. Фильтрация из бассейнов и хранилищ промстоков, а также движение подземных вод при эксплуатации водозаборов и других сооружений происходит в нестационарных условиях. Соответственно должна производиться и оценка миграции загрязнений. Однако при постоянном поступлении загрязненных сточных вод из бассейнов и при действии водозаборов с постоянным дебитом во всех точках пласта скорость фильтрации со временем стабилизируется. Вследствие этого для приближенных расчетов движения фронта загрязнений во многих случаях можно ограничиваться рассмотрением установившейся фильтрации.

Наиболее полное представление о положении фронта фильтрации загрязнений во всей области движения подземных вод может быть получено путем построения гидродинамической сетки фильтрации и соответствующих расчетов скоростей по линиям и полосам тока. Для построения гидродинамических сеток используются аналитические решения, графические методы и моделирование. Во всех случаях для определения скорости и времени продвижения загрязнений должно быть известно распределение напоров при понижении уровня в потоке подземных вод. При наличии не одного, а двух и более источников возмущения естественного фильтрационного потока, например бассейна или хранилища и водозабора, значение функции напора можно получить по методу суперпозиции, т. е. путем сложения эффектов изменения напоров (понижения или повышения естественного уровня подземных вод), вызванных каждым источником в отдельности. В общем виде это можно представить так:

$$H_{сум} = \Sigma H_i + \Gamma \text{ или } S_{сум} = \Sigma S_i, \qquad (6.8)$$

где $H_{сум}$ и $S_{сум}$ — соответственно суммарные (результирующие) напоры и понижения уровня подземных вод; H_i и S_i — напоры и понижения, обусловленные действием i-го источника возмуще-

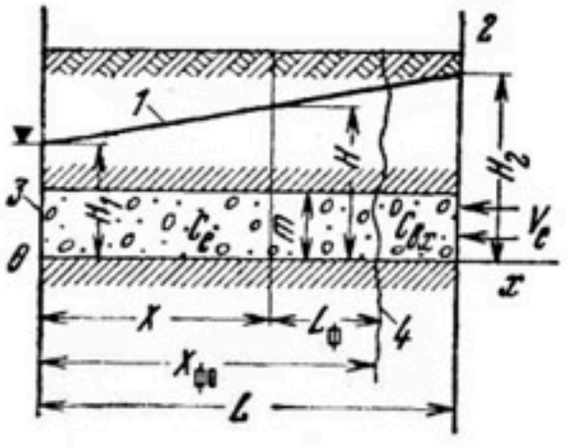
ния (бассейна, водозабора, бытового потока); Г — некоторая постоянная, определяемая по граничным условиям.

Величины H_i и S_i и соответственно скорости фильтрации $V_{x,y}$ и $\varepsilon_{1,2}$ находятся из исходных уравнений, приведенных в главе 3 (уравнения для определения $\varepsilon_{1,2}$ см. в табл. 7). Решения этих уравнений для типовых схем водозаборов в различных гидрогеологических условиях даны в главе 4.

ЕСТЕСТВЕННЫЕ ОДНОМЕРНЫЕ (ПЛОСКОПАРАЛЛЕЛЬНЫЕ) ПОТОКИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

В напорном водоносном пласте, изолированном непроницаемыми кровлей и подошвой (рис. 44), скорости фильтрации

$$V_x^* = \frac{k(H_2 - H_1)}{L} = \frac{q_e}{mn} = \text{const}, \quad V_y^* = 0, \quad \varepsilon_{1,2}^* = 0. \tag{6.9}$$



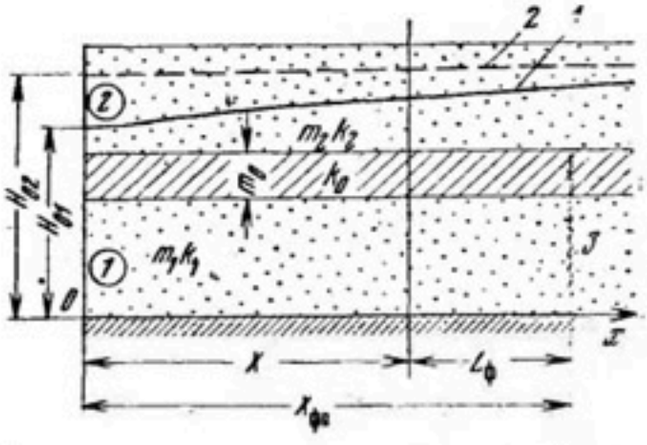


Рис. 44. Схема к расчету фронта загрязнений в одномерном потоке подземных вод (пласт, изолированный водоупорными кровлей и подошвой):

1 — пьезометрическая поверхность; *2* — контур питания; *3* — контур стока; *4* — начальное положение фронта фильтрации

Рис. 45. Схема к расчету фронта загрязнений в одномерном потоке подземных вод (слоистый пласт):

1, 2 — пьезометрические уровни в первом и во втором слоях; *3* — фронт фильтрации (граница раздела загрязненных и чистых природных вод). Цифры в кружках — номера слоев

В соответствии с этим из (6.2) имеем:

$$L_\Phi = x_{\Phi 0} - x = \frac{q_e}{Amn} t_\Phi; \quad t_\Phi = \frac{AmnL_\Phi}{q_e}, \tag{6.10}$$

$$\overline{C}_\Phi = f(t - t_\Phi) = \begin{cases} 0 \text{ при } t < t_\Phi \\ 1 \text{ при } t > t_\Phi \end{cases}. \tag{6.11}$$

Здесь q_e — бытовой поток подземных вод; $x_{\Phi 0}$ и x_Φ — соответственно первоначальное (на момент времени $t=0$) и текущее (при $t=t_\Phi$) положение фронта загрязнений; m — мощность пласта.

$$\overline{C}_\Phi = \frac{C(x, t) - C_e}{C_{вх} - C_e}, \tag{6.12}$$

где $C_{вх}$ и C_e — концентрация прослеживаемого компонента за первоначальным фронтом фильтрации, при $x > x_{ф0}$ и в чистых водах пласта (C_e).

В безнапорном потоке скорость фильтрации

$$V_x^{\bullet} = \frac{q_e}{nh}, \tag{6.13}$$

где h — глубина воды до водоупора, изменяющаяся по пути движения. Соответственно и скорость является непостоянной величиной. Но если на рассматриваемом отрезке $0—L$ осреднить мощность, приняв $h = h_{ср} = \text{const}$, то для безнапорного потока будут действительны те же формулы (6.9), (6.10) при замене в них m на $h_{ср}$.

В напорном водоносном пласте мощностью m_1 и коэффициентом фильтрации k_1 (пласт 1, рис. 45), отделенном от соседнего по вертикали пласта с параметрами m_2, k_2 (пласт 2, рис. 45) слабопроницаемой перемычкой мощностью m_0 и коэффициентом фильтрации k_0, скорость фильтрации будет

$$V_1^{\bullet} = \frac{k_1 \Delta H_0 \gamma}{2n} e^{-x\gamma}, \tag{6.14}$$

а параметр перетока из питающего пласта 2 в основной пласт 1

$$\varepsilon_{2-1}^{\bullet} = \frac{k_0 \Delta H_0}{m_0 m_1 n} e^{-x\gamma}. \tag{6.15}$$

Подстановка этих выражений в уравнение (6.2) (при $V_y^{\bullet} = 0$) дает следующее решение:

$$L_{ф} = x_{ф0} - x = x_{ф0} - \frac{1}{\gamma} \ln\left(e^{x_{ф0}\gamma} - \frac{k_1 \Delta H_0 \gamma^2 t}{2nA}\right),$$

$$t_{ф} = \frac{2nA}{k_1 \Delta H_0 \gamma^2}\left(e^{x_{ф0}} - e^{x\gamma}\right). \tag{6.16}$$

Концентрация прослеживаемого компонента в основном пласте в любом сечении и, в частности, на фронте фильтрации

$$\overline{C}_{ф} = e^{-\frac{2L_{ф}k_0}{\gamma (km)_1 m_0}}. \tag{6.17}$$

В формулах (6.14)—(6.17) обозначения следующие: $\Delta H_0 = H_{01} - H_{02}$ — разность уровней в верхнем (питающем) и основном пласте в сечении $x = 0$ (см. рис. 45); $\gamma = \sqrt{\frac{1}{B_1^2} + \frac{1}{B_2^2}}$;

$$B_1^2 = \frac{(km)_1 m_0}{k_0}; \quad B_2^2 = \frac{(km)_2 m_0}{k_0}; \quad \overline{C}_{ф} = \frac{C(x, t) - C_2}{C_1 - C_2},$$

причем $C(x, t)$ — текущая (искомая) концентрация; C_1 и C_2 — соответственно концентрации в пластах 1 и 2.

ЛИНЕЙНЫЙ ВОДОЗАБОР ВБЛИЗИ РЕКИ С УЧЕТОМ ИНФИЛЬТРАЦИИ

Рассмотрим схему линейного берегового водозабора большой протяженности на расстоянии x_0 от реки. На водозаборе поддерживается уровень $H_в = \text{const}$.

На участках, прилегающих к водозабору, может осуществляться инфильтрационное питание или таковое может отсутствовать (изолированный пласт).

Для дальнейшего рассмотрения выделяются следующие схемы (рис. 46): 1) инфильтрация в зоне между рекой и водозабором от $x=0$ до $x=x_0$ ($\varepsilon_1>0$, $\varepsilon_2=0$); 2) инфильтрация за водозабором, в зоне от $x=x_0$ до $x=L_к$ ($\varepsilon_1=0$, $\varepsilon_2>0$); 3) инфильтрация по всей зоне от $x=0$ до $x=L_к$ ($\varepsilon_{1,2}>0$); 4) пласт изолирован ($\varepsilon_{1,2}=0$).

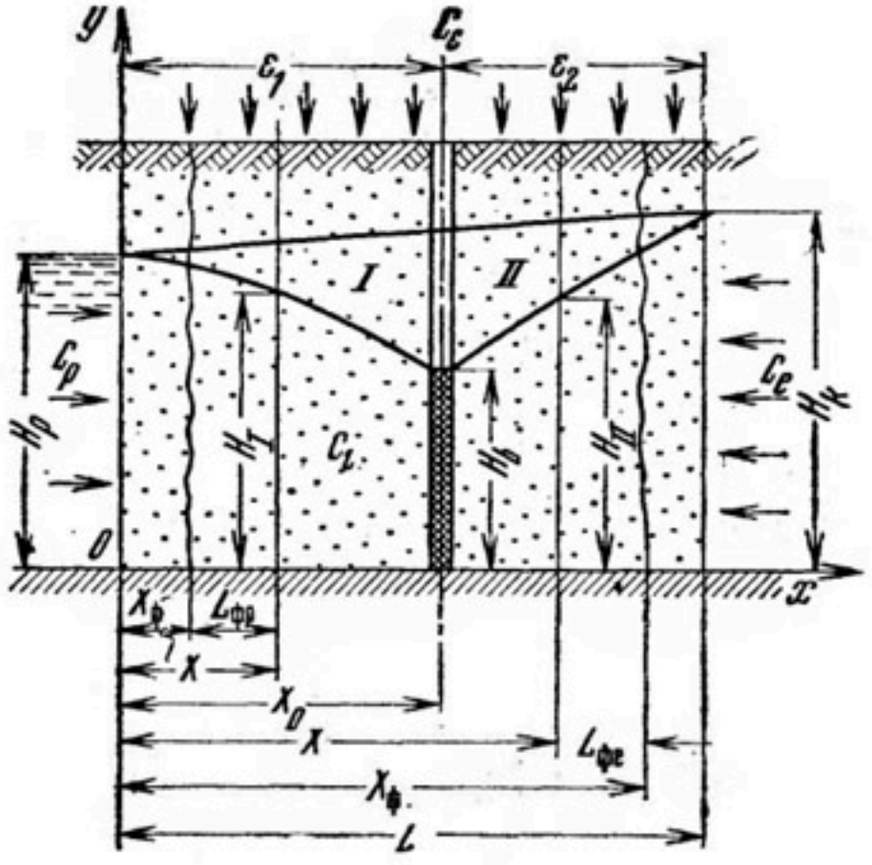


Рис. 46. Линейный водозабор вблизи реки. Схема к расчету влияния инфильтрационного питания на качество подземных вод

Химический состав воды в пласте и, в частности, подземных вод, извлекаемых водозабором, определяется в рассматриваемой задаче смешением пластовой воды (концентрация $C_е$) с привлекаемыми водозабором речными (концентрация $C_р$) и инфильтрационными водами (концентрация $C_г$).

Выделим две зоны движения потока: 1) между рекой и водозабором ($0<x<x_0$); 2) за водозабором ($x_0<x<L_к$).

Гидродинамические характеристики (напоры, скорости фильтрации и расходы) для этих зон приведены в табл. 13.

Таблица 13

Характеристика фильтрационного потока к береговому водозабору

Зона	Напор подземных вод H	Номер ф-лы	Расход, поступающий к водозабору, q	Номер ф-лы	Действительная скорость фильтрации, V^*	
$0<x<x_0$	$H_1 = H_р - \frac{H_р - H_в}{x_0} + \frac{\varepsilon_1 x}{2km}(x_0 - x)$	1	$q_1 = km\frac{(H_р - H_в)}{x_0} + \frac{\varepsilon_1 x_0}{2}$	2	$V_1^* = M_1 + \varepsilon_1^* x$	3
					$M_1 = k\frac{(H_р - H_в)}{x_0 n} - \frac{\varepsilon_1 x_0}{2mn}$	4
					$\varepsilon_1^* = \frac{\varepsilon_1}{mn}$	5
$x_0<x<L_к$	$H_2 = H_в + \frac{H_к - H_в}{L_к - x_0}(x - x_0) + \frac{\varepsilon_2}{2km}(x - x_0)(L_к - x)$	6	$q_2 = km\frac{H_к - H_в}{L_к - x_0} + \frac{\varepsilon_2 (L_к - x_0)}{2}$	7	$V_2^* = M_2 + \varepsilon_2^* x$	8
					$M_2 = -\left[\frac{k}{n}\left(\frac{H_к - H_в}{L_к - x_0}\right) + \frac{\varepsilon_2 (x_0 + L_к)}{2mn}\right]$	9
					$\varepsilon_2^* = \frac{\varepsilon_2}{mn}$	10

Используя приведенные в этой таблице выражения для скорости, можно найти решение уравнения (6.2) для концентрации C. При этом, поскольку это уравнение не содержит второй производной, оно может рассматриваться для каждой зоны в отдельности. Граничные условия для решения уравнения (6.2) следующие:

$$t = 0, \quad C_i = C_e;$$
$$t > 0, \; x = 0, \; C = C_p; \; x = L_к, \; C = C_e. \tag{6.18}$$

При этих условиях формула для определения концентрации в первой зоне имеет вид [93]

$$\overline{C} = e^{-\varepsilon_1^* t} + \frac{M_1}{M_1 + \varepsilon_1^* x}\left[\overline{C}_p - e^{-\varepsilon_1^*(t-t_ф)}\right] f(t - t_ф), \tag{6.19}$$

где

$$\overline{C} = \frac{C(x, t) - C_ε}{C_e - C_ε}; \quad \overline{C}_p = \frac{C_p - C_ε}{C_e - C_ε},$$

$f(t-t_ф)$ — единичная функция, определяемая как и в (6.11): она равна нулю при $t<t_ф$ и равна 1 при $t>t_ф$; $t_ф$ — время движения фронта фильтрации, т. е. фронта прослеживаемого компонента (или воды с определенной минерализацией) со стороны контура с постоянным напором:

$$t_ф = \frac{1}{\varepsilon_1^*} \ln \frac{M_1 + \varepsilon_1^* x}{M_1} = \frac{1}{\varepsilon_1^*} \ln \frac{V_1^*}{M_1}. \tag{6.20}$$

Для учета равновесной сорбции в равенство (6.20) и все последующие формулы, определяющие $t_ф$, следует ввести $A = \frac{1+\beta}{\beta}$:

$$t_ф = \frac{A}{\varepsilon_1^*} \ln \frac{M_1 + \varepsilon_1^* x}{M_1}. \tag{6.20а}$$

Координата фронта фильтрации $x_ф$ будет

$$x_ф = \frac{M_1}{\varepsilon_1^*}\left(e^{\varepsilon_1^* t} - 1\right). \tag{6.21}$$

Из решения (6.19) следует, что в каждом сечении потока x в первой зоне можно выделить две фазы изменения концентрации. Первая фаза охватывает время до $t<t_ф$, в течение которого речные воды еще не подошли; при этом

$$\overline{C} = e^{-\varepsilon_1^* t} \text{ или } C = C_ε + (C_e - C_ε) e^{-\varepsilon_1^* t}. \tag{6.22}$$

Когда фронт фильтрации речных вод достигнет данного сечения потока, в том числе на линии водозабора, концентрация изменяется здесь скачкообразно и имеет следующее значение:

$$\overline{C} = \overline{C}_{\text{р}} e^{-\varepsilon_1^* t_\Phi} \quad C = C_{\text{в}} + (C_{\text{р}} - C_{\text{в}}) e^{-\varepsilon_1^* t_\Phi}, \tag{6.23}$$

оставаясь далее постоянной.

Приведенные соотношения справедливы при отсутствии «водораздела подземных вод» между рекой и водозабором, т. е. при $M_1 > 0$. Если это условие не соблюдается, то в точке $x_B = \frac{M_1}{\varepsilon_1^*}$ скорость движения воды равна нулю и из реки к водозабору фильтрация не происходит. В этом случае в течение всего периода концентрация определяется по формуле (6.22).

В зоне 2 искомая концентрация выражается так:

$$\overline{C} = e^{-\varepsilon_2^* t} \text{ при } t < t_\Phi, \quad \overline{C} = e^{-\varepsilon_2^* t_\Phi} \text{ при } t > t_\Phi. \tag{6.24}$$

где

$$t_\Phi = \frac{A}{\varepsilon_2^*} \ln \frac{M_2 + \varepsilon_2^* x}{M_2 + \varepsilon_2^* L_{\text{к}}}. \tag{6.25}$$

Координата фронта фильтрации

$$x_\Phi = \frac{M_2}{\varepsilon_2^*} \left(e^{\varepsilon_2^* t} - 1 \right) + L_{\text{к}} e^{-\varepsilon_2^* t}. \tag{6.26}$$

Таким образом, в данном случае во второй фазе, после подхода фронта фильтрации со стороны контура питания ($x = L_{\text{к}}$) концентрация во времени не изменяется.

При этом, поскольку на контуре принято $C = C_{\text{в}}$, в момент $t = t_\Phi$ не происходит скачка в изменении концентрации.

В зоне 2 также следует учитывать возможность образования водораздела подземных вод; условием этого является неравенство $M_2 < \varepsilon_2^* L_{\text{к}}$. При соблюдении этого условия концентрация определяется по первой формуле (6.24), т. е. движения естественных подземных вод в сторону водозабора со стороны контура происходить не будет.

Для изолированного пласта, когда $\varepsilon_{1,2} = 0$, формулы для определения фронта x_Φ и концентрации $\overline{C}$ имеют следующий вид:

в зоне 1

$$x_\Phi = M_1 t; \quad t_\Phi = \frac{x}{M_1}; \tag{6.27}$$

$$\overline{C} = \frac{C - C_{\text{в}}}{C_{\text{р}} - C_{\text{в}}} = f(t - t_\Phi);$$

в зоне 2

$$x_\Phi = M_2 t + L_{\text{к}}; \quad t_\Phi = \frac{L_{\text{к}} - x}{|M_2|}; \tag{6.28}$$

$$\overline{C} = \frac{C}{C_{\text{в}}} = f(t - t_\Phi).$$

На линии водозабора результирующая концентрация $C_в$ определяется по формуле смешения

$$C_в = \frac{q_1 C_1 + q_2 C_2}{q_1 + q_2}. \qquad (6.29)$$

Здесь q_1 и q_2 — расходы, поступающие в водозабор из каждой зоны [см. формулы (2) и (7) в табл. 13]; C_1 и C_2 — концентрации вещества в подземных водах этих зон, которые определяются по приведенным формулам (6.19)—(6.26) при $x = x_0$ (на линии водозабора).

ВОДОЗАБОР В ЦЕНТРЕ КРУГОВОЙ ОБЛАСТИ С УЧЕТОМ ИНФИЛЬТРАЦИИ

Схема задачи соответствует рис. 47. Водоносный пласт ограничивается на расстоянии $r = r_к$ круговым контуром с постоянным напором (или нулевым понижением уровня). На всей площади пласта $\pi r_к^2$ с пуском водозабора в эксплуатацию начинается инфильтрационное питание средней интенсивностью $\varepsilon = \text{const}$.

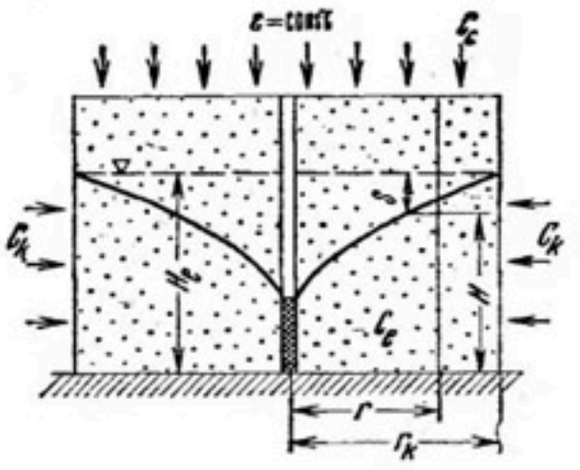


Рис. 47. Инфильтрационное питание в круговой области (скважина в центре круговой области)

Концентрация прослеживаемого компонента в воде, поступающей вследствие инфильтрационного питания, — $C = C_ε$, начальная концентрация его в пластовой воде — $C = C_e$.

Решение задачи производится на основе уравнения (6.2) при скорости фильтрации, равной

$$V^* = -\frac{Q - \pi\varepsilon r^2}{2\pi m n r}. \qquad (6.30)$$

Принимая начальное и граничное условия:

$t = 0;\ r < r_к,\ C = C_e;$
$t > 0;\ r > r_к,\ C = C_к,$

получим следующее решение относительно концентрации [93]:

$$\overline{C} = e^{-\varepsilon^* t} + \frac{Q - \pi\varepsilon r_к^2}{Q - \pi\varepsilon r^2}\left[\overline{C}_к - e^{-\varepsilon^*(t - t_ф)}\right] f(t - t_ф), \qquad (6.31)$$

где

$$\overline{C}=\frac{C-C_\varepsilon}{C_e-C_\varepsilon};\quad \overline{C}_к=\frac{C_к-C_\varepsilon}{C_e-C_\varepsilon};\quad t_ф=\frac{A}{\varepsilon^*}\ln\frac{Q-\pi\varepsilon r^2}{Q-\pi\varepsilon r_к^2}, \tag{6.32}$$

$f(t-t_ф)$ — по-прежнему единичная функция.

Координата фронта фильтрации находится по следующей зависимости:

$$r_ф=\left\{e^{\varepsilon^* t}\left[r_к^2-\frac{Q}{\pi\varepsilon}(1-e^{-\varepsilon^* t})\right]\right\}^{-\frac{1}{2}}. \tag{6.33}$$

Решение (6.31) для радиальной задачи аналогично решению для одномерного плоскопараллельного потока. Здесь также при $t<t_ф$, т. е. до достижения фронтом фильтрации рассматриваемого сечения с координатой r, концентрация определяется только инфильтрационными водами и их смешением с водами пласта:

$$\overline{C}=e^{-\varepsilon^* t}\quad C=C_\varepsilon+(C_e-C_\varepsilon)e^{-\varepsilon^* t}. \tag{6.34}$$

Точка $r=\sqrt{\frac{Q}{\pi\varepsilon}}$ в рассматриваемой схеме фильтрации является «водораздельной»; от нее поток направляется в обе стороны к контуру питания и к водозабору, а на самой точке скорость фильтрации равна нулю. Следовательно, при $Q\leqslant\pi\varepsilon r_к^2$ дебит водозабора полностью обеспечивается инфильтрационным питанием. При относительно большом расходе водозабора ($Q>\pi\varepsilon r_к^2$) к нему поступают как инфильтрационные воды, так и воды со стороны контура. При этом фронт фильтрации последних $r_ф$ и соответствующее время $t_ф$ определяются по приведенным формулам (6.33) и (6.32).

Формулы (6.31) и (6.34) позволяют сразу найти среднюю концентрацию прослеживаемого компонента в водозаборе. Для этого следует принять $t>t_ф$ и при определении $\overline{C}$ по формуле (6.31) и $t_ф$ по формуле (6.32) положить $r=r_0$.

Для изолированного пласта, когда $\varepsilon=0$, фронт фильтрации $r_ф$ и время $t_ф$, как известно, определяются по следующим зависимостям:

$$r_ф=\sqrt{r_{ф0}^2-\frac{Qt}{\pi mnA}};\quad t_ф=\frac{\pi A(r_{ф0}^2-r^2)}{Q}, \tag{6.35}$$

где $r_{ф0}$ — начальное положение фронта (в частном случае, при $t=0$ $r_{ф0}=r_к$).

Формулы (6.35) существенно отличаются от приведенных выражений (6.32) и (6.33). Только при $\varepsilon^* t\ll 1$ эти формулы становятся аналогичными, т. е. при малых значениях времени влияние инфильтрации заметно не сказывается.

ИЗОЛИРОВАННЫЙ ПЛАСТ. ГРУППОВОЙ ВОДОЗАБОР В БЫТОВОМ ПОТОКЕ

При действии одиночного водозабора (одиночной скважины или компактной группы взаимодействующих скважин) в изолированном пласте фронт фильтрации определяется также по уравнению (6.2) при $\varepsilon_{1,2}=0$.

Для таких условий, используя соответствующие формулы для функции понижения уровня, можно найти скорости фильтрации и по общему уравнению (6.5) — зависимости для расчета фронта фильтрации.

Рассмотрим следующие схемы.

Водозабор в удалении от реки. В этом случае при наличии одномерного (вдоль оси x) естественного потока (рис. 48, *а*) со-

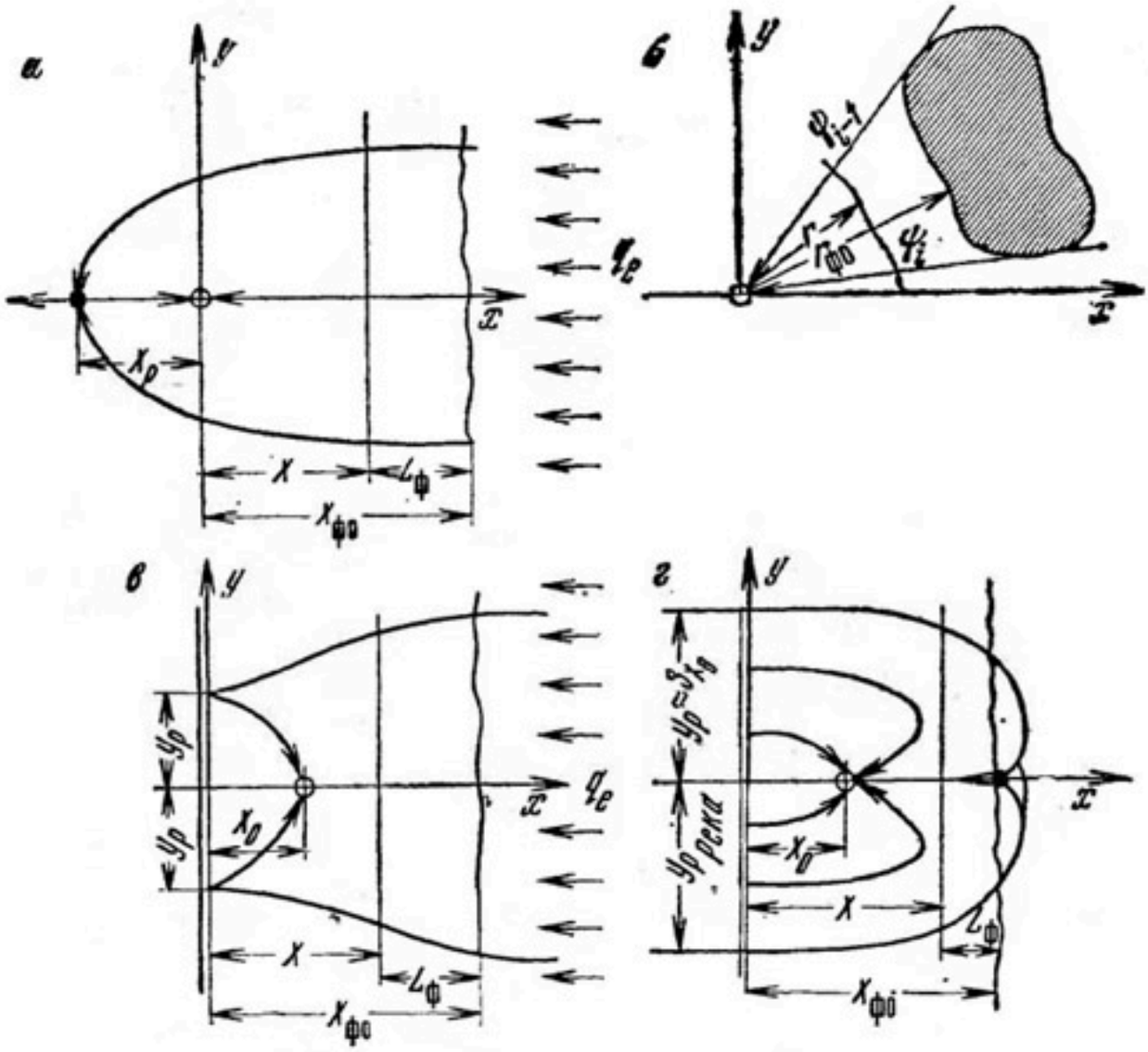


Рис. 48. Схемы фильтрационного течения к водозабору в изолированном пласте:
а — в удалении от реки при наличии естественного потока; *б* — то же, без естественного потока; *в* — вблизи реки при наличии естественного потока; *г* — то же, без естественного потока

ставляющие скорости фильтрации по координатам x, y находятся из формул, приведенных в главе 4:

$$V_x = \frac{Qx}{2\pi m r^2} e^{-\frac{r^2}{4at}} + \frac{q_e}{m}; \quad V_y = \frac{Qy}{2\pi m r^2} e^{-\frac{r^2}{4at}}, \tag{6.36}$$

где Q — расход водозабора; a — коэффициент пьезопроводности; q_e — естественный поток подземных вод; остальные обозначения прежние.

Приравнивая нулю скорость V_x по (6.36) можно в рассматриваемой схеме фильтрации определить положение точки разветвления потока x_p, через которую проходит линия тока, ограничивающая в каждый момент времени область питания или область захвата водозабора. Координата этой точки

$$x_p = -\frac{Q}{2\pi q_e} e^{-\frac{r^2}{4at}}. \tag{6.37}$$

При $t=0$ $x_p=0$, т. е. точка разветвления находится на оси водозабора. Со временем она перемещается вниз по потоку, причем максимальное ее удаление от водозабора соответствует времени $t=\infty$.

При этом

$$x_p = -\frac{Q}{2\pi q_e}. \tag{6.38}$$

Используя известные соотношения между функцией напора или потенциалом скорости фильтрации и функцией тока в стационарном потоке (см., например, [91]), можно выразить последнюю в следующем виде:

$$\bar{\psi} = \begin{cases} \operatorname{arctg}\frac{y}{x} + \bar{y} & \text{при} \quad x > 0, \\ \pi - \operatorname{arctg}\frac{y}{x} + \bar{y} & \text{при} \quad x < 0, \end{cases} \tag{6.39}$$

$$\bar{\psi} = \frac{2\pi\psi}{Q}; \quad \bar{y} = \frac{2\pi q_e y}{Q}. \tag{6.40}$$

По разности функций тока определяется фильтрационный расход

$$Q = \psi_{i+1} - \psi_i. \tag{6.41}$$

Из (6.39) получаем связь между координатами x, y точек на любой линии тока:

$$x = \frac{y}{\pm \operatorname{tg}(\bar{\psi} - \bar{y})}, \tag{6.42}$$

где знак «+» принимается для зоны $x>0$, а знак «—» — для зоны $x<0$.

Теперь по исходным уравнениям (6.2) и (6.5) можно определить время $t_ф$, в течение которого точка, располагающаяся в

начальный момент на расстоянии $x_{ф0}$ от водозабора, продвинется до сечения x:

$$t_Ф = -An\int_{x_{ф0}}^{x}\frac{dx}{V_x},$$

Подставляя сюда V_x или V_y по (6.36) (при $l^{-\frac{r^2}{4at}} \approx 1$) и выражая в них по (6.42) Y через x (или наоборот), получим

$$t_Ф = \frac{AnmQ}{2\pi q_e^2}\left(\bar{x} + \ln\frac{\sin\theta}{\sin\theta + \bar{y}}\right), \qquad (6.43)$$

$$\bar{x} = \frac{2\pi q_e}{Q}(x_{ф0} - x); \qquad \theta = \operatorname{arctg}\frac{y}{x} - \operatorname{arctg}\frac{y}{x_{ф0}}. \qquad (6.44)$$

При отсутствии естественного потока подземных вод, т. е. когда $q_e = 0$ (рис. 48, *б*), фильтрация к водозабору приобретает одномерный (осесимметричный) характер со скоростью

$$V_x = \frac{Qx}{2\pi mr^2}; \qquad V_y = \frac{Qy}{2\pi mr^2} \qquad (6.45)$$

и полная скорость $V = \frac{Q}{2\pi mr}$ $(r = \sqrt{x^2 + y^2})$. (6.46)

В соответствии с этим из (6.2) и (6.5) для фронта фильтрации $r_Ф$ и времени $t_Ф$ получаются ранее приведенные формулы (6.35).

Миграция загрязнений в пласте, изолированном водоупорными породами кровли и подошвы, может иметь место только при наличии «внутренних» источников загрязнения, образовавшихся в результате фильтрации сточных жидкостей из промышленных бассейнов или поступления загрязнений через неисправные скважины.

Если эти источники загрязнения приводят к заметному возмущению фильтрационного потока, то их следует учитывать при определении скоростей и функции тока. В случае же, когда источники можно отнести к числу гидродинамически неактивных, миграция загрязнений из них оценивается по приведенным выше формулам. При этом фронт фильтрации загрязнений должен определяться по формуле (6.43), а результирующая их концентрация в водозаборе — по относительному расходу загрязненных и чистых вод, т. е. по формуле смешения.

Выражая расход загрязненных вод по разности функции ψ_{i+1}, ψ_i, характеризующих линии тока, ограничивающие очаг загрязнения (см. рис. 48, *б*), получим

$$C_в = C_e + \frac{C_з - C_e}{Q_в}(\psi_{i+1} - \psi_i), \qquad (6.47)$$

где $C_в$, $C_з$ и $C_е$ — концентрации загрязнений того или иного из прослеживаемых компонентов в водозаборе, очаге загрязнений и в природных водах пласта (так называемая фоновая концентрация); $Q_в$ — общий расход водозабора.

Водозабор вблизи реки. Для расчета понижения уровня при действии компактного водозабора вблизи реки применяются формулы (см. гл. 4). По этим формулам можно определить скорости фильтрации, которые при $e^{-\frac{r^2}{4at}} \approx 1$ выражаются так (рис. 48, *в*):

$$V_x = \frac{Q}{2\pi m}\left(\frac{x-x_0}{r^2} - \frac{x-x_0}{\rho^2}\right) + \frac{q_е}{m}; \qquad V_y = \frac{Qy}{2\pi m}\left(\frac{1}{r^2} - \frac{1}{\rho^2}\right), \tag{6.48}$$

причем здесь

$$r = \sqrt{(x_0-x)^2+y^2}; \quad \rho = \sqrt{(x_0+x)^2+y^2}.$$

Как показано на схеме фильтрации, расход водозабора складывается из фильтрующихся речных вод и естественного потока.

При этом размеры участка фильтрации из реки определяются по следующей зависимости:

$$2y_р = 2\sqrt{x_0\left(\frac{Q}{\pi q_е} - x_0\right)}. \tag{6.49}$$

Имеется в виду, что $\frac{Q}{\pi q_е} > x_0$.

Функции тока имеют такие выражения:

$$\bar{\psi} = \begin{cases} \operatorname{arctg}\frac{y}{x-x_0} - \operatorname{arctg}\frac{y}{x+x_0} + \bar{y} & \text{при } x > x_0, \\ \pi - \operatorname{arctg}\frac{y}{[x-x_0]} - \operatorname{arctg}\frac{y}{x+x_0} + \bar{y} & \text{при } x < x_0, \end{cases} \tag{6.50}$$

где обозначения прежние [см. формулы (6.36—6.40)].

Соотношение между координатами x, y на любой линии тока из (6.50) будет

$$x = \sqrt{x_0^2 - y^2 + \frac{2yx_0}{\operatorname{tg}(\bar{\psi}-\bar{y})}} \tag{6.51}$$

Используя по-прежнему (6.48), с учетом (6.51) можно из (6.2)—(6.5) найти время движения и координаты фронта фильтрации. Для точек, располагающихся на оси x, при этом получим

$$t_ф = \frac{A\pi m}{a_е}\left[x_{ф0} - x - \frac{x_0^2+y_р^2}{a_р}\left(\operatorname{arctg}\frac{x_{ф0}}{y_р} - \operatorname{arctg}\frac{x}{y_р}\right)\right]. \tag{6.52}$$

При отсутствии естественного потока ($q_e=0$) производительность водозабора обеспечивается целиком фильтрацией из реки. Теоретически при этом координаты зоны фильтрации из реки $y_р=\pm\infty$, т. е. фильтрация из реки происходит на всем ее протяжении. Однако максимальный расход, равный 80—85% расхода водозабора, сосредоточивается в зоне $y\approx\pm 3x_0$. Это положение иллюстрируется графиком на рис. 49.

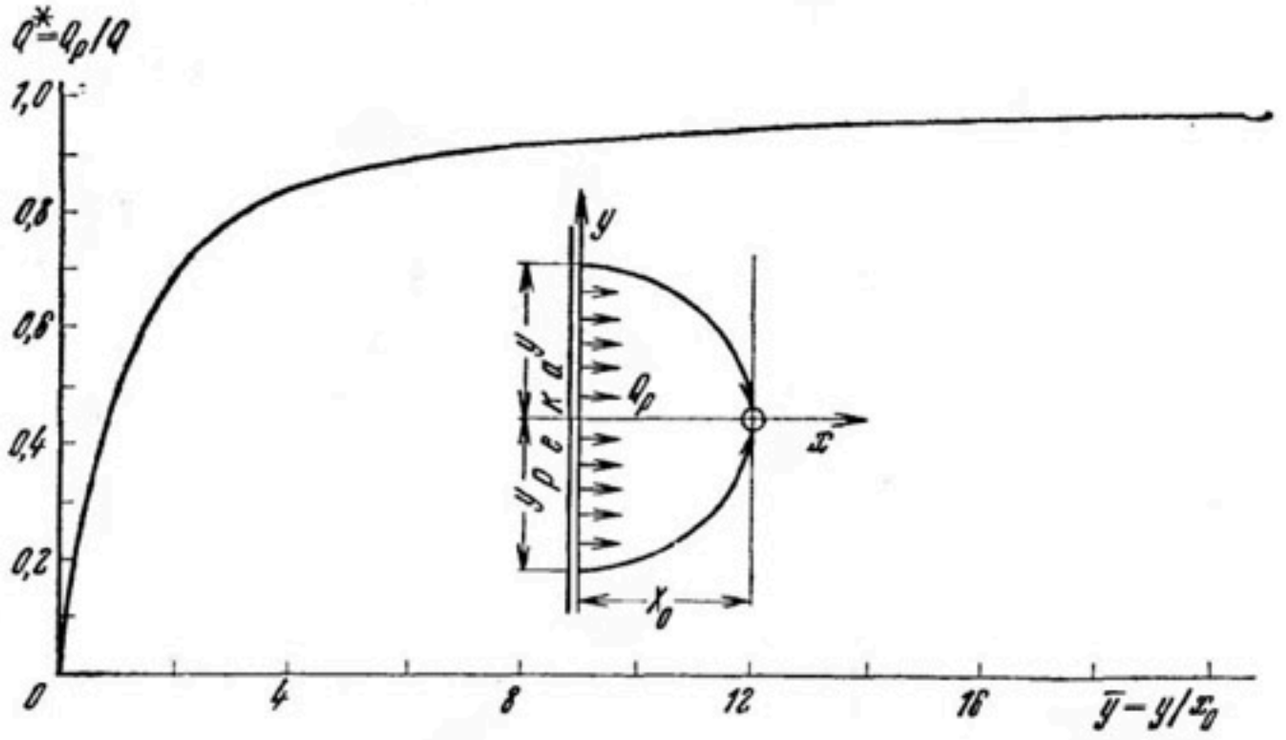


Рис. 49. График зависимости расхода речных вод (привлекаемых к водозабору) от ширины фронта фильтрации

Движение фронта фильтрации по главной линии тока (ось x) при отсутствии естественного потока определяется по следующей формуле:

$$t_ф = \frac{A\pi m}{3Qx_0}\left[x_{ф0}^3 - x^3 - 3x_0^2(x_{ф0}-x)\right]. \qquad (6.53)$$

Концентрация загрязнений при наличии неактивного источника таковых находится, как и ранее, по общей зависимости (6.47), где ψ_{i+1}, ψ_i определяются по (6.50).

Формулы (6.48)—(6.53) для водозабора вблизи реки справедливы, когда река является совершенной в фильтрационном отношении. При значительном несовершенстве реки можно использовать приближенный прием расчета введением дополнительного сопротивления ΔL (сдвижка уреза реки относительно водозабора). Подробнее об этом см. в главе 4.

ДВУХСЛОЙНЫЙ ПЛАСТ

Фильтрационная схема двухслойного пласта приведена на рис. 27 (см. гл. 4). Предполагаем известными первоначальную

концентрацию в верхнем питающем слое C_ε и в основном напорном пласте C_e. При эксплуатации водозабора вода обоих горизонтов будет смешиваться, поэтому концентрация веществ в основном слое должна изменяться в зависимости от времени t и координаты r. Решение соответствующей гидродинамической задачи выражается формулой (4.53), в которой функция R для длительных периодов откачки определяется по выражению (4.54).

В соответствии с этим действительная скорость движения воды в основном пласте

$$V^* = -\frac{Q}{2\pi n m r}. \tag{6.54}$$

Удельное инфильтрационное питание, т. е. приходящийся на единицу площади расход перетекаемых вод из верхнего пласта в нижний, можно определить следующим образом:

$$\varepsilon = \frac{k_0}{m_0}(S - S_0) = \frac{Q}{4\pi t a} e^{-\frac{r^2}{4a^{**}t}}, \tag{6.55}$$

где S_0 — понижение уровня в верхнем пласте; t — время от начала откачки; a — коэффициент пьезопроводности $\left(a = \frac{km}{\mu}\right)$.

Равенства (6.54) и (6.55) справедливы для относительно больших промежутков времени

$$t > (3 \div 5)\frac{m_0}{k_0}\mu.$$

В отличие от ранее рассмотренных задач на смешение подземных вод в данном случае скорость движения воды и величина инфильтрационного питания изменяются во времени.

Подставляя соотношение для V^* и ε в исходное дифференциальное уравнение (6.2), найдем, что положение фронта фильтрации подземных вод на любой момент времени определяется соотношением

$$r_\Phi^2 = r_{\Phi 0}^2 - \frac{Qt}{\pi m n}, \tag{6.56}$$

где $r_{\Phi 0}$ — первоначальное положение фронта (при $t=0$).

Выражение для относительной концентрации рассматриваемого вещества в подземной воде при этом приобретает вид

$$\ln \bar{C} = \frac{\mu}{\mu + \mu^*}\bar{Q}e^{\bar{Q}}[-Ei(-\alpha_0)], \tag{6.57}$$

$$\bar{C} = \frac{C - C_\varepsilon}{C_e - C_\varepsilon}; \qquad \alpha_0 = \bar{Q} + \frac{r_\Phi^2}{4a^{**}t}; \qquad \bar{Q} = \frac{Q}{4\pi m n a^{**}}. \tag{6.58}$$

При определении концентрации $C=C_в$ на водозаборе следует в (6.58) принять $r_ф=r_0$.

Из изложенного видно, что концентрация вещества в воде, извлекаемой водозабором, в значительной степени определяется дебитом водозабора. При относительно малых расходах скважины ($Q\approx 0$) $\bar{C}\approx 1$, т. е. $C=C_e$, химический состав воды в пласте изменяется слабо.

ТРЕХСЛОЙНЫЙ ПЛАСТ

Трехслойный пласт (см. схему на рис. 28 в гл. 4) представляет собой систему, состоящую из двух хорошо проницаемых горизонтов, в одном из которых (слой 1) располагается водозабор; горизонты разделены слабопроницаемой перемычкой. При действии водозабора происходит смешение вод эксплуатируемого пласта (концентрация C_e) с подземными водами питающего пласта (слой 2) с концентрацией некоторого компонента C_e.

Понижения уровня в обоих водоносных горизонтах при квазиустановившемся режиме фильтрации подземных вод к водозабору можно в соответствии с решением (4.58), приведенным в главе 4, записать следующим образом (см. рис. 28):

$$S_1=\frac{Q}{4\pi km}\left[\ln\frac{2{,}25a^{**}t}{r^2}+\frac{2}{\nu}K_0\left(\frac{r}{B}\right)\right],$$

$$S_2=\frac{Q}{4\pi km}\left[\ln\frac{2{,}25a^{**}t}{r^2}-2K_0\left(\frac{r}{B}\right)\right], \qquad (6.59)$$

где S_1 — понижение уровня в основном пласте; S_2 — понижение уровня в соседнем, питающем водоносном горизонте; Q — расход откачки из водозабора; $km=(km)_1+(km)_2$ — сумма водопроводимостей пластов; $a^{**}=\dfrac{km}{\mu_1+\mu_2+\mu_0}$; μ_1, μ_2 и μ_0 — водоотдача соответственно слоев 1, 2 и слабопроницаемого раздельного слоя;

$$\nu=\frac{(km)_1}{(km)_2}; \qquad B=\sqrt{\frac{m_0(mk)_1(km)_2}{k_0km}},$$

здесь k_0 и m_0 — коэффициент фильтрации и мощность раздельного слоя.

Из этих соотношений можно найти скорость фильтрации подземных вод V_1 в основном горизонте и модуль (расход на единицу площади) перетекания (инфильтрации) подземных вод в основной пласт ε_{2-1}:

$$V_1=-\frac{Q}{2\pi}\frac{(km)_2}{kmm_1}\frac{1}{r}\left[\nu+\frac{r}{B}K_1\left(\frac{r}{B}\right)\right], \qquad (6.60)$$

$$\varepsilon_{2-1} = \frac{k_0}{m_0}(S_1 - S_2) = \frac{Q}{2\pi B_1^2} K_0\left(\frac{r}{B}\right), \tag{6.61}$$

где $B_1 = \sqrt{\frac{(km)_1 m_0}{k_0}}$, m_1 — мощность основного слоя.

В отличие от схемы двухслойного пласта в случае трехслойной системы водоносных горизонтов, как это видно из (6.61), величина инфильтрационного питания стабилизируется во времени и зависит только от расстояния до скважины.

Подставив указанные выражения (6.60) и (6.61) в исходное уравнение (6.2), получим:

$$V^* \frac{\partial C}{\partial r} + \dot{\varepsilon}_{2-1}(C - C_\varepsilon) + \frac{\partial C}{\partial t} = 0, \tag{6.62}$$

$$V^* = \frac{V}{An_1}, \quad \dot{\varepsilon}_{2-1} = \frac{\varepsilon_{2-1}}{Am_1 n_1},$$

где C и C_ε — концентрации прослеживаемого компонента соответственно в основном пласте 1 (искомая величина) и питающем слое 2 (принимается, что $C_\varepsilon = \text{const}$); n_1 — пористость основного пласта; A — показатель процессов сорбции (поглощения): $A = \frac{1+\beta}{\beta}$; ($\beta$ — коэффициент распределения вещества).

Решение уравнения (6.62) при условии $C = C_e$ и $r = r_{\phi 0}$ (C_e — первоначальная концентрация в сечении $r_{\phi 0}$) выражается в следующем виде:

$$\overline{C} = \frac{C - C_\varepsilon}{C_e - C_\varepsilon} = e^{-\int_r^{r_{\phi 0}} \frac{\dot{\varepsilon}_{2-1}}{V^*} dr} \tag{6.63}$$

где r — фронт фильтрации прослеживаемого компонента.

$$t_\phi = \int_r^{r_{\phi 0}} \frac{dr}{V^*}. \tag{6.64}$$

После интегрирования (6.63) получим

$$\overline{C} = \frac{\nu + \frac{r_{\phi 0}}{B} K_1\left(\frac{r_{\phi 0}}{B}\right)}{\nu + \frac{r}{B} K_1\left(\frac{r}{B}\right)}, \tag{6.65}$$

где величина $r_{\phi 0}$ определяется из уравнения (6.64), которое может быть представлено так:

$$t_\phi = \frac{\pi(1+\nu) m_1 n_1}{\nu Q}\left[r_{\phi 0}^2 f(\nu, r_{\phi 0}) - r^2 f(\nu, r)\right]. \tag{6.66}$$

Функции f находятся в результате численного интегрирования (6.64); значения их даны в табл. 14.

Таблица 14

Значения функции $f(\nu)$, $\frac{r_l}{B}$

$\frac{r_l}{B}$	$f\left(\nu, \frac{r_l}{B}\right)$ при ν, равном									
	0.01	0.05	0.1	0.2	0.5	1	2	5	10	100
0,1	0,01	0,04	0,09	0,16	0,34	0,50	0,66	0,82	0,90	0,98
0,5	0,01	0,05	0,10	0,18	0,36	0,53	0,69	0,85	0,92	0,99
1	0,01	0,06	0,12	0,21	0,40	0,57	0,73	0,87	0,93	0,99
2	0,02	0,10	0,18	0,31	0,52	0,68	0,81	0,91	0,95	1,00
3	0,04	0,17	0,28	0,43	0,64	0,77	0,87	0,94	0,97	1,00
4	0,07	0,27	0,41	0,56	0,74	0,84	0,91	0,96	0,98	1,00
5	0,14	0,39	0,53	0,67	0,81	0,89	0,94	0,97	0,99	1,00
10	0,64	0,80	0,86	0,90	0,95	0,97	0,98	0,99	1,00	1,00
20	0,91	0,95	0,96	0,98	0,99	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00
50	0,99	0,99	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Из приведенных формул видно, что концентрация прослеживаемого компонента на водозаборе при длительной откачке, когда $\frac{r}{B} \ll 1$, $\frac{r_{\phi 0}}{B} > 1$, составляет

$$\overline{C} \approx \frac{\nu}{1+\nu} = \frac{(km)_1}{(km_1)+(km_2)}. \tag{6.67}$$

Таким образом, при оценке миграции загрязнений в схеме трехслойного пласта можно считать, что концентрация их в водозаборе в основном определяется соотношением водопроводимостей взаимодействующих пластов. Из этого следует, что и питание основного пласта связано с такой же закономерностью.

Этот вывод отличается от результатов, приведенных в работе [10], где величина дополнительных запасов определяется следующим образом:

$$Q_{\text{цер}} = \frac{\mu_2 + \mu_0}{\mu_1 + \mu_2 + \mu_0}, \tag{6.68}$$

т. е. зависит от соотношения коэффициентов водоотдачи взаимодействующих пластов. Это отличие обусловлено тем, что при выводе соотношения (6.68) принимается иная предпосылка, а именно: $r_{\phi 0} \to \infty$, $t \neq \infty$ или $\frac{r_{\phi 0}^2}{4at} \to \infty$, тогда как в (6.67) предполагается, что $r_{\phi 0} \neq \infty$, $t = \infty$, т. е. $\frac{r_{\phi 0}^2}{4at} \to 0$.

Отметим в заключение данного параграфа, что задача о миграции растворенных веществ в трехслойном пласте в изложенной здесь постановке освещена в работах [16, 93]. Она рассматривалась также В. В. Бузаевым.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ФРОНТА ФИЛЬТРАЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ЧИСЛЕННЫМ И ГРАФОАНАЛИТИЧЕСКИМ МЕТОДОМ

Аналитические методы определения фронта фильтрации загрязнений применимы для простых, в значительной мере идеализированных фильтрационных потоков.

В более сложных фильтрационных течениях, — при наличии нескольких источников загрязнения и водозаборов в естественном (бытовом) потоке, — можно производить расчеты численно по методу, основанному на кусочно-разностном разделении всего прогнозируемого периода фильтрации.

При разбивке расчетного периода времени t на k отрезков $\Delta t_j (j=1, 2, ..., k)$, за которые определяются соответствующие отрезки пути ΔL_j продвижения фронта фильтрации, или обратно, по заданным величинам ΔL_j находятся Δt_j, основная зависимость при этом представляется в следующем виде:

$$\Delta L_j = \frac{\Delta t_j}{A} \sum_{i=1}^{n} V_{ij}^{\bullet}; \qquad \Delta t_j = \frac{A \Delta L_j}{\sum_{i=1}^{n} V_{ij}^{\bullet}}, \tag{6.69}$$

где $V_{ij}^{\bullet}$ — действительная скорость фильтрации на отрезке пути ΔL_j, принимаемая постоянной или средней от начала до конца отрезка времени Δt_j и обусловленная действием i-го объекта фильтрации (хранилища, водозабора и т. д.); $i=1, 2, ..., n$ (n — количество объектов).

Полный путь продвижения границы раздела L_Φ и общее время ее продвижения t_Φ находятся путем суммирования:

$$L_\Phi = \sum_{j=1}^{k} \Delta L_j; \qquad t_\Phi = \sum_{j=1}^{k} \Delta t_j. \tag{6.70}$$

Здесь k — принятое при расчетах число интервалов пути и времени.

По формулам (6.69) можно производить расчеты для условий стационарного и нестационарного потоков, причем в том и другом случаях должны быть известны аналитические выражения для скоростей фильтрации, обусловленных действием каждого объекта.

Расчет продвижения границы раздела между загрязненными и чистыми водами численным методом производится либо в пределах всей области фильтрации, либо по отдельным выбранным направлениям. При этом для расчета времени допустимо пользоваться проекциями скоростей по осям координат. Примеры использования численного метода расчета фронта фильтрации загрязнений приведены в работах [25, 93].

Для получения полной картины распространения загрязнений во всех направлениях от источника расчеты проводят по

гидродинамическим сеткам фильтрации, характеризующим движение подземных вод с учетом действия источников загрязнения, водозаборов, дрен и т. д.

Время продвижения загрязнений и положение фронта фильтрации при этом определяются по полосам тока от контура действующего источника или ранее образовавшегося очага загрязнения подземных вод. Выбор способа построения гидродинамической сетки зависит от сложности гидрогеологических условий, формы, количества и интенсивности источников загрязнения и водозаборов.

Сетки в относительно простых условиях могут быть построены по аналитическим решениям, более сложные условия требуют моделирования.

Широкое применение может получить также графоаналитический метод построения сеток с использованием карт гидроизопьез (в безнапорных условиях—гидроизогипс) естественного потока подземных вод.

При расчетах времени распространения загрязнений $t_ф$ и положения фронта фильтрации $L_ф$ на гидродинамических сетках

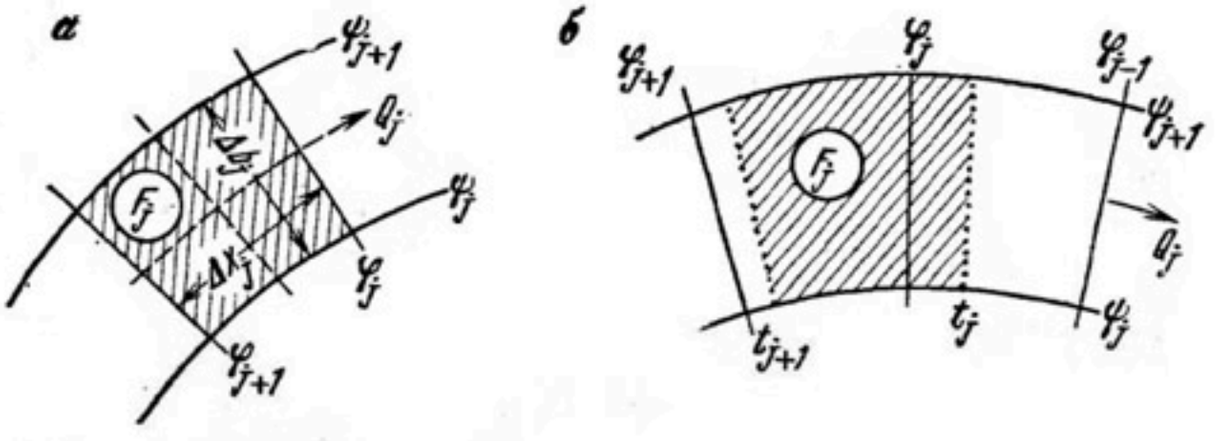


Рис. 50. Фрагмент гидродинамической сетки:
а — фрагмент ячейки гидродинамической сетки; *б* — фрагмент ячейки с показанием времени перемещения загрязнения

используются основные соотношения (6.68) и (6.69), причем скорость фильтрации V^* исчисляется для каждой ячейки сетки (на отрезке ленты тока между соседними изолиниями потенциалов) по формуле (рис. 50)

$$V_j^* = \frac{k}{n}\frac{\Delta H_j}{\Delta L_j}; \qquad (\Delta H_j = H_{j+1} - H_j). \tag{6.70а}$$

В соответствии с этим, поскольку скорость фильтрации представляет собой суммарную скорость сложного потока (т. е. $V_j^* = \sum_{i=1}^{n} V_{ij}^*$),

$$\Delta L_j = \frac{\Delta t_j k \Delta H_j}{An}; \qquad \Delta t_j = \frac{An\Delta L_j^2}{k\Delta H_j}. \tag{6.71}$$

Полный путь ($L_ф$) и время ($t_ф$) фильтрации загрязнений находятся суммированием по формулам (6.64).

Указанные выражения можно представить в несколько ином виде, более удобном для графоаналитического построения границы раздела между загрязненными стоками и природными подземными водами на определенные моменты времени. Учитывая, что фильтрационный расход в каждой полосе (см. рис. 50)

$$Q_j = \Psi_{j+1} - \Psi_j = \frac{k\Delta H_j}{\Delta L_j}\Delta b_j,$$

а площадь каждой ячейки

$$F_j = \Delta L_j \Delta b_j,$$

вместо (6.71) получим

$$\Delta t_j = \frac{AnF_j}{Q_j}. \qquad (6.72)$$

В стационарных условиях расход в пределах полосы тока не изменяется (Q_j=const), поэтому

$$\Delta t_j = \alpha F_j; \quad F_j = \frac{\Delta t_j}{\alpha} \qquad \left(\alpha = \frac{An}{Q_j}\right) \qquad (6.73)$$

т. е. положение фронта фильтрации на определенные (заданные) отрезки времени Δt_j можно находить путем вычисления соответствующей площади F_j в пределах рассматриваемой полосы тока. При этом площадь может охватывать не одну ячейку, а больше или меньше, в зависимости от принятого расчетного интервала времени Δt_j.

Построение гидродинамической сетки фильтрации можно с успехом выполнять с помощью моделирования на аналоговых электрических приборах. При достаточно подробных сведениях о гидрогеологических условиях и параметрах водоносных пластов это позволяет охарактеризовать фильтрационное поле при самых сложных и разнообразных обстоятельствах.

ГЛАВА 7.
ЗАЩИТА ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

ОБЩИЕ МЕРОПРИЯТИЯ ПО БОРЬБЕ С ЗАГРЯЗНЕНИЕМ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Известные примеры загрязнения подземных вод [69, 82], а также материалы, приводимые далее в главе 9, показывают, что борьба с загрязнениями, уже попавшими в водоносный

пласт, представляет собой очень сложную задачу и требует дорогостоящих, часто труднореализуемых мероприятий.

При большом накоплении в пласте загрязняющих веществ и малой их десорбируемости, а также при низких фильтрационных свойствах пород время, необходимое для полного извлечения загрязнений из пород и подземных вод, может измеряться десятками и даже сотнями лет.

В случаях же, когда очаг загрязнения имеет значительную площадь, а мощность водоносных пород велика, загрязнение подземных вод ликвидировать вообще не удается, и этот участок водоносного пласта, иногда со значительными запасами подземных вод, практически безвозвратно теряется. Поэтому главными следует считать мероприятия профилактического характера, предупреждающие возможность загрязнения подземных вод.

К сожалению, однако, имеется немало примеров уже произошедшего загрязнения подземных вод. В связи с этим наряду с профилактическими мероприятиями должны разрабатываться методы и приемы по локализации очагов загрязнения, а там, где представляется возможным — также по их ликвидации и восстановлению качества подземных вод [25].

Профилактические мероприятия против загрязнения подземных вод сточными водами и отходами должны быть комплексными и захватывать как сферу строительства и производства, так и собственно гидрогеологические аспекты (контроль и наблюдения за качеством подземных вод, надежное в санитарном отношении устройство водозаборов подземных вод и т. п.).

Предотвращению загрязнения подземных вод содействуют мероприятия общего характера: 1) создание замкнутых систем промышленного водоснабжения и канализации; 2) внедрение производств с бессточной технологией или с минимальным количеством сточных вод и других отходов; 3) совершенствование очистки сточных вод; 4) изоляция коммуникаций со сточными водами; 5) ликвидация или очистка газо-дымовых выбросов на предприятиях; 6) контролируемое, ограниченное использование ядохимикатов и удобрений на сельскохозяйственных территориях; 7) глубокое захоронение особо вредных стоков, не имеющих экономически оправданных методов очистки или ликвидации; 8) создание водоохранных зон в районах развития грунтовых вод с установлением здесь строгих правил хозяйственной и строительной деятельности.

Наиболее важным представляется геологический контроль над размещением новых предприятий, что следует проводить с учетом защищенности пригодных для водоснабжения подземных вод и взаимосвязи отдельных водоносных горизонтов между собой и с поверхностными водами.

В долинах рек, на поймах и аллювиальных террасах, содержащих подземные воды, которые используются для водоснабжения или могут быть использованы для этих целей в будущем, необходимо, как правило, запрещать строительство «водоемких» промышленных предприятий, деятельность которых сопровождается большими сбросами сточных загрязненных вод. Строительство подобных предприятий должно быть запрещено и в других гидрогеологических условиях, благоприятных для устройства водозаборов подземных вод питьевого назначения.

На промышленных площадках для предупреждения инфильтрации технологических и сточных вод в водоносные горизонты, не имеющие водоупорной кровли, все водонесущие коммуника-

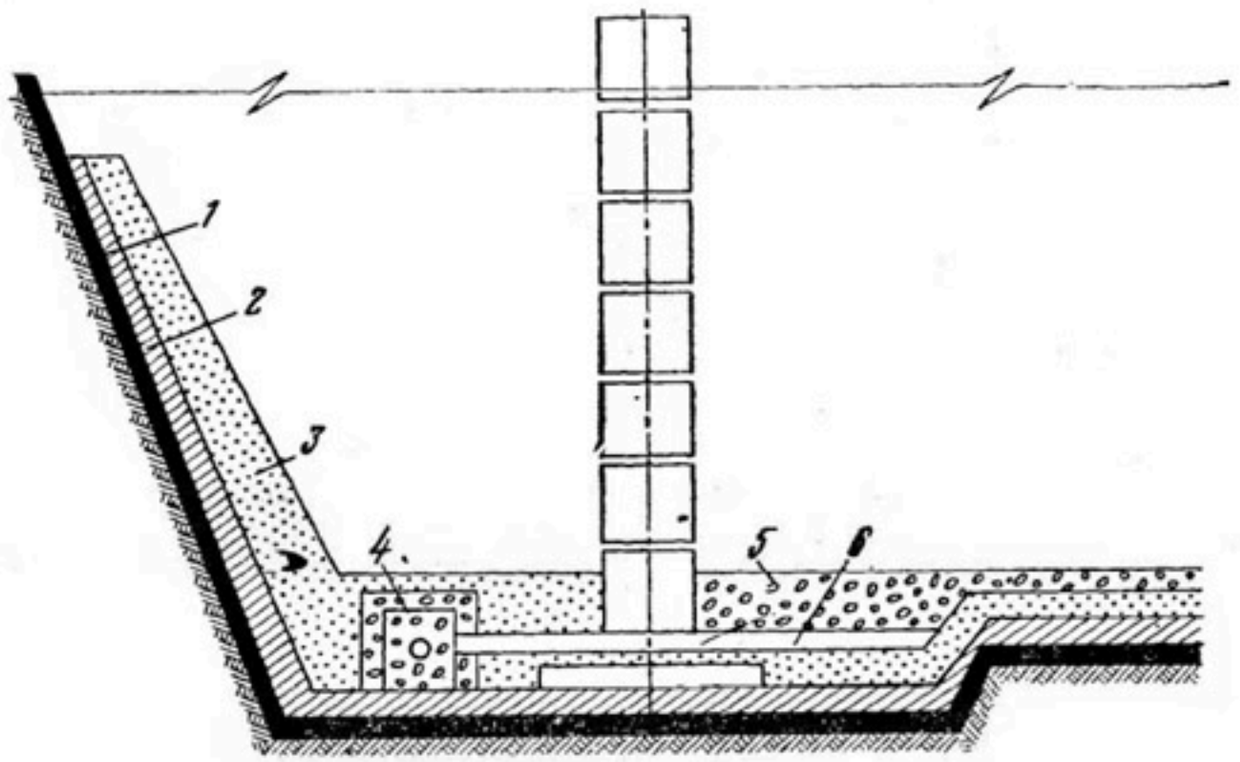


Рис. 51. Пластовый дренаж под полом здания для защиты подземных вод от инфильтрующихся технологических и сточных вод:

1 — щебень, втрамбованный в грунт; *2* — глинобетон; *3* — песок крупнозернистый; *4* — пристенный дренаж; *5* — гравий или щебень; *6* — труба чугунная

ции и цеха должны иметь надежную гидроизоляцию и дренажи, защищающие подземные воды от загрязнения.

Пластовые и линейные дренажи, широко применяющиеся в промышленном и городском строительстве для защиты сооружений от подтопления грунтовыми водами, в качестве обязательного конструктивного элемента должны иметь в основании водонепроницаемый экран из глинобетона или полиэтиленовой пленки (рис. 51). Сточные воды и технологические растворы, которые могут проникнуть в грунт, должны перехватываться фильтрующими элементами пластового дренажа (обсыпки, постели) и по дренажным трубам отводиться к водоприемнику для перекачки и последующей утилизации или очистки.

При неглубоком залегании водоупора группа зданий или вся промплощадка могут быть изолированы от чистых подземных вод с помощью кольцевой водонепроницаемой завесы, а также стенки или их комбинации в сочетании с дренажем, отбирающим инфильтрующиеся сточные воды и атмосферные осадки (рис. 52).

На промышленных площадках с повышенным загрязнением воздуха и почв сбору и очистке подлежат также ливневые воды.

Все промышленные бассейны, в которых складируются сточные воды и отходы (шламохранилища, накопители, испарители, гидрозолоотвалы и другие сооружения), должны быть нефильтрующими. Это может быть достигнуто в отдельных случаях

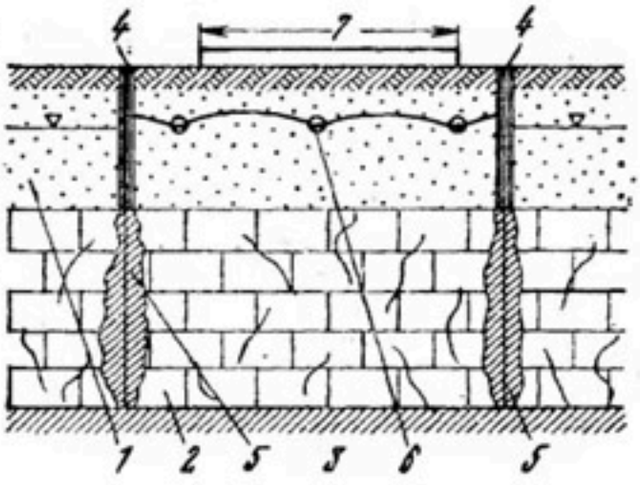


Рис. 52. Комбинированная кольцевая противофильтрационная завеса в дренаж для защиты подземных вод от инфильтрующихся стоков:

1 — песчано-гравелистые породы; *2* — скальные трещиноватые водопроницаемые породы; *3* — водоупорные породы; *4* — противофильтрационная барражная стенка; *5* — цементационная завеса; *6* — дренаж; *7* — территория промплощадки — источника загрязнения подземных вод

путем выбора места расположения сооружения, но в основном — с помощью различных противофильтрационных и дренажных устройств, создаваемых в теле плотины или дамбы шламохранилища [74].

Помимо выполнения чисто гидротехнических задач (снижение фильтрации через плотину для повышения ее устойчивости и исключения опасных фильтрационных деформаций грунта) названные противофильтрационные устройства, как отмечалось выше, предназначаются для полной задержки сточных вод в хранилище. Поэтому они должны устраиваться из практически непроницаемых материалов — полимерных пленок, битумных покрытий, глинобетона и лишь в отдельных случаях — из уплотненных глинистых грунтов с очень низкой водопроницаемостью.

Противофильтрационные элементы тела и основания плотины шламохранилища — экран, зуб, понур, ядро, диафрагмы (рис. 53) — должны перерезать всю толщу водопроницаемых пород и надежно сопрягаться с водоупором. Дренажные устройства шламохранилищ размещаются в нижней части тела плотины в виде наклонного, трубчатого, ленточного и других дренажей. В береговых примыканиях плотин, создаваемых на шламохранилищах овражно-балочного типа, противофильтрационные элементы имеют вид вертикальной завесы, заходящей в

берег по линии оси плотины или перпендикулярно ей, т. е. вдоль берега; иногда завеса дополняется непроницаемым экраном на береговом откосе.

Противофильтрационные и дренажные устройства в нижнем бьефе шламохранилищ предназначаются для аккумулирования

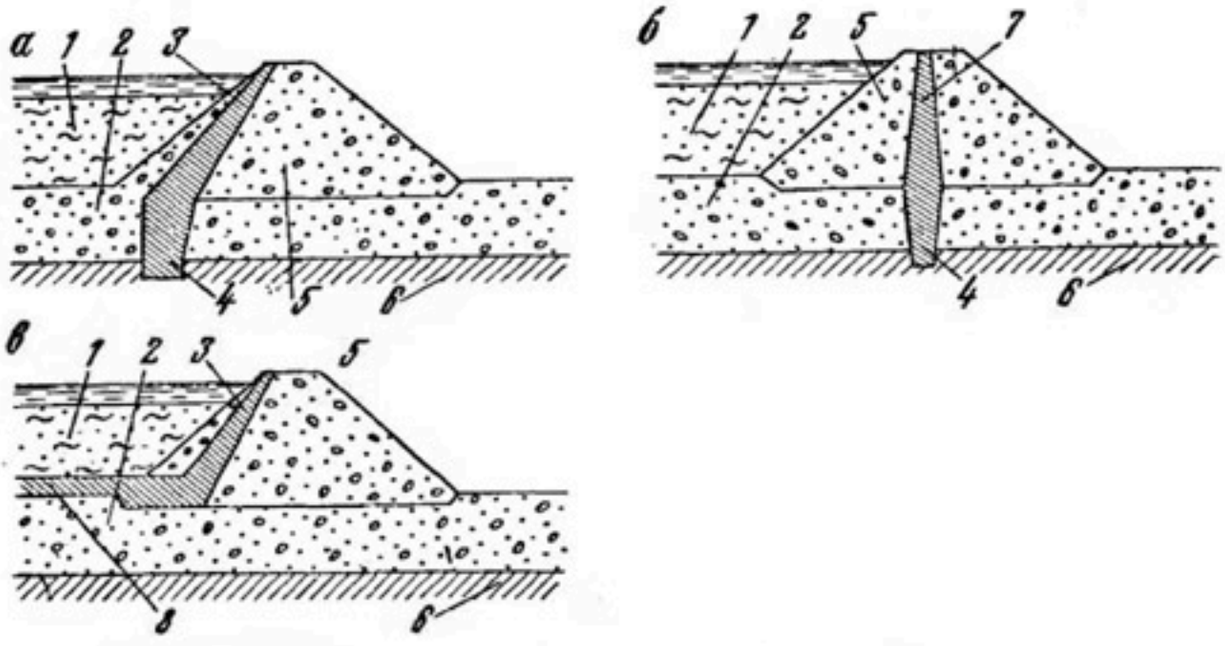


Рис. 53. Противофильтрационные элементы тела и основания плотины (дамбы) шламохранилища:

а — экран и зуб; *б* — ядро (диафрагма) и зуб; *в* — экран и понур.
1 — отходы производства — шламы, хвосты, сточные воды; *2* — водопроницаемые породы основания плотины; *3* — экран; *4* — зуб; *5* — тело плотины; *6* — водоупор; *7* — ядро (диафрагма); *8* — понур

стоков, профильтровавшихся через тело, основание и в обход плотины, и перекачки их в шламохранилище или в систему оборотного промышленного водоснабжения. Эти устройства выполняются в виде фронтальной завесы, перерезающей водопроницаемую часть толщи основания, в сочетании с системой дренажа в виде ряда скважин, галереи и др. (рис. 54).

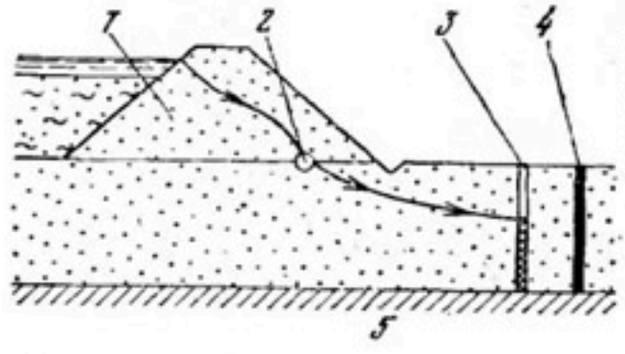


Рис. 54. Перехватывающий дренаж в нижнем бьефе шламохранилища:
1 — плотина; 2 — дренаж тела плотины; *3* — перехватывающие дренажные скважины в нижнем бьефе; *4* — противофильтрационная стенка (завеса); *5* — водоупор

В чаше шламохранилища при неглубоком залегании водоупорных пород противофильтрационные устройства выполняются в виде кольцевой совершенной завесы (рис. 55, *а*) или кольцевого непроницаемого экрана с сопутствующим дренажем (рис. 55, *б*). При глубоком залегании водоупорных пород и низком естественном уровне подземных вод по всей чаше

шламохранилища устраивается пластовый экран из водонепроницаемого материала, прикрытого защитным слоем из местного грунта (рис. 55, *в*).

Однослойный экран устраивается из стабилизированной полиэтиленовой пленки толщиною 0,2—0,6 мм, укладываемой на

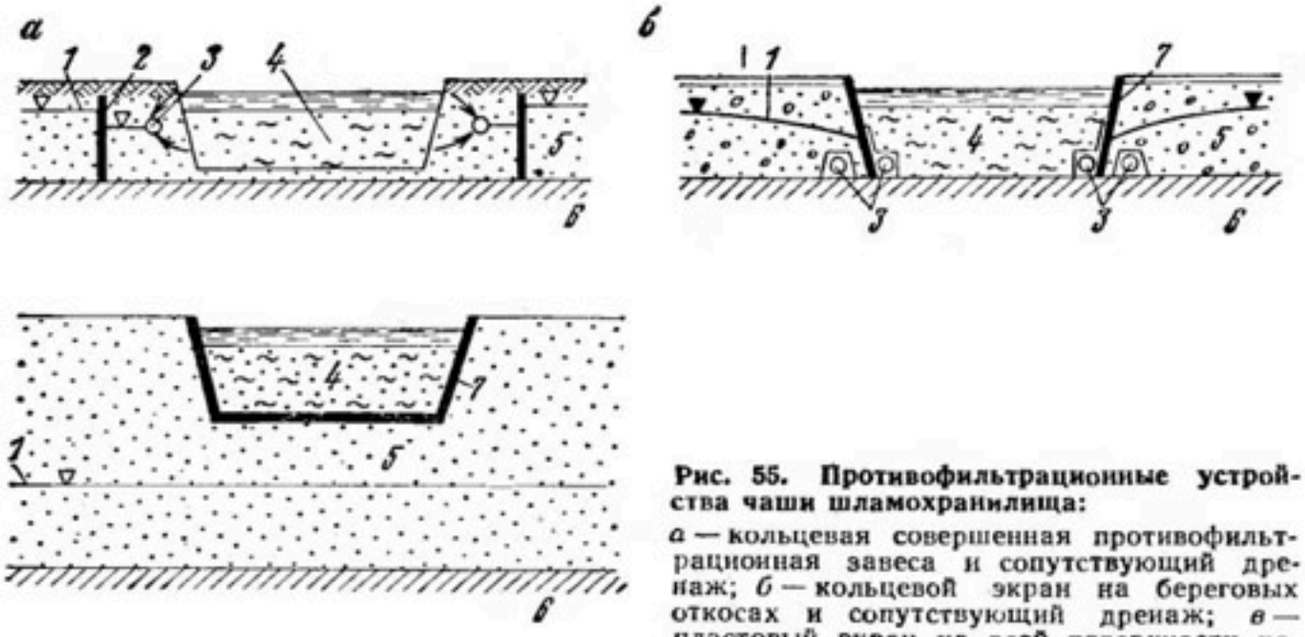


Рис. 55. Противофильтрационные устройства чаши шламохранилища:

а — кольцевая совершенная противофильтрационная завеса и сопутствующий дренаж; *б* — кольцевой экран на береговых откосах и сопутствующий дренаж; *в* — пластовый экран на всей поверхности чаши шламохранилища.

1 — уровень подземных вод; *2* — противофильтрационная завеса; *3* — дренаж; *4* — отходы производства — шламы, хвосты, сточные воды; *5* — водопроницаемые породы; *6* — водоупорные породы; *7* — экран

слой песчаной подготовки, либо из асфальтополимербетона или грунтово-полимерной смеси, покрытых сверху латексом; в отдельных случаях экран возводится из уплотненного глинистого грунта.

Однослойные экраны, в особенности глинистый экран, обладают некоторой, хотя и низкой, водопроницаемостью и поэтому применяются лишь при малотоксичных стоках, фильтрация которых в конкретных гидрогеологических условиях допускается в определенных ограниченных размерах. Более надежными являются двухслойные экраны, в которых верхний и нижний слои выполняются из пленки или малопроницаемого глинистого грунта, а разделяющий их дренажный слой — из песка или гравия. Профильтровавшаяся через верхний слой загрязненная вода может быть отведена из дренажного слоя опять в шламохранилище. При необходимости в дренажном слое может быть создан вакуум или, наоборот, давление, превышающее давление жидкости в шламохранилище и препятствующее ее фильтрации [74].

Применяются также комбинированные экраны, состоящие из стабилизированной полиэтиленовой пленки или из асфальтового покрытия и вышележащих слоев уплотненного глинистого грунта. Существуют также другие схемы и конструкции пластовых водонепроницаемых экранов, которые во всех случаях, как уже отмечалось, должны иметь сверху защитный слой из мест-

ного грунта. Фильтрационные расчеты противофильтрационных и дренажных устройств в шламохранилищах приведены в работах [64, 74].

Для предотвращения фильтрации загрязненных подземных вод из земляных емкостей-накопителей сточных вод и на промплощадках в отдельных случаях возможно использование гидравлической завесы в виде совершенной траншеи, заполненной водой, или в виде ряда скважин, в которые нагнетается чистая вода с напором, превышающим напор (уровень) загрязненных подземных вод. Недостатком гидравлических завес являются затраты чистой воды для непрерывной закачки, а в отдельных случаях — необходимость в одновременной откачке загрязненных и чистых подземных вод.

Водонепроницаемые вертикальные преграды на пути движения загрязненных подземных вод (см. рис. 52, 54, 55) могут быть созданы либо в результате нагнетания через скважины растворов, заполняющих поры и трещины и придающих породе водонепроницаемость (противофильтрационные инъекционные завесы), либо путем выемки водонепроницаемых пород и замены их водонепроницаемым материалом (противофильтрационные стенки-барражи).

При устройстве инъекционных завес нагнетание раствора проводится в один или несколько рядов скважин, причем выбор нагнетаемого вещества зависит от размера трещин и пор породы, а также от скорости фильтрации подземных вод и их химического состава. Область применения инъекционных завес в породах различного литологического состава и начальной водопроницаемости указана по работе [120] в табл. 15, 16.

Противофильтрационные стенки-барражи устраиваются в виде сплошного ряда смыкаемых набивных свай или в виде узкой траншеи, щели. Для создания набивных свай используются буровые скважины большого диаметра, заполненные бетоном, глинобетоном или другим водонепроницаемым материалом. Проходка траншей осуществляется под слоем тяжелого глинистого раствора с помощью экскаваторов, канатных скреперов или специальных бурофрезерных установок [61]. По мере проходки траншея постепенно заполняется водонепроницаемым твердеющим или нетвердеющим материалом — бетонной смесью, цементно-глинистым раствором, смолами, рулонными синтетическими пленками и др. Возможно также создание комбинированной противофильтрационной преграды: в верхней части водоносных пород — стенка, в нижней части — инъекционная завеса (см. рис. 52).

Тонкие водонепроницаемые стенки ($\sim$0,5 м) устраивают с помощью вибропогружения и извлечения металлических свай или шпунта с одновременным заполнением прорези, создающейся при извлечении шпунта, цементно-глинистым или другим раствором.

В несвязных грунтах противофильтрационная стенка может быть также создана из сборных легкоармированных железобетонных элементов-гидрошпунтов, в которые для погружения подаются вода и воздух, а для закрепления — цемент.

Локализационные мероприятия. К локализационным мероприятиям при защите подземных вод от загрязнения приходится обращаться в тех случаях, когда по тем или иным причинам участок водоносного пласта оказался уже загрязненным. Сформировавшийся в пласте очаг загрязнения даже после ликвидации источника загрязнения может распространяться в естественном потоке подземных вод в направлении рек, озер и вызвать при этом их загрязнение. Особенно значительна ско-

Таблица 15

Способы создания инъекционных противофильтрационных завес в песчано-галечниковых и глинистых породах [120]

Способ создания завесы	Область применения при коэффициенте фильтрации грунтов, м/сут							
	0,01—0,1	0,1—2	2—10	10—30	30—50	50—80	80—120	>120
Цементация:								
цементными или цементно-глинистыми растворами с введением пластифицирующих и пептизирующих добавок								—
цементными растворами из предварительно диспергированного цемента с добавкой ПАВ						—	—	
жидкими глинисто-цементными растворами из диспергированного цемента					—			
цементно-коллоидными растворами с добавкой ПАВ и цементно-глинистыми диспергированными растворами					—	—	—	
Силикатизация:								
двухрастворная			—	—	—	—		
однорастворная		—						
Электросиликатизация	—	—						
Смолизация:								
фурфуроловыми смолами		—	—	—				
то же, с глинистым наполнителем		—	—		—	—		
меламино-формальдегидными смолами, полиакриламидными смолами, поливиниловым спиртом								
Битумизация холодная				—	—	—	—	
Глинизация глинистыми суспензиями, глино-силикатными растворами						—	—	—

Таблица 16

Способы создания инъекционных противофильтрационных завес в скальных породах [120]

Способ создания завесы	Область применения при удельном водопоглощении скальных пород, л/мин				
	0,01—0,1	0,1—0,5	0,5—1	1—100	>100
Цементация					
Силикатизация					
Битумизация:					
горячая					
холодная					
Глинизация					
Замораживание					

рость распространения загрязнения при работе водозаборов, размещенных вблизи очага загрязнения. В связи с этим, в частности, должен быть определен оптимальный режим отбора чистых подземных вод, при котором не привлекались бы воды с уже загрязненных участков или их поступление сведено к минимуму.

Локализационные мероприятия, ограничивающие продвижение загрязнений по водоносному пласту от очага загрязнения, могут быть осуществлены в зависимости от гидрогеологических условий с помощью преграждающих либо перехватывающих устройств. Преграждающие устройства имеют такие же конструкции, как описанные выше противофильтрационные завесы и стенки барражи профилактического назначения. Как правило, завесы и стенки должны быть доведены до водоупора и лишь в особых случаях могут пересекать отдельные части водоносного пласта, например наиболее водопроницаемые верхние или нижние части пласта, по которым распространяются легкие или тяжелые сточные воды и т. п. В этих же целях могут использоваться гидрозавесы из нагнетательных скважин, заполненные водой глубокие траншеи и т. п.

Перехватывающие устройства имеют вид контурных, кольцевых, линейных и других систем скважин или горизонтальных дрен, из которых ведется откачка подземных вод для создания депрессионной воронки на пути между очагом загрязнения и водозабором, а также рекой и другим защищаемым объектом. Место расположения указанных противофильтрационных устройств и режим их работы должны быть определены путем гидродинамических расчетов с учетом действующих и проектируемых водозаборов, водопонизительных установок, наличия участков усиленной фильтрации (из водоемов, промышленных

бассейнов) и других источников гидродинамического воздействия на водоносный пласт.

Аналитические методы расчета для обоснования некоторых схем локализации изложены в работах [1, 14] и др. В сложных гидрогеологических условиях гидродинамические расчеты перехватывающих и противофильтрационных устройств выполняются методами аналогового моделирования и с помощью ЭВМ.

При создании перехватывающих устройств обычно возникает проблема использования и сброса откачиваемых загрязненных вод. Последние иногда могут быть применены в технических целях, однако дальнейший сброс их в фильтрующие земляные емкости или реки без соответствующей очистки недопустим. Вместе с тем производительность необходимых для очистки дренажных вод специальных очистных сооружений должна во много раз превышать производительность сооружений для очистки собственно сточных вод производства, вызвавшего загрязнение подземных вод. Именно этим чаще всего объясняется высокая стоимость перехватывающих устройств в проектах локализационных мероприятий.

Восстановительные мероприятия имеют целью ликвидировать загрязнение водоносного горизонта и восстановить здесь природное качество подземных вод. Это может быть сделано путем извлечения из пласта через дренажные скважины всего объема загрязненной воды либо интенсивной промывкой пласта с помощью нагнетаний и откачек воды или специальных растворов через систему нагнетательных и откачечных скважин.

Эта задача реально осуществима лишь при небольших размерах очага загрязнения и особо благоприятных гидрогеологических условиях. Немаловажное значение при этом имеют химический состав и форма нахождения загрязняющих веществ в водоносном пласте. В большинстве случаев такие восстановительные мероприятия являются дорогостоящими, в особенности если учесть необходимость последующей очистки извлекаемых загрязненных вод. Кроме того, время, необходимое для полного удаления загрязнений из пласта, как правило, очень велико. Можно считать, что восстановительные мероприятия целесообразно проводить лишь в рамках необходимых мероприятий по локализации очага загрязнения, когда основной целью откачек является создание депрессионной воронки.

Назначение и выбор типа защитных мероприятий по борьбе с загрязнением подземных вод должны проводиться на основе технико-экономического обоснования выбора источника водоснабжения, оценки ущерба от загрязнения поверхностных и подземных вод, а также выбора вариантов защиты. При этом должна быть оценена обеспеченность района подземными водами и учтены социальные аспекты данного вопроса, не поддающиеся непосредственной экономической оценке.

ЗОНЫ САНИТАРНОЙ ОХРАНЫ ВОДОЗАБОРОВ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Общие положения по организации зон санитарной охраны (ЗСО). В составе зон санитарной охраны водозаборов подземных вод обычно выделяют два пояса: I — пояс строгого режима и II — пояс ограничений.

Назначением I пояса ЗСО является устранение возможности случайного или умышленного загрязнения подземных вод непосредственно через водозаборные сооружения или нарушения нормальной работы водозаборного сооружения, водоподъемных устройств и сооружений для очистки и сбора воды. Поэтому размеры и конфигурация территории I пояса практически мало зависят от гидрогеологических условий и определяются преимущественно составом и расположением охраняемых объектов.

II пояс ЗСО примыкает к I и охватывает более широкую территорию, окружающую водозабор подземных вод, а в системах искусственного пополнения подземных вод — также и инфильтрационные сооружения. Назначением II пояса является устранение возможности появления источников загрязнения в той части водоносного пласта, которая будет использована водозабором в течение расчетного срока его работы. Аналогично практике количественной оценки эксплуатационных запасов подземных вод расчетный срок для установления размеров II пояса ЗСО обычно составляет 25 лет, хотя на практике 25-летний период эксплуатации водозабора в действительности в большинстве случаев не является предельным. В подземных водах артезианских бассейнов, речных долин и конусов выноса, являющихся основными источниками водоснабжения, после 25-летнего срока эксплуатации, а нередко и до истечения этого срока темп сработки запасов резко сокращается и движение подземных вод стабилизируется. Практически в таких условиях можно говорить об обеспеченности прогнозируемого количества подземных вод на неограниченный срок.

Иначе обстоит дело с качеством подземных вод, так как возможность миграции загрязнений и опасность ухудшения качества подземных вод сохраняются и в условиях стационарного режима эксплуатации водозаборов.

Вместе с тем наличие очагов или участков потенциально возможного загрязнения и необходимые мероприятия по их локализации и ликвидации за границами II пояса ЗСО, определенного на 25-летний срок, в материалах по оценке запасов подземных вод и в проектах водозаборов не рассматриваются. Опасность усугубляется и неизбежной приближенностью исходных расчетных параметров и самих расчетов, на основе которых устанавливаются границы ЗСО.

В связи с этим можно сделать вывод, о необходимости изменения некоторых принципиальных установок, которыми поль-

зуются в настоящее время при гидрогеологическом обосновании и проектировании ЗСО. В частности, в дополнение ко II поясу ЗСО целесообразно ввести III пояс гидрогеологического и санитарного контроля и наблюдений [29]. В пределах II пояса ЗСО качество подземных вод должно соответствовать требованиям хозяйственно-питьевого использования на 25-летний срок эксплуатации, а в III поясе ЗСО за указанный срок должны быть ликвидированы источники и очаги загрязнения (если они там имеются), что позволит сохранить хорошее качество воды в водозаборе сверх 25-летнего срока.

Введение III пояса ЗСО будет способствовать выделению первоочередных объектов для осуществления мероприятий по локализации и ликвидации загрязнения подземных вод, которые могут осуществляться только постепенно, так как их реализация требует больших затрат.

Введение пояса контроля и наблюдений в отдельных случаях вызовет необходимость некоторого расширения района изыскательских работ, без которого нельзя дать гидрогеологическое обоснование, требуемое для начальной стадии проектирования первоочередных мероприятий по локализации и ликвидации существующего загрязнения подземных вод в зоне влияния водозаборов.

При создании ЗСО водозаборов подземных вод существенными (с гидрогеологических позиций) являются два вопроса: во-первых, методика определения размеров ЗСО и, во-вторых, состав санитарно-оздоровительных мероприятий, назначаемых на территории различных поясов ЗСО. Чем больше размеры ЗСО, тем выше надежность сохранности хорошего качества подземных вод. Вместе с тем при слишком больших размерах ЗСО вводимые ограничения в хозяйственном использовании этой территории могут привести к определенному экономическому ущербу. Наиболее актуальны эти вопросы для определения границ II пояса ЗСО.

Правильные решения данного вопроса могут быть получены при дифференцированном подходе к природной и хозяйственной обстановке в районе каждого водозабора. Наиболее существенными обстоятельствами, которые следует при этом учитывать, являются: 1) степень опасности отдельных видов загрязнений подземных вод в условиях хозяйственного использования территории в районе водозабора; 2) гидрогеологические условия эксплуатируемого водоносного горизонта и, в частности, условия его естественной защищенности от загрязнения; 3) тип и производительность водозабора подземных вод.

Так, мероприятия по предупреждению микробных загрязнений нецелесообразно распространять на всю территорию I и II поясов ЗСО; с учетом сроков выживаемости микроорганизмов в подземных водах, а в некоторых случаях — и с учетом их адсорбции при назначении указанных мероприятий можно огра-

ничиться территорией, значительно меньшей, чем площадь II пояса ЗСО.

При определенных гидрогеологических условиях, зависящих от степени естественной защищенности водоносного пласта, возможен даже полный отказ от мероприятий по защите от микробных загрязнений, а иногда — и от специальных мероприятий против химического загрязнения. В других случаях может оказаться необходимым расширенный комплекс санитарно-оздоровительных мероприятий.

При оценке степени естественной защищенности подземных вод нужно иметь в виду защищенность от загрязнений, непосредственно поступающих в подземные воды при инфильтрации поверхностных и сточных вод, а также при фильтрации из рек и водоемов, когда загрязненные воды, прежде чем они достигнут водозабора, проходят некоторый путь через породы зоны аэрации или по водоносному пласту.

Непосредственное загрязнение подземных вод через неисправные буровые скважины из-за сброса сточных вод в поглощающие скважины и горные выработки, возможное при любых гидрогеологических условиях, должно быть исключено путем соответствующих мероприятий, обязательных для всех водозаборов подземных вод, независимо от гидрогеологических условий.

Гидродинамические расчеты ЗСО. При обосновании II пояса ЗСО следует учитывать, что приток подземных вод к водозабору происходит только из так называемой о б л а с т и з а х в а т а, ограничивающейся раздельными (нейтральными) линиями тока (см. гл. 6).

Задачей гидрогеологических расчетов ЗСО является определение размеров и конфигурации области захвата. В открытой части последней положение контура ЗСО устанавливается исходя из условия, что, если на этом контуре или за его пределами в водоносный пласт поступят загрязнения, то они либо совсем не дойдут до водозабора (это относится к биологическим загрязнениям, имеющим ограниченное время выживания в условиях водоносного пласта), либо дойдут до него (это относится к химическим загрязнениям, которые условно из соображений надежности расчета, как правило, считаются стабильными), но не ранее срока $T_р$, равного проектному периоду работы водозабора.

Гидродинамические расчеты, выполняемые для определения границ II пояса ЗСО, должны соответствовать расчетным схемам, использованным для оценки эксплуатационных запасов подземных вод рассматриваемого водозабора.

Как правило, вследствие сложности гидрогеологических условий область захвата водозабора имеет сложные геометрические очертания, выявление которых возможно только на основе графоаналитических построений с использованием карт

гидроизопьез (гидроизогипс), составленных по данным полевых наблюдений и моделирования.

Если реальная гидрогеологическая обстановка может быть схематизирована и осреднена по основным расчетным параметрам (обычно это оказывается возможным в относительно простых гидрогеологических условиях, а также в сложных условиях, но на ранних стадиях проектирования), то область захвата водозабора и другие искомые величины для обоснования проекта ЗСО водозаборов подземных вод можно определять путем аналитических расчетов. При этом схематизируются и сами водозаборы: обычно они представляются в виде единых групповых водозаборов («больших колодцев»).

На рис. 56 представлена схема области захвата для одного группового водозабора с дебитом Q в однородном неограничен-

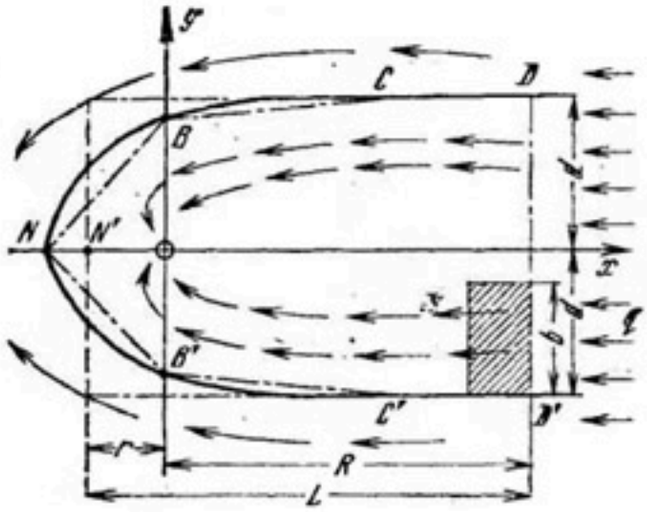


Рис. 56. Схема области захвата водозабора

ном водоносном пласте при наличии одномерного естественного потока с единичным расходом q_e.

Область захвата водозабора со временем увеличивается в процессе эксплуатации. Однако нередко с некоторым завышением общей площади ЗСО границы ее могут быть установлены по предельному положению раздельной линии тока в условиях установившегося движения.

Вниз по потоку подземных вод граница II пояса, как правило, проводится через раздельную точку N (см. рис. 56). Но в тех случаях, когда расстояние от водозабора до точки N велико и время движения частиц воды от нее к водозабору больше T_p, положение границы II пояса ЗСО смещается ближе к водозабору — в точку N' с координатой r.

Для практических расчетов, кроме того, целесообразно схематизировать область захвата водозаборных сооружений в виде прямоугольника шириною $2d$ и общей протяженностью L, причем

$$L = r + R, \tag{7.1}$$

где r — протяженность ЗСО вниз по потоку подземных вод от водозабора; R — то же, вверх по потоку подземных вод от водозабора.

Величина $2d$ принимается равной максимальной ширине зоны захвата водозабора.

С меньшим приближением область захвата можно представить в виде многоугольника $N'BCDD'C'B'$, проходящего через некоторые характерные точки на нейтральной линии тока.

Расчетное время $T_р$ устанавливается в зависимости от вида возможного загрязнения водоносного пласта и степени его защищенности.

При наличии опасности появления в подземных водах устойчивых химических загрязнений величина $T_р$ определяется в соответствии со сроком эксплуатации водозабора; при проектировании водозаборов на длительный срок принимается $T_р$= 25 лет ($\approx 10^4$ сут). Для определения размеров III пояса ЗСО ориентировочно можно принимать $T_р \approx 50$ лет ($\approx 2 \cdot 10^4$ сут).

При оценке условий защищенности водозабора от бактериальных загрязнений размеры II пояса ЗСО устанавливаются исходя из времени $T_р = T_б$, где $T_б$ — время выживаемости бактерий, составляющее 200 сут — при бактериальном загрязнении небольшой интенсивности и 400 сут — при наличии массивных и постоянно действующих источников бактериального загрязнения.

В безнапорных водоносных горизонтах, а также в неглубоко залегающих напорных пластах, перекрытых сверху слабопроницаемыми отложениями (двухслойные системы), при определении положения границы ЗСО в зависимости от бактериальных загрязнений целесообразно учитывать время t_0 просачивания загрязненных вод по вертикали до основного эксплуатируемого пласта, т. е. принимать

$$T_р = T_б - t_0. \tag{7.2}$$

Величина t_0 приближенно может быть определена по следующим формулам:

а) при малой интенсивности инфильтрации загрязненных вод ε ($\varepsilon < k_0$, k_0 — коэффициент фильтрации пород зоны аэрации), т. е. когда инфильтрация происходит с неполным насыщением пор водой,

$$t_0 \approx \frac{n_0 m_0}{\sqrt[3]{\varepsilon^2 k_0}}; \tag{7.3}$$

б) при значительной интенсивности инфильтрации ε ($\varepsilon > k_0$), т. е. при полном насыщении пор

$$t_0 \approx \frac{n_0 m_0}{k_0}; \tag{7.4}$$

в) при двухслойном строении пласта

$$t_0 \approx \frac{n_0 m_0^2}{k_0 \Delta H}. \qquad (7.5)$$

В формулах (7.3)—(7.5) n_0 и m_0 — пористость и мощность пород над эксплуатируемым пластом (в случаях «а» и «б» — это породы зоны аэрации, в случае «в» — породы верхнего слабопроницаемого слоя), ΔH — разность уровней воды основного и покровного слоев (для случая «в»).

Методика гидродинамических расчетов ЗСО основывается на приведенных выше решениях задач о притоке подземных вод к водозаборам (см. гл. 4) и задач по прогнозу миграции загрязнений в водоносных пластах (см. гл. 5 и 6). Здесь также в определенных условиях могут учитываться процессы физико-химического взаимодействия загрязненных вод с чистыми природными водами и породами пласта. В отдельных случаях может оказаться целесообразным выделять зону дисперсии и деформации на границе раздела загрязненных и чистых природных вод (см. гл. 6).

Однако при определении ЗСО, особенно на ранних стадиях проектирования водозаборов, следует исходить из предпосылки, что в основном качество подземных вод, отбираемых водозабором, определяется качеством и относительным количеством вод, поступающих из различных источников питания водозабора.

Наличие некондиционных вод в области захвата водозабора в границах ЗСО допускается лишь в случае, если в результате смешения всех вод качество извлекаемой водозабором воды будет заведомо соответствовать требуемым нормам. Дебит водозабора обеспечивается следующими основными источниками:

$$Q = Q_e + Q_y + Q_p + Q_\varepsilon, \qquad (7.6)$$

где Q_e — расход подземных вод, привлекаемых водозабором из естественного потока; Q_y — емкостные (упругие или гравитационные) запасы подземных вод, срабатываемые водозабором; Q_p — расход речных вод, поступающих к водозабору; Q_ε — инфильтрация атмосферных осадков и поверхностных вод из разрозненной овражно-балочной сети, а также расход подземных вод, привлекаемых из соседних водоносных горизонтов.

Результирующая концентрация $C_в$ при смешении вод из указанных источников питания может быть найдена по формуле

$$C_в = \frac{(Q_e + Q_y) C_e + Q_p C_p + Q_\varepsilon C_\varepsilon'}{Q}, \qquad (7.7)$$

где C_e, C_p, C_ε — концентрации прослеживаемого компонента (или общая минерализация) в водах, поступающих в водозабор из соответствующих источников питания.

В случае, когда при расчетах ЗСО можно не учитывать про-

цессов физико-химического взаимодействия, величины C_e, C_p и C_ε — характеризуют концентрацию веществ в каждом источнике питания водозабора, не изменяющуюся по пути фильтрации.

Если в пределах области захвата водозабора выявлен участок загрязненных или чрезмерно минерализованных вод, вместе с естественным потоком движущихся к водозабору, то формула (7.7) принимает вид

$$C_в = \frac{\alpha (Q_e - Q_y) C_e^* - (1 + \alpha)(Q_e + Q_y) C_e + Q_p C_p + Q_\varepsilon C_\varepsilon}{Q}, \quad (7.8)$$

где C_e^* — концентрация компонента на загрязненном участке; α — доля загрязненных вод в общем расходе естественного потока, привлекаемого водозабором ($\alpha = \frac{b^*}{2d}$; где b^* — ширина участка с загрязненными водами (см. рис. 56), $2d$ — общая ширина зоны захвата).

Рассмотрим теперь приближенные аналитические методы оценки ЗСО для некоторых простейших схем водоносных пластов и водозаборов. При этом следует учитывать, что расчетные зависимости даются для напорных пластов, но они могут быть использованы также для безнапорных потоков при замене в них мощности m напорного пласта на среднюю мощность безнапорного пласта $h_{ср}$.

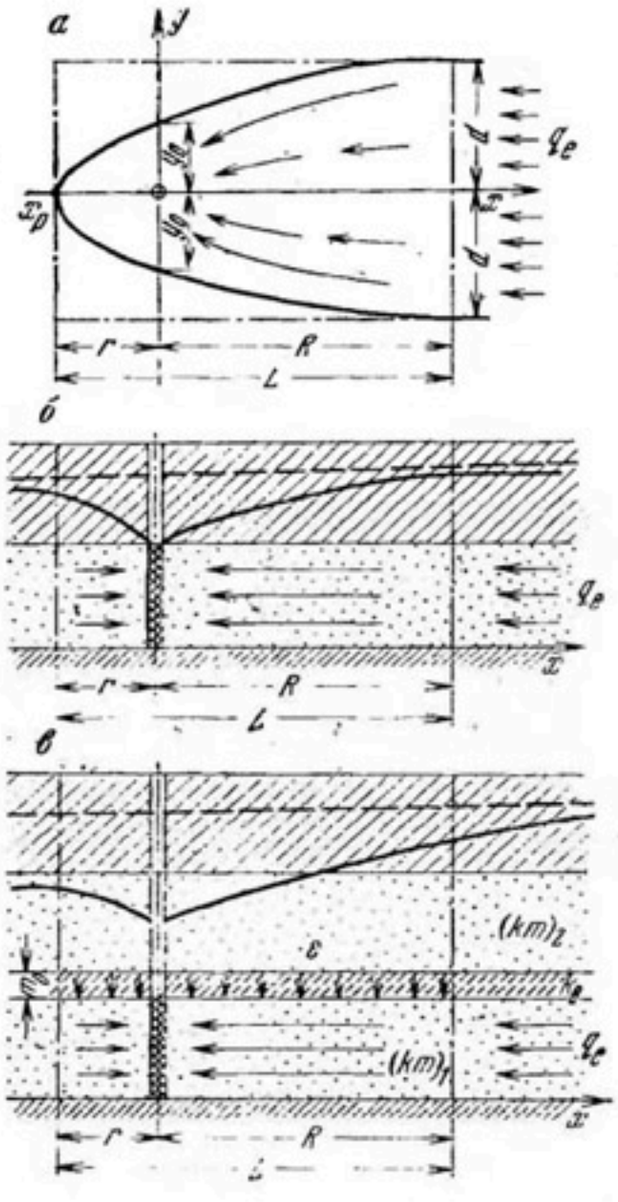


Рис. 57. Схемы фильтрации к водозабору в удалении от реки:

а — план; *б* — разрез для изолированного пласта; *в* — разрез для пласта с перетеканием

Одиночные скважины и компактные группы взаимодействующих скважин в удалении от рек. Изолированный пласт. Методика определения фронта фильтрации и построения кинематической картины течения для такой схемы была нами рассмотрена ранее (см. гл. 6 и рис. 48, *а*). Здесь приводятся лишь упрощенные зависимости применительно к задаче обоснования ЗСО.

Раздельная линия тока, очерчивающая область захвата водозабора, в данном случае пересекает ось x ниже водозабора, по потоку на расстоянии $x_р$ (рис. 57), определяемом по формуле (6.38) ($x_р = -Q/2\pi q_е$). Максимальная ширина области захвата

$$2d = Q/q_е \tag{7.9}$$

устанавливается в сравнительно небольшом удалении от водозабора вверх по потоку на расстоянии

$$x > (3 \div 4)\,|\,x_р\,|. \tag{7.10}$$

Ширина области захвата в сечении, проходящем через центр водозабора ($x=0$), определяется при этом следующим образом:

$$2y_0 = \frac{Q}{2q_е}. \tag{7.11}$$

Протяженность ЗСО вверх по потоку подземных вод от водозабора и время движения частиц воды к водозабору могут быть найдены из уравнения

$$T_р = \frac{Amn}{q_е}\left(R - |\,x_р\,| \ln\frac{|\,x_р\,| + R}{|\,x_р\,|}\right) \tag{7.12}$$

или по графику на рис. 58.

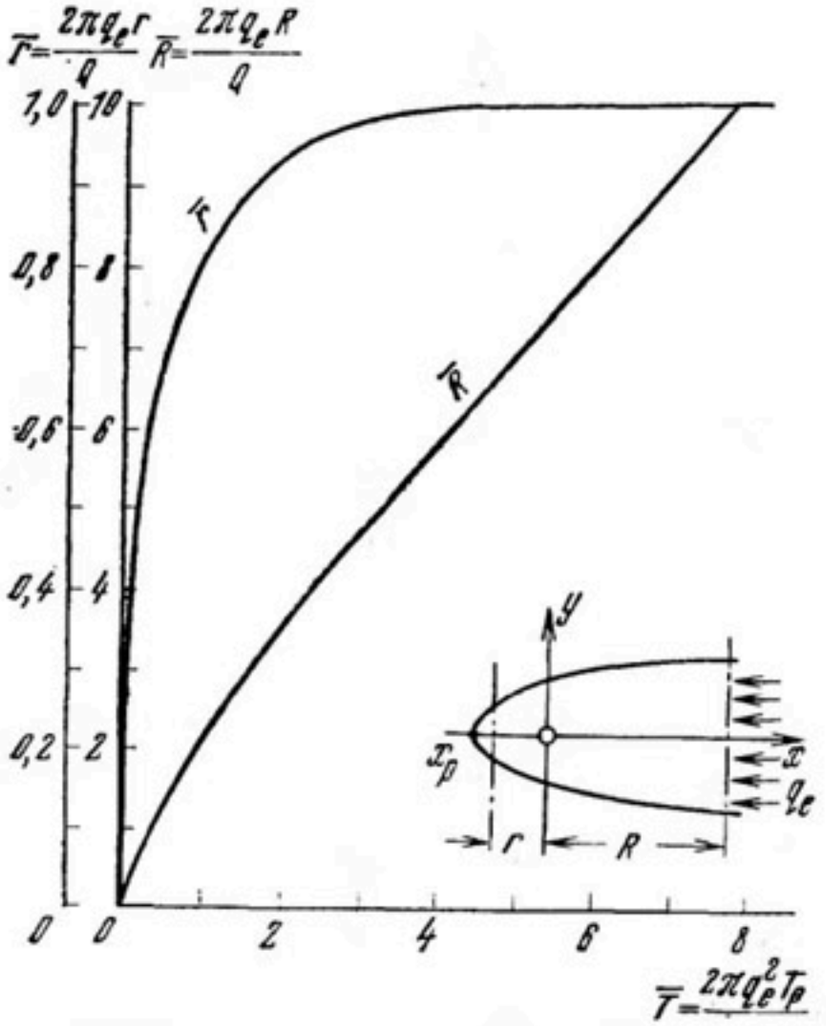


Рис. 58. График определения величины R для схем фильтрации, показанных на рис. 57

При определении расстояния r до границы II пояса ЗСО вниз по потоку используется следующая формула:

$$T_p = \frac{Amn}{q_e}\left(r + |x_p| \ln\frac{|x_p| - r}{|x_p|}\right). \quad (7.13)$$

а также график (см. рис. 58).

При отсутствии бытового потока подземных вод область захвата водораздельного водозабора в изолированном пласте представляет собой окружность радиусом.

$$R = \sqrt{\frac{QT_p}{Amn}}. \quad (7.14)$$

Трехслойный пласт. Схема такого пласта исследована выше, в главе 6. Общий расход водозабора в рассматриваемой схеме равен:

$$Q = Q_e + Q_{пер}, \quad (7.15)$$

где Q_e — расход естественного потока в эксплуатируемом пласте, перехватываемый водозабором; $Q_{пер}$ — расход воды из соседних горизонтов.

Для приближенной оценки расходов Q_e и $Q_{пер}$ и границ ЗСО можно принять, что конфигурация области захвата водозабора в данном случае подобна области захвата в изолированном пласте и координата раздельной точки x_p находится в зависимости от параметров перетока:

$$x_p = \frac{Q}{2\pi q_e (1+\nu)}\left[\nu + \frac{|x_p|}{B} K_1\left(\frac{|x_p|}{B}\right)\right], \quad (7.16)$$

где B — параметр перетекания

$$B = \sqrt{\frac{k_0}{m_0}\left(\frac{1}{(km)_1} + \frac{1}{(km)_2}\right)};$$

$(km)_1$ и $(km)_2$ — водопроводимость эксплуатируемого и соседнего пластов; $\nu = \frac{(km)_1}{(km)_2}$; q_e — погонный расход естественного потока в эксплуатируемом горизонте (принимается, что q_e = const); $K_1 = \left(\frac{|x_p|}{B}\right)$ — функция Бесселя второго рода, первого порядка от мнимого аргумента.

Величина x_p определяется подбором из формулы (7.16).

Как уже указывалось ранее [см. формулы (6.65) в гл. 6], при $\frac{r}{B} \leqslant 0{,}2$ второй член в правой части формулы (7.16) близок к единице и, следовательно, $|x_p| \approx \frac{Q}{\pi q_e}$, т. е. также, как в изолированном пласте; в данном случае основную часть дебита водозабора составляет величина Q_e. Напротив, при больших

значениях $\frac{r}{B}\left(\frac{r}{B} > 3 \div 5\right)$ рассматриваемый член близок к нулю и $|x_p| \approx \frac{Qv}{2\pi q_e (1+v)}$, что определяет существенную роль в балансе водозабора перетока воды из соседнего пласта $Q_{пер}$; величина его зависит от соотношения водопроводимостей основного и питающего пластов.

В общем случае составляющая водозабора из естественного потока

$$Q_e = 2dq_e, \tag{7.17}$$

причем в соответствии с принятой предпосылкой

$$d = \pi \mid x_p \mid. \tag{7.18}$$

Отсюда

$$Q_{пер} = Q - 2\pi \mid x_p \mid q_e. \tag{7.19}$$

При использовании величины $Q_{пер}$ для оценки качества воды по формулам смешения (7.7) и (7.8) необходимо учитывать соотношение уровней в эксплуатируемом и соседних водоносных пластах.

Если уровни подземных вод в соседнем (питающем) и эксплуатируемом горизонтах в начальный момент времени, т. е. до начала эксплуатации водозабора, равны или в питающем горизонте уровень выше, то величина $Q_{пер}$ по (7.19) учитывается полностью.

Если же в естественных условиях уровень воды в верхнем, питающем пласте располагается на более низких отметках, то действительный расход воды из верхнего пласта может быть найден следующим образом:

$$Q_{пер} = Q_{пер} - \frac{k_0}{m_0} \Delta H_{ср} F, \tag{7.20}$$

где $\Delta H_{ср}$ — средняя в пределах области захвата разница в уровнях между пластами в начальный момент времени; F — площадь области захвата.

При $Q^*_{пер} < 0$ воды верхнего пласта не оказывают влияния на концентрацию тех или иных веществ в воде, отбираемой водозабором, и $Q_{пер}$ не должно учитываться в формулах смешения (7.7)—(7.8).

Для расчета длины ЗСО вверх по потоку в описываемой схеме используются зависимости (7.12)—(7.13) и график на рис. 58, что и для изолированного пласта, но при x_p, определяемом по (7.16).

Одиночные скважины и компактные группы взаимодействующих скважин вблизи рек. Основные схемы фильтрации для этого случая приведены на рис. 59.

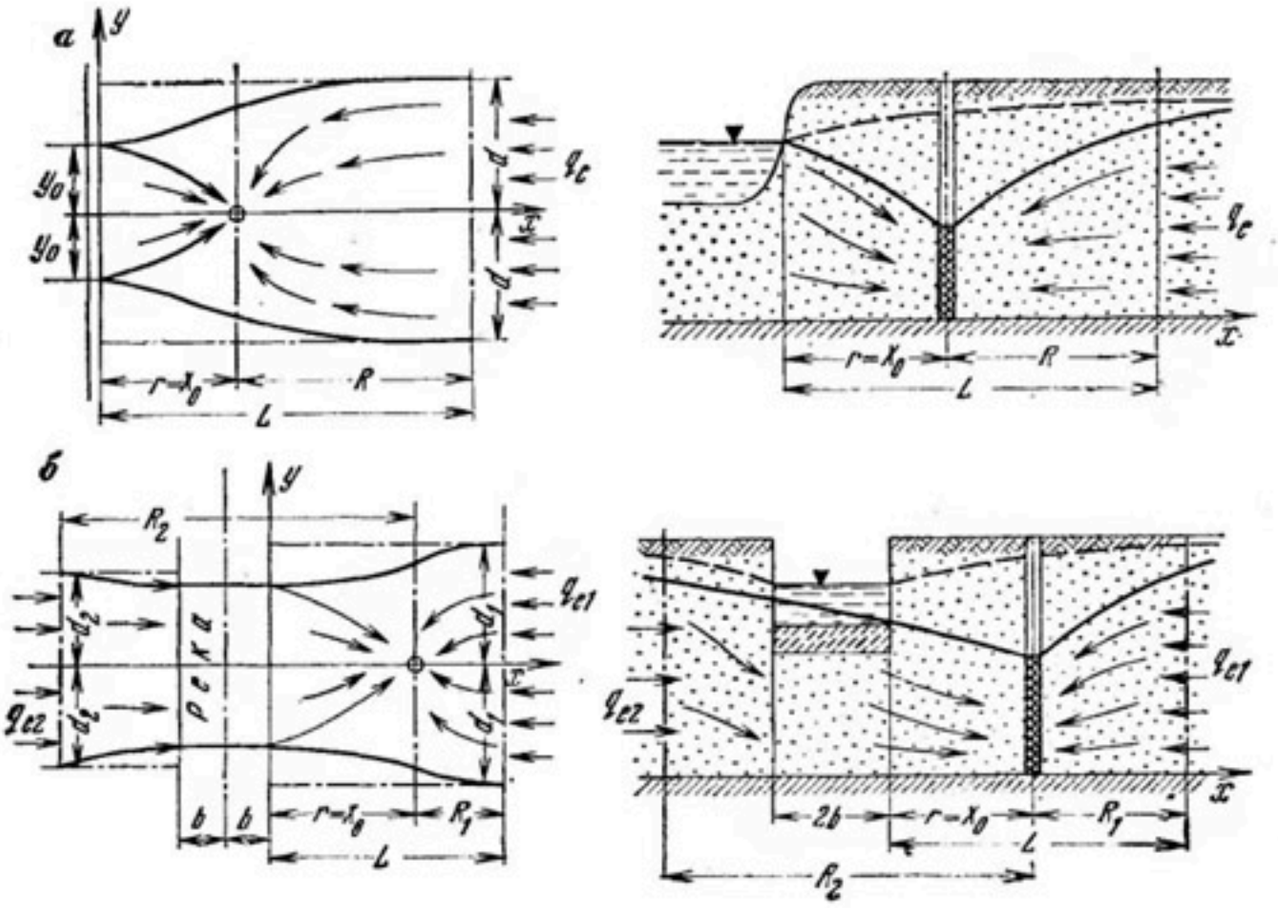


Рис. 59. Схемы фильтрации к береговому водозабору:
а — вблизи гидравлически совершенной реки при большом расходе водозабора; *б* — вблизи гидравлически несовершенной реки

Схема *а* на этом рисунке дается для водозабора вблизи совершенной реки, причем предполагается, что дебит водозабора Q существенно превышает естественный (бытовой) поток подземных вод q_e:

$$Q > \pi x_0 q_e. \tag{7.21}$$

Дебит водозабора в таких случаях складывается из фильтрующих речных вод $Q_р$ и бытового потока подземных вод Q_e:

$$Q = Q_р + Q_e, \tag{7.22}$$

причем

$$\left.\begin{aligned} Q_р &= \frac{2Q}{\pi}\operatorname{arctg}\frac{1}{\bar{x}_0} - 2q_e y_0 \\ Q_e &= \frac{2Q}{\pi}\operatorname{arctg}\bar{x}_0 + 2q_e y_0 \end{aligned}\right\} \tag{7.23}$$

$$y_0 = x_0\sqrt{\frac{Q}{\pi x_0 q_e} - 1}. \tag{7.24}$$

Выражением (7.24) оценивается ширина области захвата водозабора со стороны реки, равная $2y_0$.

С верховой стороны, т. е. в открытой части ЗСО, максимальная ширина области захвата, составит:

$$2d = 2y_0 + \frac{2Q}{\pi} \operatorname{arctg} \bar{x}_0. \qquad (7.25)$$

Во всех приведенных формулах принято x_0 — расстояние водозабора от реки ($\bar{x}_0 = x_0/y_0$).

Ширина области захвата на линии, проходящей через скважину ($x = x_0$), в данной схеме соизмерима с максимальной шириной, определяемой по (7.25), и, таким образом, ЗСО здесь с достаточной точностью может быть запроектирована в виде прямоугольника со сторонами $L = R + r$ ($r = x_0$) и $2d$.

Зависимость для определения величины R для рассматриваемой схемы представляется в следующем виде:

$$T_p = \frac{Amn}{q_e} \left[R - y_0 \left(1 + \bar{x}_0^2\right) \operatorname{arctg} \frac{R}{L\bar{x}_0 + y_0} \right]. \qquad (7.26)$$

На рис. 60 дан график этой формулы.

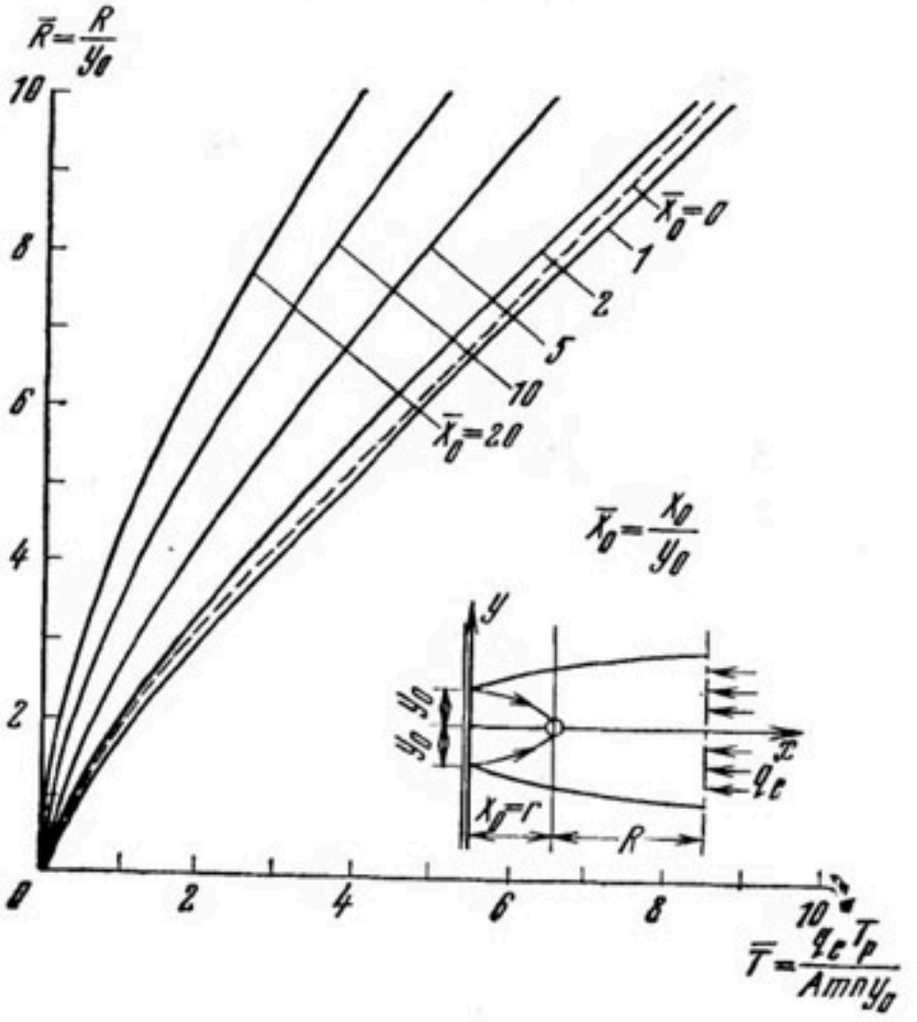


Рис. 60. График для определения величины R для схемы фильтрации, показанной на рис. 59, *а*

Время $T_{реч}$, в течение которого речная вода здесь достигает водозабора, определяется по следующей формуле:

$$T_{\text{реч}} = \frac{Amnx_0}{q_c}\left(\frac{1+\bar{x}_0^2}{\bar{x}_0}\operatorname{arctg}\bar{x}_0 - 1\right). \qquad (7.27)$$

При отсутствии естественного потока подземных вод ширина области захвата берегового водозабора $2d$ устанавливается, исходя из размеров фронта фильтрации речных вод.

Из графика, приведенного на рис. 49 (см. гл. 6), видно, что основное питание водозабора (более 80%) осуществляется на участке реки, равном примерно $6x_0$. Протяженность этого участка можно принять в качестве ширины зоны захвата водозабора.

Размеры ЗСО в глубь берега от водозабора при отсутствии бытового потока определяются по ранее данному соотношению (6.53), которое в принятых здесь обозначениях имеет вид

$$T_{\text{р}} = \frac{A\pi mnx_0^2}{3Q}\left[2 + \left(\frac{R+x_0}{x_0}\right)^3 - 3\frac{R+x_0}{x_0}\right] \quad (R \gg x_0). \qquad (7.28)$$

Время продвижения речных вод к водозабору по кратчайшей линии тока ($y \leqslant 0$)

$$T_{\text{реч}} = \frac{2}{3}\frac{A\pi mnx_0^2}{Q}. \qquad (7.28а)$$

Для берегового водозабора вблизи несовершенной реки, если дебит водозабора сравнительно невелик и целиком обеспечивается естественным потоком грунтовых вод, сохраняется схема фильтрации, изображенная на рис. 59, *а*.

Расчет ЗСО при этом можно производить по данным выше указаниям, но для учета несовершенства реки в соответствующих расчетных зависимостях следует принимать вместо действительного расстояния от водозабора до реки x_0 некоторую условную величину $x_{\text{н}}$, причем

$$x_{\text{н}} = x_0 + \Delta L,$$
$$\Delta L = \operatorname{cth}(2b\alpha)/\alpha, \qquad (7.29)$$

где α — показатель несовершенства реки, определяемый по опытным данным; b — половина ширины русла.

При двухслойном строении русловой зоны, когда в дне реки залегает слабопроницаемый экранирующий слой (заиленный, кольматированный) мощностью m_0 с коэффициентом фильтрации k_0, параметр α выражается следующим образом [см. формулу (4.20) в гл. 4]:

$$\alpha = \sqrt{\frac{k_0}{m_0 km}},$$

где km — водопроводимость нижезалегающего основного водоносного горизонта.

Данная схема действительна при

$$Q < \pi x_{\text{н}} q_{\text{e1}}, \tag{7.30}$$

где Q — по-прежнему дебит водозабора, а q_{e1} — погонный расход естественного потока подземных вод к реке на участке расположения водозабора.

При относительно больших расходах водозабора схема течения подземных вод принимает вид (см. рис. 59, *б*). Зона захвата водозабора здесь включает в себя оба берега реки. При этом расход водозабора разделяется на следующие составляющие:

$$Q = Q_{\text{e1}} + Q_{\text{e2}} + Q_{\text{р}}, \tag{7.31}$$

где Q_{e1} и Q_{e2} — расходы естественного потока, привлекаемого водозабором на обоих берегах; $Q_{\text{р}}$ — приток речных вод к водозабору. Эти расходы можно ценить по следующим зависимостям:

а) естественный поток на участке расположения водозабора

$$Q_{\text{e1}} = \frac{2Q}{\pi} \operatorname{arctg} \frac{x_{\text{н}}}{y_0} + 2q_{\text{e1}} y_0; \tag{7.32}$$

б) расход потока с противоположного по отношению к водозабору берега реки

$$Q_{\text{e2}} = \frac{Q - Q_{\text{e1}}}{\operatorname{ch}(2b\alpha)}; \tag{7.33}$$

в) расход речных вод

$$Q_{\text{р}} \doteq (Q - Q_{\text{e}}) \left[1 - \frac{1}{\operatorname{ch}(2b\alpha)} \right]. \tag{7.34}$$

В формуле (7.32) $x_{\text{н}}$ определяется по (7.29), а y_0 — так же, как в случае совершенной реки, — по формуле (7.24) при замене в ней x_0 на $x_{\text{н}}$.

Соотношения (7.33) и (7.34) получены в результате анализа баланса расходов и сопоставления фильтрационных сопротивлений водоносного пласта в береговых его частях и под руслом реки.

Соотношения между расходами речных вод и подземных вод, поступающих с противоположного берега, представляется в следующем виде:

$$\frac{Q_{\text{р}}}{Q_{\text{e2}}} = 2 \operatorname{sh}^2(\alpha b). \tag{7.35}$$

Максимальная ширина зоны захвата на обоих берегах определяется формулами:

$$2d_1 = Q_{\text{e1}}/q_{\text{e1}}; \qquad 2d_2 = Q_{\text{e2}}/q_{\text{e2}}, \tag{7.36}$$

Здесь индексами 1 и 2 обозначены величины размещения соответственно на береговом участке водозабора и на противоположном берегу.

Время движения частиц воды и протяженность ЗСО вверх по потоку подземных вод от водозабора могут быть найдены по зависимости, аналогичной зависимости, данной для совершенной реки [см. формулу (7.26) и рис. 60), но при замене в ней x_0 на $x_н$ по формуле (7.29).

Важной особенностью данной схемы фильтрации является то, что область захвата водозабора распространяется на противоположный берег реки.

Протяженность области захвата и, следовательно, размеры ЗСО на этом берегу приближенно можно оценить по скорости естественного потока подземных вод.

При этом

$$T_р \approx \frac{AmnR_2}{q_{e2}}; \qquad R_2 \approx \frac{q_{e2}T_р}{Amn}. \tag{7.37}$$

Расчет по этой формуле и выделение ЗСО на противоположном по отношению к водозабору берегу реки следует производить при наличии опасности загрязнения подземных вод здесь и относительно большой значимости расхода Q_{e2} в общем расходе водозабора Q, что может быть установлено расчетами по формуле смешения.

Водозаборы в виде линейных рядов скважин. Линейные ряды скважин обычно устраиваются вблизи рек, т. е. они представляют собой береговые водозаборы. При этом, как правило, протяженность линейных рядов скважин значительно превышает их расстояние от реки и вследствие этого на большей части области влияния водозабора здесь имеет место одномерная фильтрация.

На рис. 61 показаны схемы береговых водозаборов в виде линейных рядов скважин соответственно у совершенного и несовершенного водотоков или водоемов.

Эти схемы соответствуют также береговым водозаборам в виде горизонтальных галерей, дрен и т. д.

Вблизи совершенной реки дебит линейного ряда скважин, как и в случае одиночного группового водозабора, складывается из вод, фильтрующихся из реки ($Q_р$) и со стороны берега, т. е. из бытового потока (Q_e) [см. формулу (7.22)].

Расход из реки к водозабору в данном случае осуществляется на участке шириной $2y_0$, причем

$$y_0 = \sqrt{l^2 - x_0^2 + 2x_0 l \operatorname{ctg}(2\pi q_e l/Q)} \tag{7.38}$$

или, учитывая, что $l \geqslant x_0$,

$$y_0 \approx l + x_0 \operatorname{ctg}(2\pi q_e l)/Q). \tag{7.39}$$

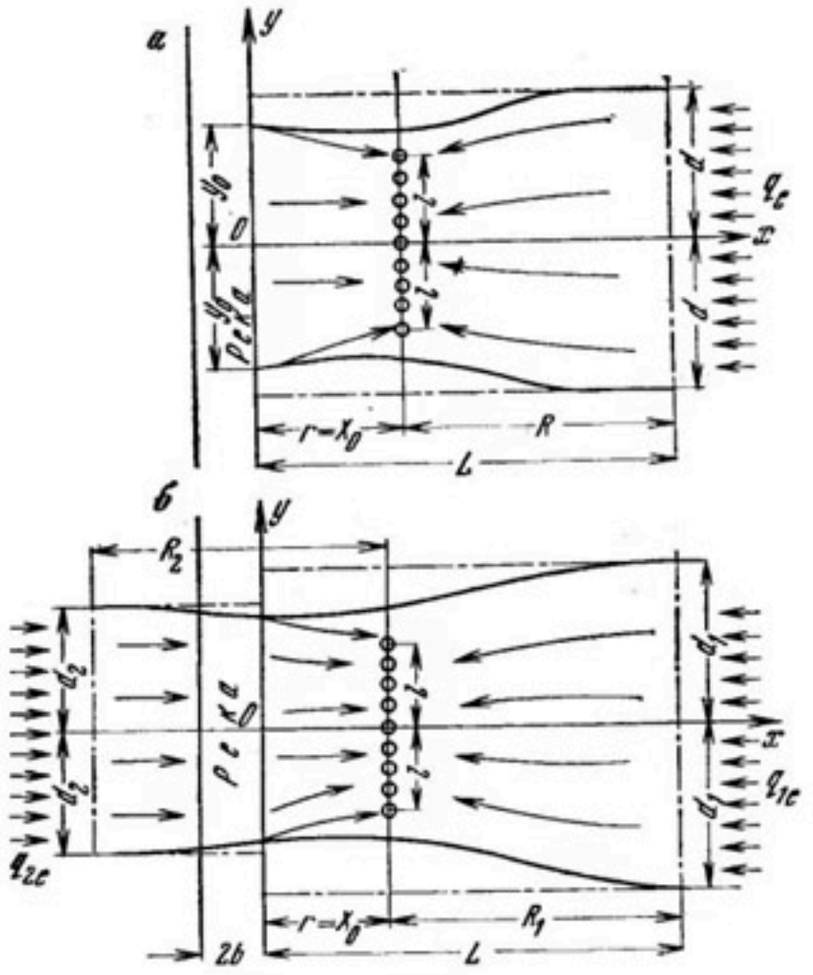


Рис. 61. Схемы фильтрации к линейному водозабору:
а — вблизи гидравлически совершенной реки; *б* — вблизи гидравлически несовершенной реки

В соответствии с последним выражением расход из реки

$$Q_р \approx Q\left[1 - \frac{x_0}{\pi l}\ln\left[\frac{2l\sin(2\pi q_e l/Q)}{x_0}\right]\right) - 2q_e l \qquad (7.40)$$

и со стороны берега

$$Q_e \approx \frac{Qx_0}{\pi l}\ln\left[\frac{2l\sin(2\pi q_e l/Q)}{x_0}\right] + 2q_e l. \qquad (7.41)$$

В приведенных формулах: l — половина длины ряда скважин; x_0 — расстояние от ряда до реки; остальные обозначения прежние. Максимальная ширина зоны захвата водозабора в виде линейного ряда скважин

$$2d = Q_e/q_e. \qquad (7.42)$$

Для определения размеров ЗСО вверх по потоку подземных вод (от водозабора в глубь берега) можно использовать следующую приближенную зависимость (при $l > 4x_0$):

$$T_р \approx \frac{Amn}{q_e}\left[R - \frac{Qx_0}{\pi^2 q_e l^*}\operatorname{arctg}\left(\frac{Rl^*}{Rx_0 + l^{*2}}\right)\right], \qquad (7.43)$$

$$\left(l^{*2} = \sqrt{l^2 + \frac{Qx_0}{\pi q_e}}\right).$$

Здесь по-прежнему, как и при действии компактных водозаборов, первым членом в правой части характеризуется время движения частиц воды в естественном потоке, без учета водозабора, а вторым — ускорение частиц непосредственно вблизи водозабора. Эта последняя зона ограничена, в связи с чем при расчетах на длительные периоды вторым членом практически можно пренебречь.

При расположении линейного ряда водозаборных скважин вблизи несовершенной реки следует учитывать возможность поступления к водозабору подземных вод с противоположного берега. Общий баланс водозабора при этом выражается формулой (7.31), в которой величина Q_{e1} определяется по формуле (7.41) при замене в ней x_0 на $x_н$ по соотношению (7.29).

Величины потока с противоположного берега Q_{e2} и из реки $Q_р$ находятся по формулам (7.33) и (7.34).

Ширина зоны захвата для линейного ряда скважин и длина ее вверх по потоку могут определяться по тем же формулам, что и в случае совершенных рек [см. формулы (7.42)—(7.43)], но вместо x_0 в них следует принимать $x_н$.

Время движения частиц воды со стороны противоположного берега весьма ориентировочно может быть оценено по формуле (7.37).

При отсутствии бытового потока основная фильтрация подземных вод происходит в зоне между водозабором и рекой. При этом время поступления речных вод в водозабор рассчитывается по следующей формуле:

$$T_{реч} = 2Amnx_0l/Q. \qquad (7.44)$$

Приток подземных вод со стороны берега будет весьма мал.

Санитарно-оздоровительные мероприятия на территории ЗСО во II поясе назначаются с учетом гидрогеологических условий, естественной защищенности водоносного пласта и видов возможных загрязнений. Целесообразно выделить три комплекса санитарно-оздоровительных мероприятий: первый — обязательные мероприятия, второй и третий — дополнительные мероприятия, направленные против химического и биологического загрязнения при недостаточной естественной защищенности водоносного пласта.

В первый комплекс входят санитарно-оздоровительные мероприятия, обязательные при любых гидрогеологических и хозяйственных условиях, независимо от видов возможного загрязнения и естественной защищенности водоносного пласта. Эти мероприятия назначаются на всей территории II пояса ЗСО, ограниченной раздельными линиями тока и контурами, проведенными исходя из времени $T_р$=25 лет.

К первому комплексу относятся следующие обязательные мероприятия и ограничения: 1) все виды строительства проводятся с разрешения органов санитарно-эпидемиологической и гидрогеологической служб; 2) запрещаются такие работы в земных недрах, которые могут вызвать загрязнение эксплуатируемого водоносного горизонта (сброс и захоронение сточных вод, разведочные работы на нефть, газ и т. п.); 3) бурение новых скважин допускается при согласовании с органами гидрогеологической и санитарно-эпидемиологической службы; 4) ликвидируются бездействующие, дефектные, неправильно эксплуатируемые скважины и горные выработки, вызывающие опасность загрязнения водоносного горизонта; это должно производиться с восстановлением первоначальной защищенности горизонта по утвержденному проекту под надзором санитарного врача и гидрогеолога.

Во второй комплекс должны входить дополнительные санитарно-оздоровительные мероприятия и ограничения, назначаемые при отсутствии естественной защищенности от химических загрязнений. Они вводятся на всей территории II пояса ЗСО, с раздельными линиями тока и контурами $T_р$=25 лет, и включают следующие ограничения: 1) запрещается строительство фильтрующих накопителей, испарителей и отстойников сточных вод, хвосто- и шламохранилищ, гидрозолоотвалов ТЭЦ, полей фильтрации промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод; 2) запрещается строительство новых крупных предприятий с большим количеством технологических и сточных вод, а также газодымовых выбросов в атмосферу; 3) контролируются работа и изменение технологии всех действующих предприятий для предотвращения утечек и инфильтрации неочищенных сточных вод, растворения отходов и сырья атмосферными осадками, поступления в атмосферу вредных газо-дымовых выбросов; 4) существенно ограничивается и контролируется применение сельскохозяйственных минеральных удобрений; 5) запрещается применение сельскохозяйственных и лесозащитных ядохимикатов.

В третий комплекс должны входить дополнительные санитарно-оздоровительные мероприятия и ограничения, осуществляемые при отсутствии естественной защищенности от биологических загрязнений. Эти мероприятия назначаются вблизи водозабора по контуру $T_р$=200 сут и $T_р$=400 сут в зависимости от массивности микробного загрязнения. К ним относятся следующие меры: 1) запрещается устройство котлованов, выемок, карьеров, нарушающих защитный слой над водоносным горизонтом, а также крупных животноводческих комплексов, ферм и скотных дворов, скотомогильников, земледельческих полей орошения; 2) ограничивается применение навозных удобрений и запрещается использование для орошения сточных вод; 3) ограничивается отведение территорий под новые населенные

пункты и лечебно-профилактические учреждения; 4) для промышленных предприятий, населенных пунктов и жилых зданий должны быть предусмотрены: организованное водоснабжение, обязательное канализование зданий со сбросом очищенных вод вне территории II пояса ЗСО, регулирование и организация отвода загрязненных поверхностных стоков.

Назначение одного или нескольких комплексов санитарно-оздоровительных мероприятий во II поясе ЗСО следует проводить в соответствии с естественной защищенностью водоносного пласта. В зависимости от местных санитарных и хозяйственных условий на территории II пояса ЗСО состав санитарно-оздоровительных мероприятий по предупреждению загрязнения подземных вод и связанных с ними поверхностных вод может быть видоизменен и дополнен.

Необходимость создания III пояса ЗСО, как отмечено выше, определяется задачами долговременной охраны качества подземных вод, используемых для крупного централизованного водоснабжения.

III пояс ЗСО целесообразно устанавливать для крупных водозаборов подземных вод производительностью более 50 тыс. м³/сут в случае, если гидрогеологическими и санитарно-гигиеническими обследованиями за пределами предполагаемых границ II пояса ЗСО установлены объекты (промышленные, сельскохозяйственные, жилые и др.), загрязнившие водоносный горизонт или угрожающие ему загрязнением.

Санитарно-оздоровительные мероприятия на территории III пояса ЗСО должны быть направлены на ликвидацию источников загрязнения подземных и связанных с ними поверхностных вод, а также на локализацию и ликвидацию очагов загрязнения, создавшихся в водоносном пласте.

Детальный состав и технико-экономическое обоснование этих мероприятий, зависящие от характера источника загрязнения, масштаба загрязнения подземных вод и гидрогеологических условий, должны быть разработаны по специальному проекту.

В составе проекта ЗСО следует предусматривать организацию сети режимных наблюдательных скважин, располагаемых по поперечникам от ближайших существующих, ликвидированных, потенциально опасных источников и очагов загрязнения до границ II пояса ЗСО, а в случае необходимости — до границ I пояса ЗСО.

Состав и методика наблюдений за режимом и качеством подземных вод должны быть определены по специальной программе, разрабатываемой гидрогеологической изыскательской организацией, проводившей разведку подземных вод и согласованной с органами санэпидслужбы.

ГЛАВА 8.

ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИЗЫСКАНИЯ ДЛЯ ОБОСНОВАНИЯ МЕРОПРИЯТИЙ ПО ЗАЩИТЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИЗЫСКАНИЯ ПРИ ПРОЕКТИРОВАНИИ ОБЪЕКТОВ, КОТОРЫЕ МОГУТ ЯВИТЬСЯ ИСТОЧНИКАМИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

При проектировании объектов, которые могут быть источниками загрязнения подземных вод и связанных с ними поверхностных вод, наряду с обычным комплексом инженерно-геологических изысканий, выполняемых для выбора конструкции сооружений, методов производства строительных работ, обеспечения устойчивости сооружений и водохозяйственных расчетов, должны проводиться специальные гидрогеологические изыскания и исследования, предназначенные для выявления опасности загрязнения подземных и поверхностных вод промстоками и для обоснования разработки защитных мероприятий.

Выбор площадки для размещения предприятия или хранилища промышленных стоков должен проводиться с учетом исключения возможности загрязнения природных вод [4].

На стадии технико-экономического обоснования для этого выполняются сбор и анализ имеющихся литературных и фондовых материалов о природных условиях района, существующих и намечаемых промышленных предприятиях, а также водном хозяйстве данного района — запасах подземных вод и их использовании, размещении водозаборов, систем канализации и т. п.

Если имеющихся материалов недостаточно, то проводится рекогносцировочное обследование района, а при необходимости — облегченные изыскания — бурение отдельных скважин, геофизические исследования, измерение расходов воды в водотоках, определение уровней и химического состава подземных и поверхностных вод.

Полученные материалы для каждого варианта размещения площадки позволят ответить на следующие вопросы: возможно ли здесь загрязнение подземных и поверхностных вод, каким объектам оно угрожает (водозаборы, реки, озера), каков примерный срок продвижения загрязнений к этим объектам.

Прогнозируемые скорости фильтрации загрязнений на пер-

вом этапе определяются для предполагаемой схемы размещения и гидродинамического взаимодействия хранилищ, водозаборов, рек и других водных объектов с использованием ориентировочных значений гидрогеологических параметров пласта.

Во избежание загрязнения подземных вод площадки промышленных предприятий или хранилищ сточных вод и отходов следует располагать на участках, где подземные воды защищены от инфильтрации загрязнений надежным водоупорным перекрытием. При этом нужно иметь в виду, что речные долины, сложенные водопроницаемыми аллювиальными или сильнотрещиноватыми коренными породами, как правило, не пригодны для размещения объектов с возможными утечками сточных вод в грунты. Покровные супесчано-суглинистые отложения, перекрывающие эти породы, обычно не препятствуют фильтрации загрязненных сточных вод в водоносный горизонт.

Не оправдываются также надежды на защитный эффект толщи хвостов, шламов и других осадков, накапливающихся в промышленных бассейнах.

При недостаточной естественной защищенности водоносного горизонта промышленные площадки следует располагать на таком удалении от водозаборов подземных вод централизованного водоснабжения, на котором полностью исключается попадание загрязнений в водозабор и поверхностные воды.

Если соблюдение этих условий невозможно, то задача о размещении рассматриваемых объектов должна решаться на основе технико-экономических расчетов и сопоставлений с учетом затрат на мероприятия по защите подземных и поверхностных вод и водозаборов от загрязнения, а окружающих территорий — от подтопления и заболачивания.

Для составления технического проекта на участках, выбранных для размещения хранилищ промстоков, полей фильтрации, промплощадок предприятий и других объектов, проводятся специальные гидрогеологические изыскания.

Их назначением должно явиться уточнение гидрогеологических условий участка, определение основных гидрогеологических параметров и потерь промышленных стоков на фильтрацию, составление прогноза о величине зоны растекания стоков из хранилища, направлении и скорости их потока, оценка степени изменения минерализации и состава подземных вод по пути фильтрации и влияния этого изменения на действующие в районе водозаборы подземных вод, водотоки и водоемы. Определяются также величина подпора грунтовых вод в зоне влияния фильтрационного потока из хранилища сточных вод и все другие исходные данные для разработки проекта мероприятий по защите водозаборов, а также подземных и поверхностных вод от загрязнения.

На стадии составления рабочих чертежей гидрогеологические изыскания выполняются для уточнения отдельных технических вопросов, связанных с проектированием защитных мероприятий.

При составлении программы изысканий должны использоваться материалы предварительных проектных проработок, в том числе схема расположения проектируемых сооружений с указанием близлежащих водозаборов, водотоков, водоемов; данные о назначении и конструкции хранилищ промстоков, техническая характеристика этих объектов; количество и состав промстоков, подаваемых в хранилище и отбираемых из него для тех или иных целей; отметки и графики изменения уровня промстоков в хранилище.

Гидрогеологическими исследованиями охватывается площадь предприятия или хранилища, а также прилегающая к нему территория до ближайших границ водоносного горизонта или до условных контуров, в пределах которых может оказаться гидрогеологическое или гидрохимическое влияние потенциального источника загрязнения на подземные и поверхностные воды и водозаборы.

Состав и объем изысканий и исследований определяются в каждом конкретном случае применительно к составу и количеству сточных вод, которые могут поступать в водоносный горизонт, а также к климатическим, гидрогеологическим, геологическим и гидрологическим условиям района.

При наличии связи подземных и поверхностных вод должны быть проведены гидрогеологические работы, характеризующие режим поверхностных вод и их качество.

В проектах хранилищ промстоков и других объектов, опасных в отношении загрязнения подземных вод, должно быть предусмотрено устройство наблюдательной сети для контроля за возможной фильтрацией промстоков в породы основания и водоносный горизонт.

ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИЗЫСКАНИЯ В РАЙОНАХ ВЫЯВЛЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

В районах, где уже установлены или имеются отдельные признаки загрязнения подземных вод, возникает необходимость в локализации или ликвидации очага загрязнения, а также в защите отдельных близко расположенных объектов — водозаборов подземных вод, реки и т. п.

Для обоснования состава и объема этих мероприятий гидрогеологическими изысканиями и исследованиями в первую очередь должны быть определены причины и характер уже выявленного загрязнения подземных вод, а также степень опасности загрязнения их в дальнейшем. С этой целью проводятся

сбор соответствующих литературных и фондовых материалов, обследование подземных и поверхностных вод, водозаборов и источников загрязнения, отбор и анализ контрольных проб сточных, подземных и поверхностных вод. При анализах природных вод в них выявляются специфические компоненты, содержащиеся в сточных водах, отходах производства, ядохимикатах и удобрениях, применяемых в данном районе.

На следующей стадии при выборе схемы и проектировании защитных мероприятий могут потребоваться дополнительные, более детальные изыскания, уточняющие гидрогеологическую и гидрохимическую обстановку непосредственно на участках расположения намечаемых защитных сооружений (разведочные и опытно-фильтрационные полевые работы, лабораторные исследования, химические анализы воды и грунтов и др.).

При сборе материалов и обследовании возможных источников загрязнения подземных вод в данном районе необходимо осветить следующие вопросы: 1) количество потребляемых предприятиями поверхностных и подземных вод, наличие оборотного водоснабжения, объем и химический состав суммарного стока и стока отдельных производств и цехов, места сброса стока; 2) организация транспортировки и складирования водорастворимого сырья, продуктов и отходов производства; гидрогеологические условия этих участков, возможность растворения отходов или сырья атмосферными осадками и поступления растворов в подземные воды; химический состав воздуха в районе предприятия, накопителей, испарителей промстоков; 3) состояние аппаратов, установок, канализационной сети, отводных канав и других сооружений с точки зрения возможности утечек из них технологических растворов и промстоков; 4) наличие очистных сооружений, их характеристика, производительность, условия работы и степень очистки сточных вод; 5) участки и размеры сброса сточных вод (в реки, пруды, накопители, на поля фильтрации и т. д.) и участки складирования мелко измельченных отходов производства (гидрозолоотвалы, «белые моря», шламохранилища и т. п.).

Для каждого хранилища, накопителя и других бассейнов промстоков должны быть выявлены назначение, площадь, конфигурация и сопутствующие сооружения; конструкция (высота дамб, глубина, наличие экрана и т. п.); время начала эксплуатации и режим поступления стоков; изменение во времени уровня воды в бассейне в сопоставлении с отметками уровня воды в ближайших водозаборах, водотоках и водоемах; химический состав стоков, подаваемых в бассейн; размер фильтрационных потерь (проектный — по расчету и фактический — по наблюдениям); наличие наблюдательных скважин и результаты наблюдений за распространением промстоков в подземных и поверхностных водах вблизи бассейна.

Должны быть охарактеризованы также размеры контура

загрязнения подземных вод и по возможности его изменения во времени.

Обследованию подлежат также все водозаборы и отдельные водозаборные скважины, расположенные от источника загрязнения в радиусе 6—8 км при песчаном водоносном пласте и в радиусе 15—25 км, если водоносный горизонт представлен трещиноватыми и закарстованными породами.

Собранные при обследовании материалы часто оказываются недостаточными для полной характеристики распространения загрязнений и выбора защитных мероприятий. В этом случае они используются для составления программы дальнейших наблюдений или дополнительных изысканий.

Основным назначением дополнительных, более детальных изысканий, проводимых в районе загрязнения подземных вод, являются: уточнение контура загрязнения подземных вод в плане и разрезе водоносного горизонта, изучение состава и концентрации загрязняющих компонентов, а также уточнение гидрогеологических и физико-химических параметров пласта, необходимых для прогнозных расчетов скорости движения загрязнений и для проектирования защитных мероприятий.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ПАРАМЕТРОВ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКОГО ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ ЗАГРЯЗНЕННЫХ СТОКОВ, ПОРОД И ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Задачи и схема исследований. Для прогноза распространения загрязнений в водоносных пластах, являющегося необходимым этапом обоснования защитных мероприятий, требуются гидродинамические и физико-химические параметры пласта, а также данные о составе загрязненных стоков, естественных подземных вод и горных пород, слагающих водоносный пласт, его кровлю и подошву.

К гидродинамическим параметрам относятся водопроводимость фильтрующих пород, пьезопроводность, активная пористость, действительная скорость фильтрации в естественных условиях. Определение гидродинамических параметров выполняется при гидрогеологических изысканиях, включающих опытно-фильтрационные исследования (откачки, нагнетания), геофизические работы и наблюдения за режимом подземных вод. Методы оценки гидродинамических параметров хорошо освещены в литературе [8, 10, 58 и др.].

В результате изысканий горные породы должны быть, кроме того, охарактеризованы по литологическому, химическому, гранулометрическому составу, а также в отношении физических свойств и условий залегания. При исследовании химического состава сточных вод и твердых отходов, вызывающих загрязнение подземных вод, должны быть определены количест-

венно все основные санитарно-гигиенические показатели, а также компоненты, специфические для производства, в ходе которого образуются данные сточные воды и отходы. Среди этих компонентов выделяются в первую очередь токсичные, количество которых в воде хозяйственно-питьевого использования строго нормируется по ПДК.

Качество подземных вод в естественных условиях их залегания также должно быть охарактеризовано в первую очередь основными санитарно-гигиеническими показателями. Кроме того, в ряде случаев целесообразно установить присутствие и концентрацию (фоновую, естественную) тех же специфических компонентов, которые имеются в сточных водах и отходах.

Все эти данные используются для уточнения применительно к изучаемому объекту методики определения параметров физико-химического взаимодействия загрязненных вод с пластом. При исследовании сточных и подземных вод помимо ионного состава желательно также выявить формы нахождения в них тех или иных компонентов. Уже одно только сопоставление химического состава горных пород, сточных и подземных вод в ряде случаев позволяет судить об относительной роли тех или иных процессов физико-химического взаимодействия, которые скажутся на миграции загрязнений при поступлении сточных вод в водоносный пласт.

Так, на распространение основных загрязняющих компонентов сточных вод содового производства, содержащих хлориды кальция, магния и натрия, основное влияние окажет конвективный перенос, осложненный гравитационным фактором в связи с высокой минерализацией этих сточных вод; поглощение загрязняющих компонентов породами в данном случае будет иметь подчиненное значение.

При более сложном составе загрязняющих веществ следует, как правило, проводить предварительные лабораторные опыты, по результатам которых делается вывод о возможных в данном случае физико-химических процессах взаимодействия и выделяются главные, ведущие процессы, которые могут существенно отразиться на распространении загрязнений в водоносном пласте.

На основании предварительных опытов принимается решение о целесообразности более детального изучения в лабораторных и полевых условиях выделенного ведущего физико-химического процесса и проводятся соответствующие эксперименты для изучения закономерностей и определения параметров рассматриваемого процесса. Изложенная схема изучения физико-химического взаимодействия загрязненных и чистых подземных вод приведена в табл. 17.

Предварительные лабораторные опыты для выявления основных процессов взаимодействия. Как отмечалось ранее, до проведения предварительных лабораторных опытов должен

Таблица 17

Схема изучения физико-химического взаимодействия загрязненных и природных подземных вод

Задачи исследований	Вид исследований	Использование результатов
Изучение состава сточных вод, отходов, природных незагрязненных подземных вод	Химические анализы. Расчет форм нахождения компонентов в воде	Предварительные суждения о возможности проявления и роли отдельных физико-химических процессов
Изучение строения, состава и свойств пород водоносного пласта	Минералогический, гранулометрический, химический анализ. Определение водно-физических свойств. Опытно-фильтрационные полевые исследования	
Выявление характера физико-химических процессов взаимодействия между сточными водами, природными подземными водами и породами	Предварительные лабораторные исследования в статических условиях	Выделение ведущих процессов взаимодействия. Заключение о целесообразности дальнейщего более детального изучения
Определение параметров физико-химического взаимодействия	Лабораторные эксперименты в динамических условиях. Полевые исследования — запуск нейтральных индикаторов или сточных вод в водоносный пласт	Прогноз распространения загрязнений и обоснование защитных мероприятий

быть определен химический состав загрязненных сточных вод, подземных вод и пород водоносного пласта. В составе загрязненных вод выделяются и в дальнейшем исследуются голько те компоненты, которые могут ухудшить качество подземных вод и в отношении которых необходим прогноз распространения в пласте при фильтрации. Сточные воды, используемые в опытах, следует отбирать на местах их складирования и фильтрации, например из накопителей и шламохранилищ, из коммуникаций на промышленных площадках и т. д. В тех случаях, когда производство, дающее сточные воды, еще не сооружено, для опытов приходится специально изготавливать искусственные растворы, имитирующие полностью состав сточных вод либо содержащие отдельные вещества, наиболее важные для прогноза качества подземных вод при поступлении в водоносный пласт сточных вод. К их числу относятся все вещества, концентрации которых в сточных водах близки или превышают ПДК. Образцы горных пород для опытов отбираются из буровых скважин или шурфов на еще не загрязненных участ-

ках водоносного горизонта. В отдельных случаях, например, для оценки возможности десорбции загрязняющих веществ используются образцы пород, взятые на загрязненных участках водоносного пласта.

Предварительные опыты проводятся в статических условиях по трем основным схемам, в которых изучается взаимодействие: 1) сточных и подземных вод; 2) сточных вод, пород и подземных вод; 3) сточных вод и пород.

Первая схема. Загрязненная сточная вода и чистая подземная вода известного состава смешиваются в нескольких колбах в различных объемных соотношениях, с постепенным переходом от сточной к подземной воде. Примерные соотношения объемов воды $V_{ст}/V_{под}$: 9 : 1, 8 : 2, 7 : 3, 6 : 4, 5 : 5, 4 : 6, 3 : 7, 2 : 8, 1 : 9.

После смешения и кратковременного отстаивания (без доступа воздуха) исследуется изменение во времени химического состава смеси и при возможности рассчитываются формы нахождения исследуемых компонентов. Изменяющееся в опыте соотношение объемов сточных и подземных вод моделирует их постепенное смешение в пласте в зоне дисперсии, в трещинах и прослоях с повышенной водопроницаемостью и т. п. Для каждого выделенного компонента, влияющего на качество воды и находящегося в количестве, близком к ПДК или к санитарно-гигиеническим нормам, проводится сопоставление трех концентраций: $C_{ст}$ — концентрация компонента в сточной воде, $C_{р.см}$ — расчетная концентрация из условий смешения (разбавления) с подземной водой; $C_{вз}$ — фактическая концентрация, определенная в растворе после смешения и взаимодействия вод. Расчетная концентрация $C_{р.см}$ определяется по формуле смешения:

$$C_{р.см} = \frac{V_{ст}C_{ст} + V_{под}C_{под}}{V_{см}}, \qquad (8.1)$$

где $V_{ст}$, $V_{под}$, $V_{см}$ — соответственно объем сточной, подземной воды и объем смеси; $C_{под}$ — количество компонента в чистых подземных водах.

Если $C_{вз} \approx C_{р.см}$, то компонент можно считать нейтральным, не взаимодействующим с подземной водой. Если $C_{вз} < C_{р.см}$, то можно сделать вывод, что компонент в результате взаимодействия вод удаляется из смеси и выпадает в осадок.

Вторая схема. Аналогичная серия опытов проводится в присутствии измельченной навески породы в сосуде, в котором проводится смешение. В этом случае из каждой смеси сточной и подземной воды последовательно отбираются несколько проб (через 1 мин, 1 ч, 1 сут и т. д. после смешения); смесь периодически взбалтывается или перемешивается.

Если $C_{вз} \approx C_{р.см}$, то компонент можно считать нейтральным по отношению к породе и подземной воде.

Если $C_{вз} > C_{р.см}$ и при этом изучаемый компонент содержался в породе, можно сделать вывод, что из породы он переходит в смесь (растворяется, выщелачивается и т. п.).

Если $C_{вз} < C_{р.см}$, компонент «уходит» из смеси в результате поглощения породой либо вследствие выпадения в осадок при взаимодействии с подземной водой. Сопоставление последовательно взятых проб может дать представление о кинетике этого процесса и времени достижения равновесия.

Целесообразно провести опыты при разных величине и степени измельченности навески породы.

Третья схема. В пробу сточной воды помещается измельченная навеска породы, и после взбалтывания последовательно (через 1 мин, 1 ч, 1 сут и т. д.) отбираются несколько проб. Сравнение $C_{ст}$ и $C_{вз}$ позволяет судить о том, поглощается ли исследуемый компонент породой либо появляется в воде в дополнительном количестве из-за растворения породы. При быстром достижении равновесия опыты с различной начальной концентрацией компонента $C_{ст}$ в сточной воде могут охарактеризовать изотерму $C = f(N)$:

$$N = C_{ст} - C_{вз}, \tag{8.2}$$

где N — количество вещества, поглощенного породой; $C_{вз}$ — концентрация компонента в растворе после достижения равновесия. В частности, при $\frac{C_{вз}}{N} = \text{const}$ сорбция подчиняется линейной изотерме Генри.

При замедленном изменении $C_{вз}$ можно проследить за характером кинетической зависимости $N(t, C_{ст})$. В целом совокупность опытов по описанным трем схемам позволяет установить, будут ли взаимодействовать сточные воды с водоносным пластом, и в первом приближении оценить результаты этого взаимодействия относительно рассматриваемого компонента, приводящие к уменьшению или увеличению его содержания в сточной воде либо в смеси сточных и подземных вод.

Примеры использования предварительных лабораторных опытов для выявления характера взаимодействия сточных вод с водоносным пластом приведены в табл. 18.

Из результатов опытов, соответствующих варианту 1, можно сделать вывод, что в водоносном пласте компонент будет распространяться как нейтральная «метка», движение которой в пласте может быть осложнено только гидравлической дисперсией и задержкой в тупиковых порах породы. При варианте 2 компонент будет поглощаться породой вследствие химической или физической сорбции. Вариант 3 указывает на то, что из сточной воды, вступающей во взаимодействие с подземной водой, компонент удаляется в результате реакции осаждения или газообразования. В варианте 4, кроме того, проявляется поглощение компонента породой; вариант 5 свидетельствует о раст-

Таблица 18

Возможные результаты предварительных лабораторных опытов

Варианты опытных данных по трем схемам опытов	Результаты опытов по отдельным схемам			Выводы о характере физико-химического взаимодействия компонента сточных вод с водоносным пластом
	1. Сточная вода + подземная вода	2. Сточная вода + подземная вода + порода	3. Сточная вода + порода	
1	$C_{вз} \approx C_{р.\,см}$	$C_{вз} = C_{р.\,см}$	$C_{вз} \approx C_{ст}$	Компонент нейтрален к подземным водам и породам пласта
2	$C_{вз} = C_{р.\,см}$	$C_{вз} < C_{р.\,см}$	$C_{вз} < C_{ст}$	Компонент поглощается породой
3	$C_{вз} < C_{р.\,см}$	$C_{вз} < C_{р.\,см}$	$C_{вз} = C_{ст}$	Компонент при смешении вод выпадает в осадок или улетучивается в виде газа
4	$C_{вз} < C_{р.\,см}$	$C_{вз} < C_{р.\,см}$	$C_{вз} < C_{ст}$	Компонент выпадает в осадок при смешении вод и поглощается породой
5	$C_{вз} = C_{р.\,см}$	$C_{вз} > C_{р.\,см}$	$C_{вз} > C_{ст}$	Компонент переходит из породы в сточную воду в результате растворения или ионного обмена

ворении породы сточной водой либо об ионном обмене. Помимо описанных возможны и некоторые другие варианты результатов для одного и того же компонента.

В итоге из числа нескольких рассматриваемых компонентов состава одной и той же загрязненной воды по результатам предварительного лабораторного опробования выделяются компоненты — нейтральные, невзаимодействующие и активные, взаимодействующие с водоносным пластом. В числе последних выявляются компоненты, убывающие из сточных или смешанных со стоками подземных вод, и компоненты, накапливающиеся в этих водах, т. е. увеличивающие свою концентрацию по сравнению с исходной сточной водой.

Как отмечалось ранее, причины, приводящие к изменению концентрации компонента в загрязненной воде при фильтрации, могут иметь различную физико-химическую основу (сорбция, выпадение в осадок, ионный обмен и др.), однако в данном случае важно отметить направленность изменения (снижение или увеличение концентрации) и оценить кинетику этого обобщенного процесса, сведя ее к той или иной известной схеме. Так, снижение концентрации можно условно считать следствием поглощения компонента, а увеличение концентрации — следствием растворения породы, понимая в данном случае под «поглощением» и «растворением» совокупность процессов, приводящих к результатам, аналогичным последствиям собственно сорбции или растворения.

Форма зависимости $C(t)$ характеризует кинетику химической реакции.

Если в описываемых предварительных статических опытах $C(t)$ в постоянном объеме смеси изменяется во времени по закону экспоненты, то можно считать, что обобщенная реакция протекает аналогично необратимой реакции первого порядка [см. формулу (2.8) в гл. 2]. Другой характер зависимости $C(t)$ указывает на более сложный вид и иной порядок реакции.

Кинетические зависимости и параметры физико-химического взаимодействия, полученные в статических опытах, следует рассматривать как приближенные, поскольку, как показывают исследования, в условиях динамического взаимодействия, т. е. при фильтрации, они могут изменяться. В связи с этим предварительное изучение сорбции рекомендуется проводить не только на измельченных навесках породы, но и на монолитных образцах ее с помощью так называемого балансового метода. Схема проведения опыта и обработка его результатов даны в работах [25, 78]. В итоге для каждой начальной концентрации загрязненного раствора C_0 можно определить коэффициент распределения при сорбции (β) и десорбции (β'). Проводя аналогичные опыты на монолите при других начальных концентрациях раствора C_0 и определяя соответствующие им количества сорбированного вещества, можно построить график $N(C_р)$ и определить характер и параметры изотермы сорбции. Здесь, как и ранее, N — количество поглощенного вещества, отнесенное к единице порового пространства; $C_р$ — равновесная концентрация вещества в растворе. В зависимости от результатов предварительных опытов при дальнейших исследованиях определяют те или иные параметры физико-химического взаимодействия: для нейтральных компонентов — активную пористость n и коэффициент гидравлической дисперсии D; для активных компонентов кроме n и D — сорбционные параметры (коэффициент распределения β, константу скорости реакции α); константу скорости растворения $\alpha_р$ и концентрацию насыщения $C_н$; кинетические коэффициенты реакций выпадения в осадок и др.

Исследования проводятся в лабораторных или в полевых условиях.

Активную пористость и параметры дисперсии предпочтительно определять в полевых исследованиях, которыми охватывается определенный участок водоносного пласта и в которых в большей мере, чем при лабораторных исследованиях, проявляется фильтрационная неоднородность массива. Для характеристики D и n трещиноватых пород, как правило, следует использовать только полевые эксперименты.

Изучение сорбции веществ при фильтрации в породах из-за сложности постановки опытов и необходимости использования

сточных вод и искусственных растворов загрязняющих веществ приходится обычно проводить в лабораторных условиях.

Вычисление физико-химических параметров взаимодействия загрязненных вод и горных пород по результатам экспериментов проводится с использованием аналитических решений дифференциальных уравнений, полученных применительно к определенной расчетной схеме процесса. Как правило, в этих схемах рассматривается идеализированная фильтрующая среда, однородная по проницаемости, литологическому и химическому составу. Неоднородность реальной горной породы приводит обычно к отклонениям экспериментальных точек от ожидаемых значений, характерных для однородной породы. При этом влияние неоднородности на результаты опыта сказывается обычно в большей степени, чем характер граничных условий на удаленном от места запуска раствора конце опробуемого участка породы или влияние предпосылки об «ограниченной» или «неограниченной» длине опробуемого участка и некоторые другие детали расчетной схемы, приводящие к громоздким аналитическим решениям.

Поэтому схема опытов и методика обработки их результатов должны быть по возможности простыми, обеспечивающими получение обобщенных усредненных физико-химических параметров примерно той же степени точности, которая возможна для гидрогеологических параметров, используемых (вместе с физико-химическими параметрами) при прогнозных расчетах распространения загрязнений. В связи с этим рекомендуется применять лабораторные установки и схемы, позволяющие при определении физико-химических параметров использовать аналитические решения уравнений миграции для постоянной скорости фильтрации, одномерного полуограниченного (в гидрохимическом отношении) потока и при наиболее простых граничных условиях на входе фильтрационного потока в пласт.

Кроме того, методика обработки опытных данных существенно упрощается, а точность определения параметров — увеличивается, если опыты проводятся на фоне нейтрального компонента. Это позволяет вычислить параметры дисперсии отдельно, независимо от параметров других физико-химических процессов.

Лабораторные опыты по более сложным схемам целесообразно проводить лишь в специальных целях, например, для подтверждения теоретических построений и решения задач массообмена и диффузии, полученных применительно к неоднородным гидрохимическим и фильтрационным условиям.

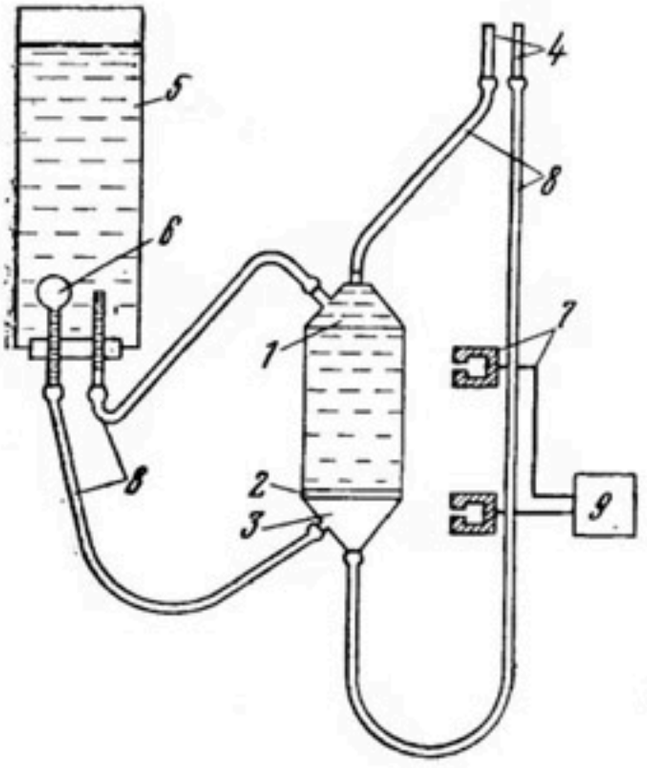
Лабораторные методы определения параметров взаимодействия.

Коэффициент молекулярной диффузии. Применительно к рассматриваемой проблеме загрязнения подземных вод определение коэффициента молекулярной диффузии

$D_м$ представляет интерес в тех случаях, когда ожидаются очень малые скорости фильтрации, например, в связи с оценкой возможности загрязнения подземных вод токсичными веществами из хвостохранилищ, накопителей и других промышленных бассейнов, экранируемых глинистыми, слабопроницаемыми грунтами.

Коэффициент молекулярной диффузии определяют в отсутствие фильтрации, чтобы исключить влияние гидродинамической дисперсии.

Для измерения малых концентраций веществ, диффундирующих через образец слабопроницаемого грунта, лабораторный опыт проводится на приборе типа диффузионной ячейки [13, 86], в нижнем бьефе которой происходит накопление вещества. В опытах используется несорбируемый индикатор, лучше всего — радиоактивный (рис. 62). В начале опыта образец грунта



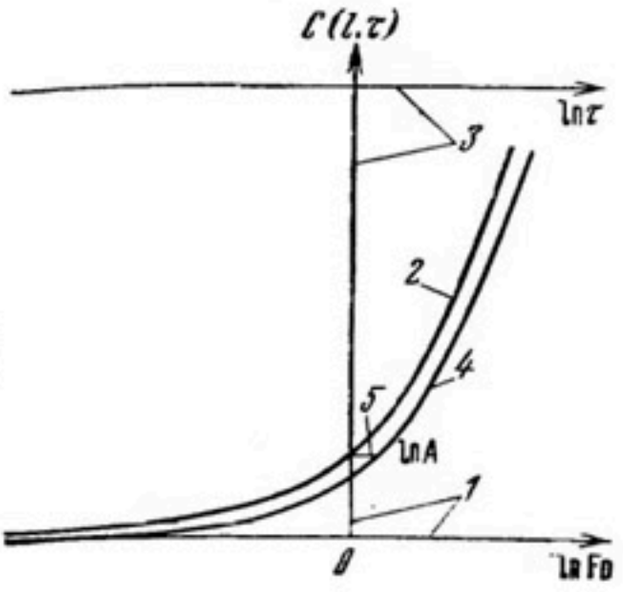


Рис. 62. Схема установки для изучения молекулярной диффузии:

1 — верхний бьеф, заполненный раствором радиоактивного индикатора; *2* — образец грунта; *3* — нижний бьеф; *4* — пьезометры; *5* — уравнительный сосуд; *6* — эластичная мембрана; *7* — коллимированный датчик; *8* — соединительные шланги; *9* — пересчетный прибор

Рис. 63. Эталонная и опытная кривые $\overline{C}$ (τ)—ln τ:

1 — координаты эталонной кривой; *2* — эталонная кривая; *3* — координаты опытной кривой; *4* — опытная кривая; *5* — смещение

и бьефы заполняются водой. Затем индикатор в значительном количестве вводится в верхний бьеф (*1*); продиффундировавший через образец грунта (*2*) радиоактивный индикатор регистрируется в нижнем бьефе (*3*). Чтобы избежать фильтрации раствора индикатора, в обоих бьефах с помощью специального устройства (*5*) поддерживается равенство напоров, контролируемое пьезометрами (*4*). Эластичная мембрана (*6*) передает дав-

ление и одновременно предотвращает возможность попадания индикатора из верхнего бьефа в нижний. Измерения активности (концентрации) индикатора проводятся с помощью коллимированных датчиков (7) и пересчетного прибора (8).

Во время опыта концентрация индикатора в верхнем бьефе практически не изменяется; в нижнем бьефе, где происходит накопление индикатора, она увеличивается. Зависимость $C(l, t)$, где l — длина образца, получена с учетом накопления индикатора в нижнем бьефе и имеет вид [13]

$$\bar{C}(l, t) = \frac{C(l, t)}{C_0} \approx 2\operatorname{erfc}(\lambda) - 2\exp\left[\bar{l} + \left(\frac{\bar{l}}{2\lambda}\right)^2\right]\operatorname{erfc}\left(\lambda + \frac{\bar{l}}{2\lambda}\right), \tag{8.3}$$

где

$$\lambda = \frac{l}{2\sqrt{D_м t/n}}, \qquad \bar{l} = \frac{nlF}{W}.$$

Здесь F — площадь поперечного сечения образца грунта; W — объем жидкости в нижнем отсеке прибора. Формула справедлива при $t \leqslant 0{,}25\, l^2 n/D_м$.

Для определения $D_м$ по результатам эксперимента удобно воспользоваться методом эталонной кривой в следующем порядке:

1. Для измеренного в опыте фактического значения $\bar{l}$ и нескольких заданных значений λ по формуле (8.3) строится эталонная кривая в координатах $\bar{C}(\tau)$ —ln Fo. Здесь $\mathrm{Fo} = \frac{1}{4\lambda^2}$, $\tau = \frac{t}{t_0}$; t — время от начала опыта; t_0 — некоторое нормирующее время, выбираемое произвольно (например, время первого замера концентрации индикатора в нижнем бьефе).

2. Строится (на кальке) в координатах $\bar{C}(\tau)$ и $\ln\tau$ фактическая кривая, построенная по замерам концентрации индикатора в нижнем бьефе $\bar{C}(\tau)$ (рис. 63).

3. Фактическая и эталонная кривые совмещаются. При этом горизонтальные оси ln Fo и $\ln\tau$ смещаются на величину $\ln A = \ln\frac{D_м t_0}{nl^2}$, поскольку

$$\ln A = \ln\frac{1}{4\lambda^2} - \ln\tau = \ln\frac{D_м t}{nl^2} - \ln\frac{t}{t_0} = \ln\frac{D_м t_0}{nl^2}.$$

4. Измеряется величина $\ln A$ на чертеже, подсчитывается A и затем $D_м$:

$$D_м = \frac{Anl^2}{t_0}. \tag{8.4}$$

Опыт, проведенный по такой методике, с образцом супеси (плотность 2,68 г/см³, влажность естественная 19,8%, пористость 0,32, содержание частиц размером 0,05—0,01 мм 57,9%, менее 0,01 мм 30,3%) дал значение $D_м = 3{,}9 \cdot 10^{-7}$ см²/с.

Коэффициент фильтрационной дисперсии веществ D при фильтрации в породах водоносного пласта целесообразно оценивать, как это уже было отмечено ранее, по результатам полевых опытно-фильтрационных исследований. В лабораторных же условиях этот параметр следует устанавливать лишь в связи с изучением сорбционных явлений и других видов физико-химического взаимодействия, на количественную оценку которых в опытах влияет гидравлическая дисперсия.

Методика определения коэффициента дисперсии изложена в работах [25, 77, 85, 126, 129, 131 и др.].

Для опытов удобна установка [25] (рис. 64), позволяющая поддерживать постоянную скорость фильтрации, желательно

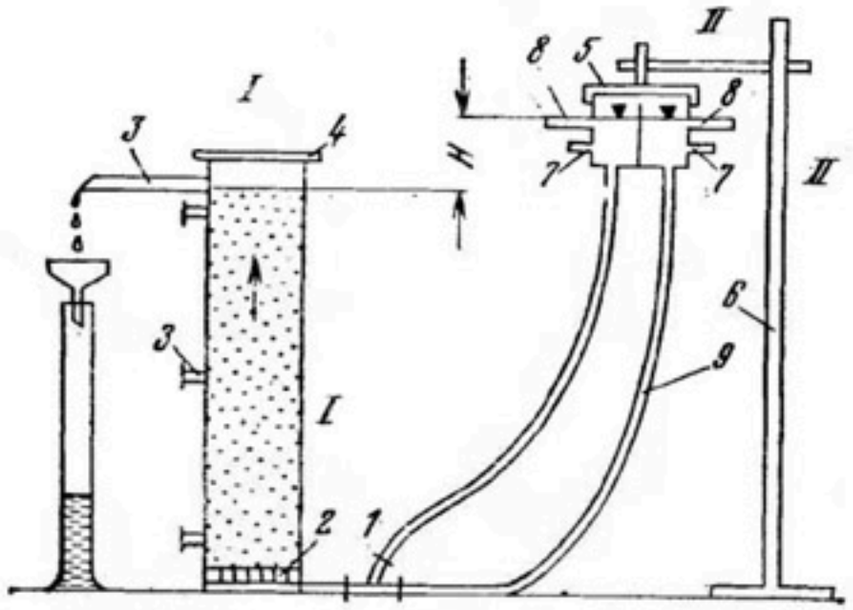


Рис. 64. Схема лабораторной установки для изучения фильтрационной дисперсии:
I — цилиндр с грунтом; *II* — устройство для подачи раствора или воды.
1 — кран для поперемснной подачи воды или раствора; *2* — фильтр; *3* — трубки для отбора фильтрата; *4* — крышка; *5* — устройство для поддержания постоянного уровня; *6* — штатив; *7* — подача воды или раствора; *8* — слив избыточной жидкости; *9* — резиновые трубки

близкую к скорости фильтрации на рассматриваемом участке водоносного пласта в естественных условиях или с учетом фильтрации из источника загрязнения и других дополнительных гидродинамических влияний.

Обычно для расчета используют выходные кривые $\bar{C}(t)$, получаемые при вытеснении из образца породы чистой воды водой, содержащей нейтральное вещество («метку»). Вычисление D проводится различными методами: путем дифференцирования выходной кривой и вычисления D по одной точке $\bar{C}=0{,}5$ [137], по 2—3 точкам выходной кривой [77, 126] или с использованием всех точек выходной кривой, что дает наиболее полный учет всех экспериментальных данных (рис. 65).

В последнем случае расчет D выполняется путем линеаризации кривой $\bar{C}(t)$ по графику $\xi(t)$, где

$$\xi = \sqrt{t}\ \text{arc erf}\,(1 - 2\bar{C}). \tag{8.5}$$

Тогда

$$D = V^2/4n\,\text{tg}^2\,\beta, \tag{8.6}$$

$$D = nx^2/4B^2,$$

где V — скорость фильтрации; β — угол наклона прямой $\xi(t)$ к оси t; B — отрезок на оси ординат, отсекаемый этой прямой.

Из этих же опытов определяют активную пористость породы:

$$n = \frac{V}{l}\, t_{\bar{C}=0,5}. \tag{8.6a}$$

Здесь $t_{\bar{C}=0,5}$ — время, при котором концентрация исследуемого компонента в фильтрате составляет $\bar{C}=0{,}5$ (за $t=0$ принимается момент входа загрязненной воды в образец породы); $\bar{C}$ — относительная концентрация: $\bar{C}=C/C_{вх}$, где C — концентрация вещества в фильтрате; $C_{вх}$ — входная концентрация вещества — на входе раствора в образец породы.

Параметры поглощения. Для облегчения обработки экспериментальных данных при физико-химических исследованиях изучение кинетики сорбции в динамических условиях часто стремятся проводить так, чтобы продольная дисперсия вещества отсутствовала [42].

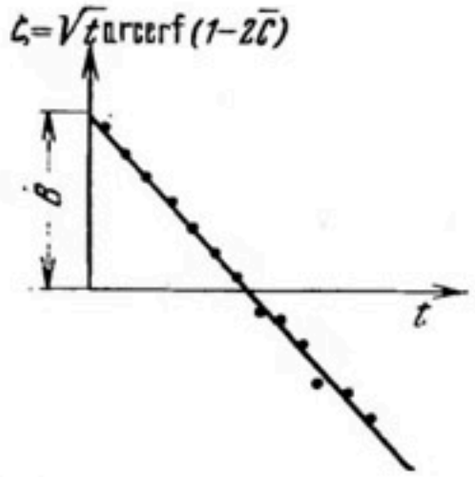


Рис. 65. График зависимости ξ (t)

Однако при фильтрации раствора через образец породы продольная дисперсия, как правило, проявляется. Поэтому целесообразно использовать такую методику проведения и обработки результатов динамического опыта, которая позволяет выявить кинематику и параметры сорбции при одновременной дисперсии растворенного вещества. Наиболее просто (и точно) это получается в том случае, если фильтрующийся через породу раствор содержит как исследуемый сорбируемый компонент, так и несорбируемый породой компонент (например, хлор-ион). Опытная установка (см. рис. 64) и проведение эксперимента описаны в работах [25, 78 и др.].

По результатам анализа последовательных проб фильтрата проводится построение выходных кривых относительной концентрации $\bar{C}^{с}(t)$ и $\bar{C}^{нс}$, где индексам «с» и «нс» соответствует сорбирующееся и несорбирующееся вещество.

По выходной кривой $\bar{C}^{нс}(t)$ определяют, как это было описано выше, коэффициент дисперсии D и активную пористость n.

Форма выходной кривой сорбирующегося вещества $\bar{C}^{с}(t)$ зависит от состава и строения породы, длины образца, скорости фильтрации, активной пористости породы, коэффициента дисперсии и параметров сорбции.

Аналогичные опыты с той же породой, но при другой длине образца, позволяют получить несколько выходных кривых. Анализ кривых $\bar{C}^{с}(t)$ при фиксированном x и кривых $\bar{C}^{с}(x)$ на одно и то же время t позволяет установить характер поглощения. Возможны следующие основные случаи (рис. 66).

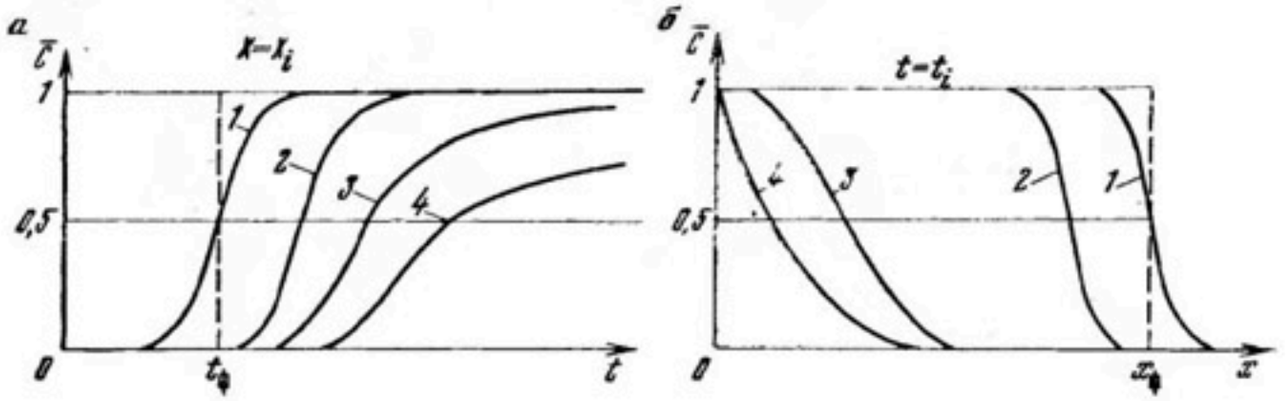


Рис. 66. Графики $\bar{C}(x)$ и $\bar{C}(t)$ при фильтрации сорбирующегося вещества: *а* — $\bar{C}(t)$; *б* — $\bar{C}(x)$.

1 — для нейтрального несорбирующегося вещества; *2* — при равновесной сорбции; *3, 4* — при неравновесной сорбции; $t_ф$ — время прохождения фронта фильтрации в точке x_i; $x_ф$ — положение фронта фильтрации на время t_i

1. Выходные кривые $\bar{C}^{нс}(t)$ и кривые $\bar{C}^{нс}(x)$ аналогичны соответствующим кривым для несорбируемого компонента, т. е. сорбируемый и несорбируемый компоненты имеют в фильтрате одинаковую относительную концентрацию. В этом случае вещество можно считать непоглощаемым, т. е. также нейтральным.

2. Выходная кривая $\bar{C}^{с}(t)$ по форме аналогична кривой для несорбируемого компонента, но «сдвинута» во времени на величину Δt. Это указывает на равновесный характер поглощения и позволяет вычислить параметр β путем сравнения выходных кривых для сорбируемого и несорбируемого компонентов. Известно, что скорость движения в породе точки с концентрацией раствора $\bar{C}=0{,}5$ будет: для несорбирующегося компонента (например, хлоридов)

$$V^{*нс} = l/t^{нс}_{\bar{C}=0,5}, \tag{8.7}$$

для сорбирующегося компонента

$$V^{*с} = l/t^{с}_{\bar{C}=0,5}. \tag{8.8}$$

Здесь l — длина образца; $t^{нс}_{\bar{C}=0,5}$ и $t^{с}_{\bar{C}=0,5}$ — моменты появления в фильтрате половинной концентрации ($\bar{C}=0,5$) соответственно для несорбируемого и сорбируемого компонентов. Из (8.7) и (8.8) следует, что интервал времени Δt («сдвижка») между $t^{нс}_{\bar{C}=0,5}$ и $t^{с}_{\bar{C}=0,5}$ равен

$$\Delta t = l\left(\frac{1}{V^{*с}} - \frac{1}{V^{*нс}}\right). \tag{8.9}$$

Для несорбирующегося компонента скорость движения точки $\bar{C}=0,5$ соответствует средней скорости потока:

$$V^{*нс} = V/n. \tag{8.10}$$

Скорость движения точки $\bar{C}=0,5$ сорбирующегося компонента связана с $V^{*нс}$ следующим образом [94]:

$$V^{*с} = V^{*нс}\frac{\beta}{1+\beta}. \tag{8.11}$$

Следовательно,

$$\Delta t = l/(V^{*нс}\beta) = \frac{nl}{V\beta}. \tag{8.12}$$

Коэффициент распределения соответственно равен

$$\beta = \frac{nl}{V\Delta t}. \tag{8.13}$$

По выходной кривой сорбируемого компонента расчет коэффициента распределения при равновесной сорбции можно также сделать по выражению

$$\frac{1}{\beta} = \frac{V}{nx}\left(\frac{t_1\zeta_2 - t_2\zeta_1}{\zeta_2 - \zeta_1}\right) - 1. \tag{8.14}$$

Здесь t_1 и t_2 — два момента времени; $\bar{C}$ и $\bar{C}_2$ — соответствующие им концентрации на выходной кривой; ζ_1 и ζ_2 определяются по (8.5). Коэффициент дисперсии соответственно вычисляется по формуле

$$D = \frac{V^2}{4n}\left(\frac{\beta}{1+\beta}\right)\left(\frac{t_2 - t_1}{\zeta_2 - \zeta_1}\right)^2. \tag{8.15}$$

Поскольку при расчете β по «сдвижке» или по формуле (8.14) используется только одна или две точки выходной кривой, это, как отмечалось ранее, может привести к ошибкам в определении β и D. Поэтому для определения этих параметров предпочтительнее использовать описанный выше графоаналитический метод линеаризации кривой $\bar{C}(t)$, при котором рассматриваются все опытные точки.

3. Относительная концентрация исследуемого вещества $\bar{C}^{с}$ в любое время t ниже относительной концентрации несорбируе-

мого компонента $\bar{C}^{\text{нс}}$, причем по прошествии некоторого времени в каждой точке x устанавливается постоянное во времени значение $\bar{C}^{\text{с}}$, изменяющееся лишь по пути фильтрации, т. е. от входного сечения в глубь колонки, по закону экспоненты. В этом случае расчет константы скорости процесса γ проводится по выражению

$$\gamma = \frac{V^2}{4Dn}\left[\left(1 - \frac{(\ln \bar{C}^{\text{с}}_x)\,2D}{Vx}\right)^2 - 1\right]. \qquad (8.16)$$

Здесь V — скорость фильтрации; D — параметр дисперсии; n — активная пористость; $\bar{C}^{\text{с}}_x$ — относительные концентрации вещества C на выходе из колонок различной длины x.

Кривые вида *3* (см. рис. 66) характерны для процессов распада, осаждения вещества из раствора при химических реакциях, а также для сорбции при очень большой (неограниченной) емкости породы.

4. При ограниченной сорбционной емкости породы, когда наряду с сорбцией происходит десорбция вещества, зависимости $\bar{C}^{\text{с}}(x)$ для разного времени t имеют вид кривой *4* на рис. 66. С течением времени в каждом сечении x концентрация будет увеличиваться до $\bar{C}^{\text{с}} \approx 1$.

В этом случае, как отмечалось выше, теоретическая зависимость $\bar{C}^{\text{с}}(x, t)$, представляющая решение системы дифференциальных уравнений конвективной диффузии и нестационарной сорбции, имеет крайне сложный вид.

Для обработки экспериментальных данных и графоаналитического расчета сорбционных параметров α и β можно использовать решение указанной системы уравнений после применения к ним операционного преобразования Лапласа [78, 81]. При этом кривая $\bar{C}(x, t)$ трансформируется в кривую для «изображения» $U(x, p)$.

Параметры растворения. Растворение твердых солей при фильтрации в породах, как показано выше (см. гл. 2), описывается уравнением конвективной диффузии с дополнительным членом, учитывающим кинетику растворения. В частности, при существенно изменяющейся поверхности растворяемых частиц соли уравнение кинетики будет иметь вид (2.15), в котором N — количество вещества, вынесенное при растворении из единицы объема породы (г/см³); до растворения содержалось N_0 солей. Эти величины можно выразить так:

$$N_0 = \gamma_c \zeta_0^0, \quad N = \gamma_c (\zeta_0^0 - \zeta^0), \qquad (8.17)$$

где γ_c — плотность растворимого вещества (соли) в г/см³; ζ_0^0 и ζ^0 — начальное и текущее удельное объемное содержание вещества в долях единицы.

Для характеристики процесса растворения солей из породы при фильтрации нужно знать начальное удельное объемное ζ_0^0

и начальное удельное весовое $\zeta_0^в$ (г/г) количество растворимого вещества в породе, максимальную растворимость содержащегося в породе твердого вещества в природных подземных водах $C_{макс}$ (г/см³) и поступающих в породу сточных водах $C_{макс}^{ст}$ (г/см³), а также константу скорости растворения (коэффициент выщелачивания вещества породы) $\alpha_р$ 1/с.

Весовое содержание в породе того или иного растворимого вещества $\zeta_0^в$ (г/г) определяется с помощью химических методов исследований — валового химического анализа, анализа водных, солянокислых и других вытяжек.

Методика количественного определения водорастворимых солей (хлориды, сульфаты и карбонаты Na, Ca, Mg) изложена в работе [80].

Удельное объемное содержание вещества в породе ζ_0^0 (доли единицы) рассчитывается по $\zeta_0^в$:

$$\zeta_0^0 = \frac{\gamma_п}{\gamma_с}(1-n)\,\zeta_0^в, \tag{8.18}$$

где $\gamma_п$ — плотность невыщелоченной породы; n — пористость невыщелоченной породы; $\gamma_с$ — плотность соли.

Если плотность породы была определена после полного удаления из нее растворимого вещества, то

$$\zeta_0^0 = \frac{\gamma_п^1(1-n)\,\zeta_0^в}{\gamma_с + \zeta_0^в(\gamma_п^1 - \gamma_с)}, \tag{8.19}$$

где $\gamma_п^1$ — плотность практически нерастворимой части породы.

Максимальную растворимость содержащегося в породе твердого вещества в природных $C_{макс}$ и сточных водах $C_{макс}^{ст}$ определяют опытным путем. Для этого мелко измельченную навеску породы заливают измеренным объемом природной или сточной воды и смесь помещают в аппарат для встряхивания на 1—2 сут, с периодическим определением количества растворяющегося вещества.

Обработку породы водой продолжают до достижения максимального содержания в воде этого вещества $C_{макс}$.

Для определения константы скорости растворения $\alpha_р$ (1/с) проводят фильтрационный опыт на установке, описанной в работе [76] (см. рис. 66).

Экспериментальные данные обрабатывают в виде выходных кривых $C(t)$, где C — концентрация в фильтрате растворяющегося вещества в г/см³; t — время от начала появления этого вещества в фильтрате.

Опыт желательно проводить вплоть до полного выноса растворенного вещества, однако (при очень медленном выносе) его можно прекратить после более или менее заметного сниже-

ния содержания вещества в фильтрате C. Для расчета константы скорости $\alpha_р$ можно использовать решение системы уравнений, отражающей конвективный перенос и растворение в полуограниченном теле при $D=0$ и $\frac{\partial C}{\partial t}=0$ [33].

Во второй стадии растворения, когда во входном сечении сформировалась выщелоченная зона, распределение концентрации в растворе подчиняется уравнению [33]:

$$C = C_{макс} - (C_{макс} - C_0)\frac{1}{\mathrm{ch}^2\left[(l-at)\,\alpha_р \sqrt{\zeta_0^0}\,/\,2V\right]}. \qquad (8.20)$$

Здесь l — длина образца, см; V — скорость фильтрации, см/с; a — скорость выщелачивания вещества из породы, см/с, определяемая по следующему выражению [76]:

$$a = \frac{(C_м - C_0)\,V}{\zeta_0^0 \gamma_с}, \qquad (8.21)$$

где C_0 — начальное содержание вещества в воде, поступающей в образец (C_0 может быть равно нулю).

Из (8.20) коэффициент скорости растворения $\alpha_р$ будет равен:

$$\alpha_р = \frac{2V}{\sqrt{\zeta_0^0}\,(l-at)}\ \mathrm{arth}\sqrt{\frac{C-C_0}{C_{макс}-C_0}}. \qquad (8.22)$$

Для расчета $\alpha_р$ по (8.22), с выходной кривой на участке, где $\frac{C}{C_{макс}} < 0{,}6$, берут несколько пар соответствующих значений t_i и C_i, по которым строят график $\varphi(t)$, где $\varphi = \mathrm{arth}\sqrt{\frac{C-C_0}{C_{макс}-C_0}}$.

Коэффициент $\alpha_р$ подсчитывают по выражениям:

$$\alpha_р = \frac{2VB}{l\sqrt{\zeta_0^0}} \quad (8.23) \quad \text{или} \quad \alpha_р = \frac{2V\,\mathrm{tg}\,\theta}{a\sqrt{\zeta_0^0}}. \qquad (8.24)$$

Здесь B — отрезок, отсекаемый прямой $\varphi(t)$ на оси ординат; $\mathrm{tg}\theta$ — угловой коэффициент этой прямой.

Можно опыт по растворению проводить одновременно для двух-трех образцов одной и той же породы различной длины l_1, l_2, l_3, но при одинаковой скорости фильтрации V и с одновременным отбором проб фильтрата. Это позволяет для любого выбранного момента времени t построить зависимость $C(l)$, которая в соответствии с уравнением скорости растворения твердого тела должна иметь вид [76]

$$\overline{C} = \frac{C-C_0}{C_{макс}-C_0} = 1 - e^{-\alpha_р t/V}. \qquad (8.25)$$

Коэффициент α_p в этом случае определяется для каждой пары значений C_i и l_i:

$$\alpha_p = \frac{V \ln \bar{C}_i}{l_i}. \tag{8.26}$$

Из нескольких, определенных в отдельных точках, значений α_p подсчитывают среднее для опыта значение α_p.

При неизменяющейся поверхности растворяемых частиц соли уравнение кинетики выражается в виде (2.14). В этом случае для определения кинетического параметра α_p можно использовать решение (5.67), которое отражает совместное влияние растворения и дисперсии на выходную кривую. Для второй стадии процесса ($t > T_0$) оно имеет вид

$$\bar{C} = \exp\left[-\frac{V(x-l)}{2D}\left(\sqrt{1+\frac{4\alpha_p D}{V^2}}-1\right)\right]. \tag{8.27}$$

Учитывая, что $l = at$ и обычно $D \ll V$, вместо (8.27) можно записать:

$$\bar{C} = \exp\left[-\frac{V(x-at)}{2D}\left(\frac{2\alpha_p D}{V^2}\right)\right] = \exp\left[-\frac{x}{V_{pi}}\alpha + \frac{a\alpha t}{V_p}\right]. \tag{8.28}$$

Экспериментальные данные обрабатывают в виде графика $\ln \bar{C}(t)$. Кинетический параметр растворения α_p при этом вычисляется по длине отрезка B на оси ординат:

$$\alpha_p = \frac{BV}{x} \tag{8.29}$$

либо по тангенсу угла θ прямой $\ln \bar{C}(t)$ к оси абсцисс:

$$\alpha_p = V \operatorname{tg} \theta / a. \tag{8.30}$$

Здесь a — скорость выщелачивания растворимого вещества из породы, определяемая по (8.21).

Полевые методы определения параметров взаимодействия. В полевых условиях параметры взаимодействия определяют путем запуска индикатора в поток подземных вод — естественный или нарушенный откачкой (нагнетанием) — и прослеживания изменений концентрации этого индикатора в воде в точке наблюдения. В качестве индикаторов применяют радиоактивные вещества, электролиты и красители [119]. Для определения активной пористости n и коэффициента дисперсии D необходимы, как правило, несорбирующиеся породами индикаторы.

В связи с тем, что реальный характер неоднородности пород на участке опробования в полной мере практически не может быть учтен, в полевых условиях еще в большей степени, чем в лабораторных опытах, необходимо применять наиболее простые схемы экспериментов и методы их обработки.

При этом можно исходить из некоторых приближенных предпосылок, например при определении активной пористости

n принимать, что фронт фильтрации (фронт поршневого вытеснения) при пакетном запуске совпадает с относительной максимальной концентрацией $\bar{C}_{\text{макс}}$ индикатора, пришедшего в точку наблюдения. В соответствии с этим для расчета n достаточно установить время появления указанного максимального значения концентрации $\bar{C}_{\text{макс}}$.

При определении коэффициента дисперсии D, когда представляет интерес ряд значений $\bar{C}(t)$, принимаются другие предпосылки, в частности, что участок запуска индикатора вблизи нагнетательной или откачиваемой скважины можно охарактеризовать одним усредненным значением D, хотя в действительности здесь изменяется не только скорость фильтрации, но и D.

Обоснование допустимости такого приближения дано в работах [20, 25, 77].

Сорбция загрязнений при фильтрации в водоносном пласте наиболее полно может быть изучена при запуске сточных вод и растворов в скважины, однако в связи с трудностями осуществления подобного опыта обычно можно ограничиться запуском раствора, содержащего один-два загрязняющих компонента и несорбируемый компонент. При запуске такой комбинированной метки коэффициент распределения при равновесной сорбции β легко определяется по «сдвижке» кривых $\bar{C}(t)$ для сорбируемого и несорбируемого индикаторов [см. формулу (8.13)] либо по формуле

$$\beta = \frac{D^{\text{с}}}{D^{\text{нс}} - D^{\text{с}}}, \tag{8.31}$$

где $D^{\text{с}}$ и $D^{\text{нс}}$ — коэффициенты дисперсии сорбируемого и несорбируемого компонентов, определенные по наблюдениям за временем продвижения и концентрацией соответствующих компонентов в водоносном пласте.

В полевых опытах, как правило, предпочитается пакетная схема подачи индикатора, поскольку длительный непрерывный запуск требует больших количеств индикатора и технически трудно осуществим.

В качестве основных можно рекомендовать три схемы полевых опытов (рис. 67).

Схема 1. Запуск индикатора в скважину в условиях естественного потока подземных вод (рис. 67, *а*). Этот опыт возможен лишь при значительной скорости естественного потока подземных вод, позволяющей завершить опыт за сравнительно короткий срок. Для предварительного расчета длительности опыта и определения потребного расстояния x между пусковой и наблюдательными скважинами используется выражение

$$t = \frac{xn}{kI}, \tag{8.32}$$

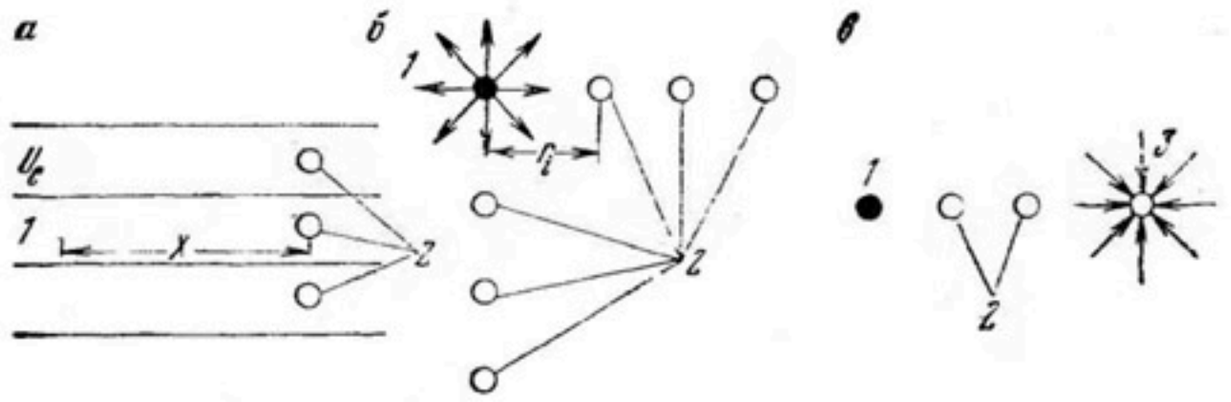


Рис. 67. Схемы полевых опытов по определению параметров физико-химического взаимодействия:

а — запуск индикатора в скважину в условиях значительной скорости естественного потока подземных вод; *б* — нагнетание (налив) индикатора в скважину; *в* — откачка из скважины при запуске индикатора в наблюдательную скважину.
1 — точки запуска индикатора; *2* — наблюдательные точки; *3* — нагнетательная скважина

где I — градиент напора или уклон потока, определяемый по карте гидроизопьез (гидроизогипс); k — коэффициент фильтрации; n — ориентировочное значение активной пористости (берется по литературным данным).

При быстром и равномерном распределении индикатора в открытом интервале скважины действие возникающего мгновенного солевого источника описывается уравнением

$$C(x, t) = \frac{Q_c}{2med\sqrt{\pi tDn}} e^{-\frac{(x - Vt/n)^2}{4Dt/n}}. \qquad (8.33)$$

Здесь C — концентрация индикатора в любой момент времени в воде в наблюдательной точке на расстоянии x от пусковой скважины, г/см³; $\frac{v}{n}$ — средняя действительная скорость движения подземных вод в направлении x, принимаемая постоян-

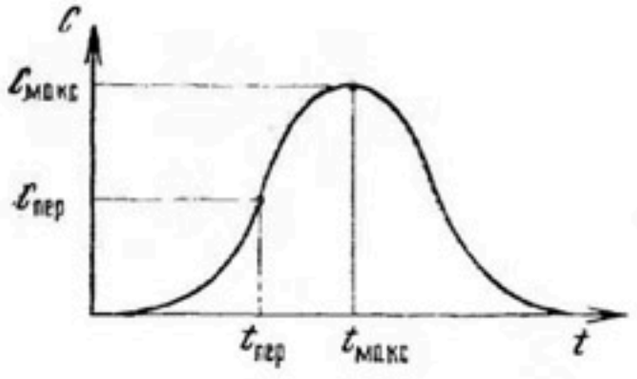


Рис. 68. График $C(t)$ в наблюдательной скважине при запуске индикаторного «пакета»

ной, см/с; Q_c — количество массы индикатора, запущенного в скважину, г; D — коэффициент дисперсии в направлении x, см²/с; m — длина открытого интервала скважины; d — диаметр скважины; ε — коэффициент, учитывающий искривление линий тока в скважине и зависящий от конструкции водоприемной части; по Н. А. Огильви (см. [25]) $\varepsilon = 0{,}3—4$. Наблюдения за изменением концентрации сорбируемого и несорбируемого компонентов в наблюдательной скважине, располагаемой ниже по

потоку (направление потока должно быть определено отдельно), дают соответственно две экспериментальные кривые $C_с(t)$ и $C_{нс}(t)$, на которых выделяются максимальная концентрация $C_{макс}$ и время ее подхода к наблюдательной скважине $t_{макс}$, отсчитываемое от момента запуска индикатора в скважину (рис. 68).

Часто встречается несимметричная форма кривой $C(t)$ с «растянутой» во времени второй ее частью, что указывает на присутствие наряду с открытыми и «тупиковых» пор, удаление раствора из которых происходит медленно, а также на сорбционные явления.

Обработку каждой из двух экспериментальных кривых проводят в следующем порядке [25, 40].

а) С кривой $C(t)$ берут несколько значений C и t (в том числе также $C_{макс}$ и $t_{макс}$) и по ним строят график в следующих координатах: на оси ординат откладывают

$$Y = \ln \frac{C_{макс}\sqrt{t_{макс}}}{C\sqrt{t}} + \frac{(t - t_{макс})}{2t},$$

а на оси абсцисс

$$X = \frac{(t - t_{макс})^2}{t}.$$

Точки должны расположиться на прямой, тангенс угла наклона которой (при одинаковом масштабе величин, откладываемых на осях) составляет γ.

б) Определяют значение D^*:

$$D^* = \frac{x^2}{4\left[\gamma t_{макс}^2 + \frac{t_{макс}}{2}\right]}. \qquad (8.34)$$

Использование двух кривых $C_с(t)$ и $C_{нс}(t)$ дает соответственно $\gamma_с$, $\gamma_{нс}$, $D_с^*$, $D_{нс}^*$.

в) Определяют среднюю действительную скорость движения воды:

$$V^* = 2\sqrt{\gamma_{нс} D_{нс}^*}. \qquad (8.35)$$

г) Подсчитывают среднюю активную пористость n:

$$n = V/V^*, \qquad (8.36)$$

где V — скорость фильтрации подземных вод, определяемая по уклону потока и водопроницаемости водоносного пласта.

д) Определяют параметр сорбции β (по (8.31).

Схема 2. Нагнетание (налив) индикатора в скважину (см. рис. 67, *б*). Эта схема опыта используется в тех случаях, когда скорость естественного потока подземных вод мала. Вокруг нагнетательной скважины по 1—3 лучам размещаются наблюдательные скважины по 2—3 на каждом луче.

Расстояния до наблюдательных скважин r_i ориентировочно определяются заранее с тем, чтобы обеспечить удобную длительность наблюдений. Для этого можно использовать зависимость

$$t \approx \frac{\pi m n r_i^2}{Q} \quad \text{или} \quad r_i \approx \sqrt{Qt/\pi m n}, \tag{8.37}$$

где Q — расход нагнетаемого в скважину раствора; r_i — расстояние до наблюдательной скважины; t — время; m — мощность пласта; n — активная пористость (принимается по литературным данным ориентировочное значение пористости исследуемых пород). Расход скважины Q должен быть значительным:

$$Q > (50 \div 60)\, q_e r, \tag{8.38}$$

где q_e — погонный расход естественного потока; r — расстояние до дальней наблюдательной скважины, расположенной по потоку.

Условие (8.38) обеспечивает формирование вблизи скважины плоско-радиального потока. Для уточнения гидродинамических параметров пласта (k, km) в пусковую скважину вначале нагнетают чистую воду с постоянным расходом Q до достижения квазиустановившегося состояния (о чем можно судить по характеру изменения напоров в наблюдательных скважинах). Затем с некоторого момента, принимаемого за $t=0$, без перерыва в нагнетании в скважину в течение времени $t_п$ подают с тем же расходом Q сточную жидкость или раствор, содержащий сорбируемый индикатор, после чего, тоже без перерыва в нагнетании и с тем же расходом, в скважину опять подается чистая вода вплоть до окончания опыта. После запуска пакета по наблюдательным скважинам проводят частые определения концентрации в воде индикаторов или отдельных компонентов сточных вод. Чтобы отбор проб не вызвал заметного снижения уровня в скважинах, измерения концентрации желательно проводить непосредственно в скважинах.

Если индикатор подается непосредственно в испытуемый участок пласта (в фильтр скважины), то время $t=0$ отсчитывается с этого момента. При подаче индикатора с поверхности и большой глубине скважины нужно вводить поправку t_0 на вытеснение воды, не содержащей индикатора, из ствола скважины:

$$t_0 = \frac{\pi r_0^2 \Delta H_0}{Q}. \tag{8.39}$$

Здесь r_0 — радиус скважины; ΔH_0 — высота столба «чистой» воды в скважине. Окончание опыта приурочивается ко времени, когда в наблюдательной скважине будет прослежена вся или большая часть кривой $C(t)$.

По каждой наблюдательной скважине на кривой $C(t)$ отмечают время прохождения максимальной концентрации $t_{макс}$, которая в водоносном пласте из-за размытия пакета никогда не достигает величины $C=1$.

Чем меньше пакет, т. е. чем меньше его объем и длительность запуска $t_п$, тем ниже значение $C_{макс}$. Это обстоятельство следует учитывать, выбирая размеры пакета. Они должны быть достаточными для выполнения надежного определения концентрации индикатора в точке наблюдения.

Средняя активная пористость пласта на участке между пусковой и наблюдательной скважинами подсчитывается по времени прохождения максимальной концентрации несорбируемого индикатора:

$$n = \frac{Qt_{макс}}{\pi m r^2}. \qquad (8.40)$$

Это выражение достаточно точно при $\varphi<0{,}05$,
где

$$\varphi = t_п/t_{макс}. \qquad (8.41)$$

В связи с этим для выбора $t_п$ предварительно рассчитывают ориентировочное значение $t_{макс}$ по (8.37).

Коэффициент дисперсии D определяется по выражению [25]

$$D = \frac{Q}{4\pi m}\frac{(t_{пер}-t_{макс})}{t_{макс}}, \qquad (8.42)$$

где $t_{пер}$ — время, соответствующее точке перегиба кривой $C(t)$ (см. рис. 68); Q — расход нагнетаемого раствора.

При проведении опытов с несорбируемым и сорбируемым индикаторами по выражению (8.42) можно определить $D_с$ и $D_{нс}$ и затем коэффициент распределения β (см. формулу (8.31)].

Схема 3. Откачка из скважины при запуске «метки» в наблюдательную скважину. Приближенное определение активной пористости n в данной схеме, как и в ранее рассмотренных случаях, производится по времени прохождения максимальной концентрации метки в откачечной скважине.

Для уменьшения влияния дисперсии и естественного потока подземных вод расстояние между наблюдательной и откачечной скважинами выбирается небольшим (не более 10—20 м), а расход откачиваемой воды Q по возможности значительным [см. ограничения по формуле (8.38)].

При использовании для определения активной пористости опытных кустов «метка» помещается в открытый интервал наблюдательной скважины, ближайшей к центральной скважине.

С этого момента непрерывно фиксируются концентрации

«метки» C в откачиваемой воде и на графике $C(t)$ отмечается $t_{макс}$.

В зависимости от условий размещения откачечной скважины в пласте вычисление активной пористости n проводится по следующим выражениям.

а) Если откачечная скважина расположена вдали от реки и от других границ пласта, расчет выполняется по формуле (8.40), где r — расстояние от наблюдательной до откачечной скважины.

б) При расположении откачечной скважины вблизи реки, имеющей тесную гидравлическую связь с пластом (рис. 69),

$$n = \frac{Qt_{макс}}{\pi m \left[a(a-x) - \frac{a^3 x^3}{3a} \right]} \qquad (8.43)$$

в) Если откачечная скважина расположена вблизи реки, имеющей несовершенную гидравлическую связь с пластом, рас-

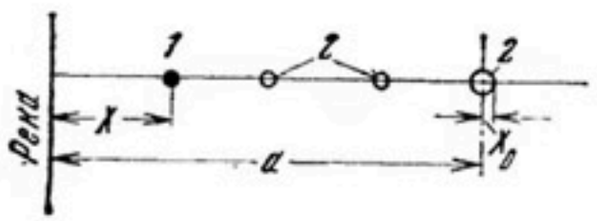


Рис. 69. Схема расположения скважин при запуске индикатора в наблюдательную скважину при откачке вблизи реки:
1 — скважина запуска; *2* — наблюдательные скважины и откачечная скважина

чет выполняется также по (8.43), но вместо a подставляется $(a=\Delta L)$, где

$$\Delta L = \sqrt{\frac{kmm_0}{k_0}}.$$

Здесь a и x — расстояния от уреза реки соответственно до центральной и наблюдательной скважин, причем наблюдательная скважина может быть расположена как между рекой и центральной скважиной, так и дальше от реки, чем центральная скважина.

ГЛАВА 9.
ОСОБЕННОСТИ ВОЗНИКНОВЕНИЯ И РАЗВИТИЯ ОЧАГОВ ПРОМЫШЛЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ВОД. ПРИМЕРЫ

Для выяснения причин и характера распространения промышленного загрязнения подземных вод большой интерес представляют материалы натурных наблюдений и исследований, выполненных в связи с защитой подземных вод и водозаборов.

Ниже приведены некоторые примеры возникновения и развития очагов промышленного загрязнения в районах с различными гидрогеологическими условиями и хозяйственной обстановкой.

Пример 1. В хвостохранилище (рис. 70), созданном в долине реки, собираются твердые отходы и сточные воды промывочной и магнитно-обогатительной фабрики железного рудника. Пульпа, подаваемая в хвостохранилище с расходом 65 000 м³/сут, содержит 6—7% твердых веществ.

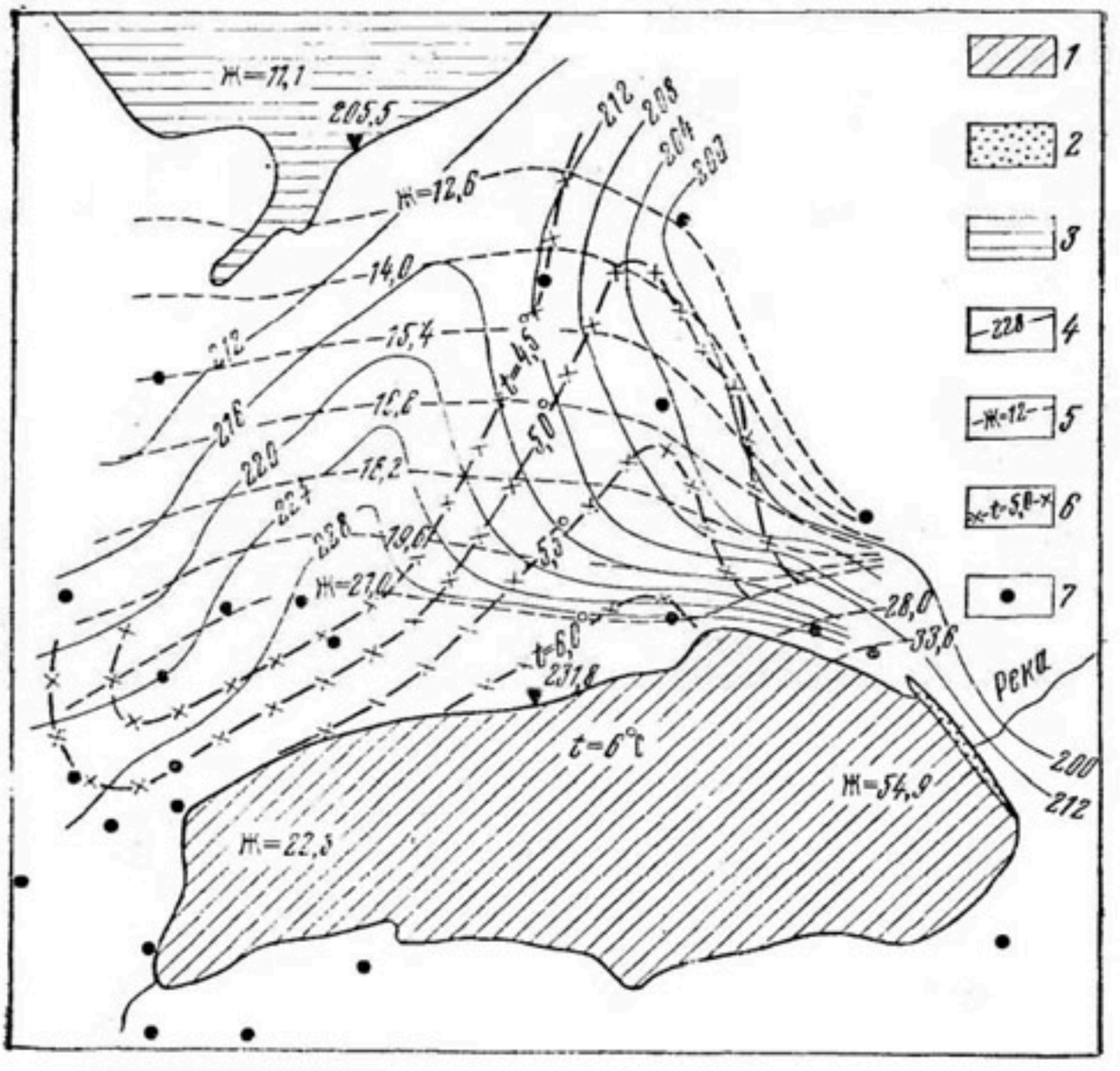


Рис. 70. Фильтрация промышленных сточных вод из хвостохранилища магнитно-обогатительной фабрики железного рудника:

1 — хвостохранилище; *2* — плотина; *3* — водохранилище; *4* — гидроизогипсы; *5* — изолинии значений жесткости грунтовых вод, мг-экв/л; *6* — изолинии температуры грунтовых вод; *7* — наблюдательные скважины

Сточные воды магнитно-обогатительной фабрики загрязнены флотореагентами, в том числе ксантогенатом бутиловым (8 мг/л), сосновым маслом (11 мг/л), кремнефтористым натрием и др. Общая минерализация сточных вод в среднем равна 1,46 г/л. Хвостохранилище располагается в 1,5 км от водохранилища, используемого в качестве источника хозяйственно-

питьевого водоснабжения района. В этой связи были проведены исследования для установления наличия и влияния фильтрации промышленных сточных вод их хвостохранилища на качество подземных и поверхностных вод.

Участок расположения хвостохранилища сложен трещиноватыми кварцевыми диоритами; направление их простирания и преобладающей трещиноватости способствует связи рассматриваемых водоемов.

Скальные породы прикрыты сверху элювием (дресвяно-щебенистыми грунтами, супесчаными и суглинистыми сапролитами) и делювиальными суглинками. Общая мощность этих отложений 10—30 м, а коэффициент фильтрации изменяется от 0,01—0,4 м/сут(в суглинках, сапролитах, рухляках) до 4—5 м/сут (в дресвяно-щебенистых грунтах и трещиноватых диоритах).

Хвостохранилище частично заполнено шламом, мощность которого максимальна у плотины (28 м) и убывает к верховой части водоема; в составе шлама — песчаные, пылеватые и глинистые частицы.

Образовавшийся из шлама экран у плотины имеет ширину около 100 м. Он снижает фильтрационные потери в нижний бьеф и дает возможность отбора из хвостохранилища оборотной воды в количестве 60 тыс. м^3/сут, однако не обеспечивает полной изоляции загрязненных сточных вод от подземных, как это предполагалось при сооружении хвостохранилища.

Существование фильтрационного потока из хвостохранилища в водохранилище подтверждается картой гидроизогипс, а также наблюдениями за температурой и жесткостью подземных и поверхностных вод (см. рис. 70). Несмотря на то, что расход фильтрующихся загрязненных сточных вод, определенный балансовым методом и по карте гидроизогипс, невелик по сравнению со среднегодовым притоком речных вод в водохранилище (составляет около 3%), однако в связи с высокой токсичностью флотореагентов и низкими ПДК для них (по ксантогенату — 0,001 мг/л, по сосновому маслу — 2 мг/л) требуется очистка сточных вод от флотореагентов до сброса их в хвостохранилище.

Пример 2. Накопитель твердых отходов производства металлургического завода располагается на второй надпойменной террасе, сложенной четвертично-неогеновыми аллювиальными песчано-глинистыми отложениями мощностью около 50 м; ниже залегают водоносные трещиноватые известняки и мергели девонского возраста.

Под накопителем сверху вниз залегают: почвенно-растительный слой (0,1—2 м); средние и тяжелые суглинки (10—15 м) с линзами мелкозернистых песков (до 4 м); пески среднезернистые (20—29 м) с невыдержанным по мощности прослоем суглинков (до 7,5 м); пески средне- и крупнозернистые с гравием (10—18 м); глины (0,2—6 м); известняки и мергели.

Подземные воды в аллювиальных отложениях залегают на глубине 10—14 м от поверхности.

Накопитель имеет вид прямоугольника с размерами в плане 200×300 м, ограниченного насыпными песчаными дамбами высотою до 4 м и разделенного на секции. Дно и откосы накопителя экранированы уплотненной глиной (0,5), прикрытой слоем песка (0,2 м). Накопитель эксплуатировался всего лишь 4 года. За этот период в часть секций было сброшено 19 тыс. т полужидких и твердых отходов — эмульсий, масел, кислых смолок, шлама, фусов. В их составе имеются токсичные, в том числе летучие, вещества (табл. 19).

Таблица 19

Состав полужидких и твердых отходов

Вещество	Содержание вещества в отходах	
	в твердых, мг/кг	в жидких, мг/л
Фенолы	0,1—5,2	0,35—335,0
Цианиды	0,04—0,115	0,005—1,25
Пиридиновые основания	0,83—0,91	1,67—5000

Количество углеводородов в отходах составляет от долей до 16%.

Инфильтрация талых вод из неиспользуемых секций накопителя вызвала предположение о плохом качестве изоляции дна накопителя, в связи с чем для выявления влияния накопителя на подземные воды были проведены гидрогеологические изыскания.

По контуру накопителя на расстоянии 30—40 м от дамб были пробурены 7 скважин, а из одной из них проведена опытная откачка. Содержание характерных компонентов сточных жидкостей и отходов выше уровня подземных вод определялось по водным вытяжкам из грунтов, ниже уровня подземных вод — по анализам проб воды. Концентрация фенола в подземных водах вблизи накопителя во многих точках водоносной толщи оказалась выше предельно допустимой (ПДК фенола = =0,001 мг/л), достигая 0,014 мг/л. Максимальное содержание фенола отмечено вверху, в почвенно-растительном слое, однако фенольное загрязнение охватило всю четвертичную толщу и отмечено на глубине более 60 м от поверхности — в трещинных водах известняков.

Содержание токсичных цианидов в грунтах и подземных водах не превысило ПДК (0,1 мг/л), однако абсолютные концентрации все же значительны (до 0,05 мг/л). Они уменьшаются по глубине пород; в водоносных известняках количество цианидов составляет 0,0015 мг/л.

Концентрация роданидов во многих пробах превышает ПДК (0,1 мг/л), достигая 0,5—0,6 мг/л; при этом повышенные концентрации отмечаются как в верхней, так и в нижней части песчаной толщи. В известняках содержание роданидов до 0,05 мг/л. Присутствие в грунтах и в воде масла с концентрацией до 0,8—4,48 мг/л отмечается во всей толще водоносного аллювия; в вскрытой верхней части известняков на глубине более 60 м оно достигает 0,44 мг/л.

В ходе откачки наблюдалось увеличение концентраций цианидов (с 0,001 до 0,003—0,004 мг/л) и роданидов (с 0,042 до 0,085—0,108 мг/л). Все это, а также увеличение загрязнения в верхней части грунтов основания и при откачке, когда к скважине привлекались подземные воды со стороны накопителя, показывает, что создание экрана из полуметрового слоя глины не могло полностью исключить фильтрацию в подстилающие сухие грунты основания. Если предположить, что после укатки глины приобрели коэффициент фильтрации 10^{-7} см/с, то при мощности слоя жидких отходов в накопителе $\sim$0,5 м, просачивание стоков через экран могло произойти уже примерно через полгода — год.

Дальнейшая инфильтрация стоков через сухую песчано-суглинистую толщу на поверхность грунтовых вод происходила уже с большими скоростями, что и определило в итоге загрязнение подземных вод, выявленное через 4 года после начала эксплуатации накопителя.

Дополнительное загрязнение подземных вод в этом районе связано также с интенсивным загрязнением атмосферы при испарении жидких и полутвердых отходов, складируемых в накопителе.

Пример 3. Завод, изготовляющий сажу из нефтепродуктов, расположен на высокой надпойменной террасе реки между двумя оврагами (рис. 71). Нефтепродукты (зеленое масло, термогазойль, газойль) в течение многих лет хранились в земляных емкостях. Из-за многолетней утечки нефтепродуктов из этих емкостей, а также аварий запорной арматуры на складе хранения сырья водоносные грунты на территории завода и вне его оказались насыщены нефтепродуктами, которые вместе с грунтовыми водами высачивались в овраги и на берегу реки, что приводило к ее загрязнению. Нефтепродукты, обладающие огнеопасными свойствами, были обнаружены также в подвалах и погребах жилого поселка, расположенного южнее завода.

На территории завода до глубины $\sim$10 м залегают водоносные аллювиальные пески с прослоями суглинков и супесей (рис. 72).

Наибольшую мощность пески имеют в центре участка: по направлению к реке и к коренному берегу их мощность заметно уменьшается.

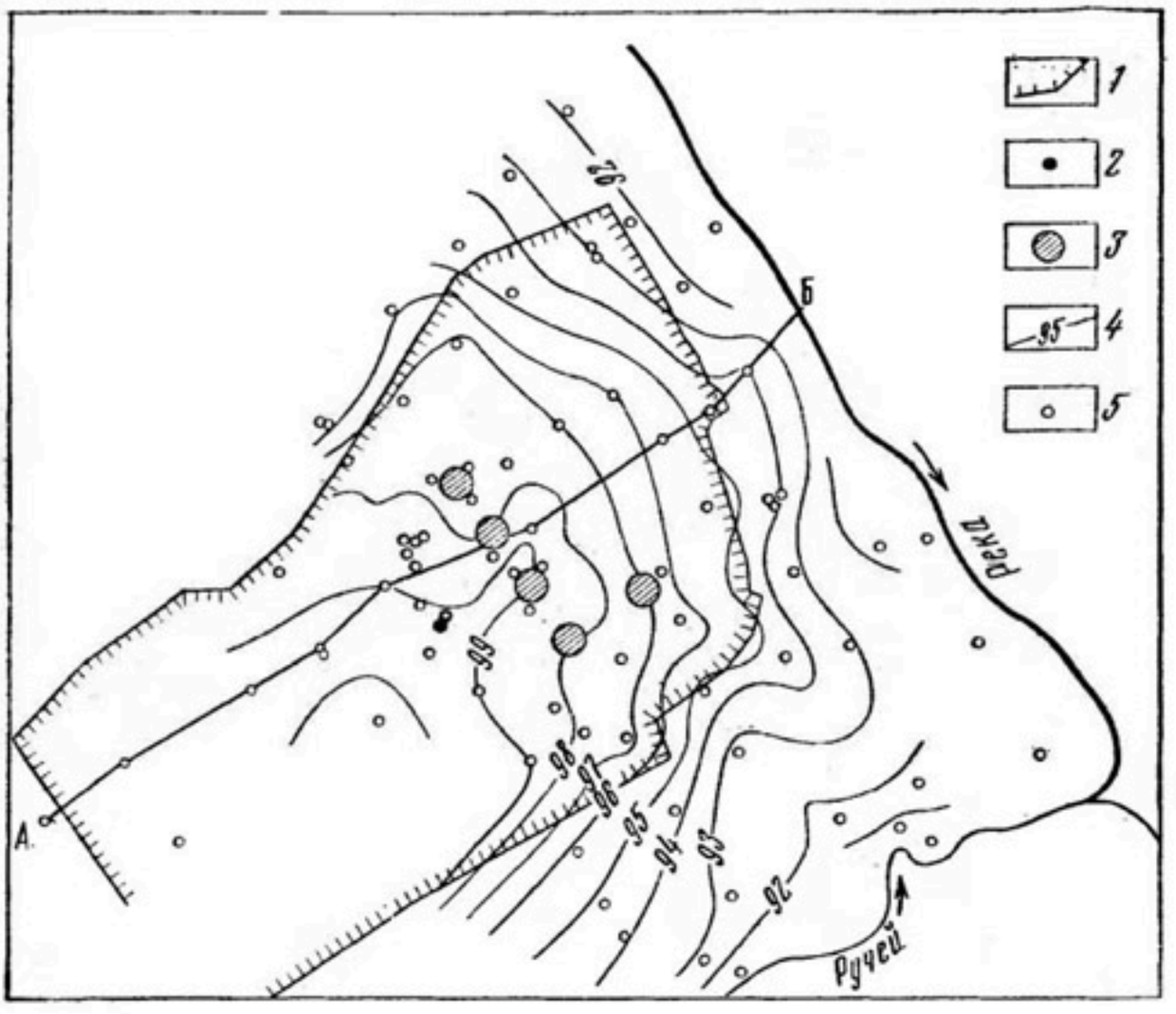


Рис. 71. Схематическая карта гидроизогипс в районе сажевого завода:
1 — контур территории завода; *2* — подземная емкость для хранения сырья; *3* — баки нефтехранилища; *4* — гидроизогипсы; *5* — разведочные скважины

Аллювиальные отложения подстилаются моренными валунными глинами и суглинками (10—15 м), причем неровная кровля моренных отложений имеет уклон к реке.

Ниже залегают глины и пески мелового возраста. Напорный водоносный горизонт в меловых песках используется для водоснабжения.

По данным изысканий зона загрязнения оконтурена линией, где количество нефтепродуктов в грунтах не превышает сотых долей мг на 1 кг сухого грунта. Из рис. 73 видно, что загрязнена практически вся территория завода, вплоть до оврагов, которые частично дренируют поток грунтовых вод.

Наиболее высокие концентрации нефтепродуктов — до 50—70 г на 1 кг сухого грунта — отмечены вблизи подземной емкости для хранения сырья, двух баков-нефтехранилищ, вблизи нефтепроводов, сливной эстакады, насосной станции, а также на застойных участках, где скорости фильтрации грунтовых вод ничтожны. Суммарное количество нефтепродуктов в грунтах зоны загрязнения по расчету составляет 5200 т. В разрезе нефте-

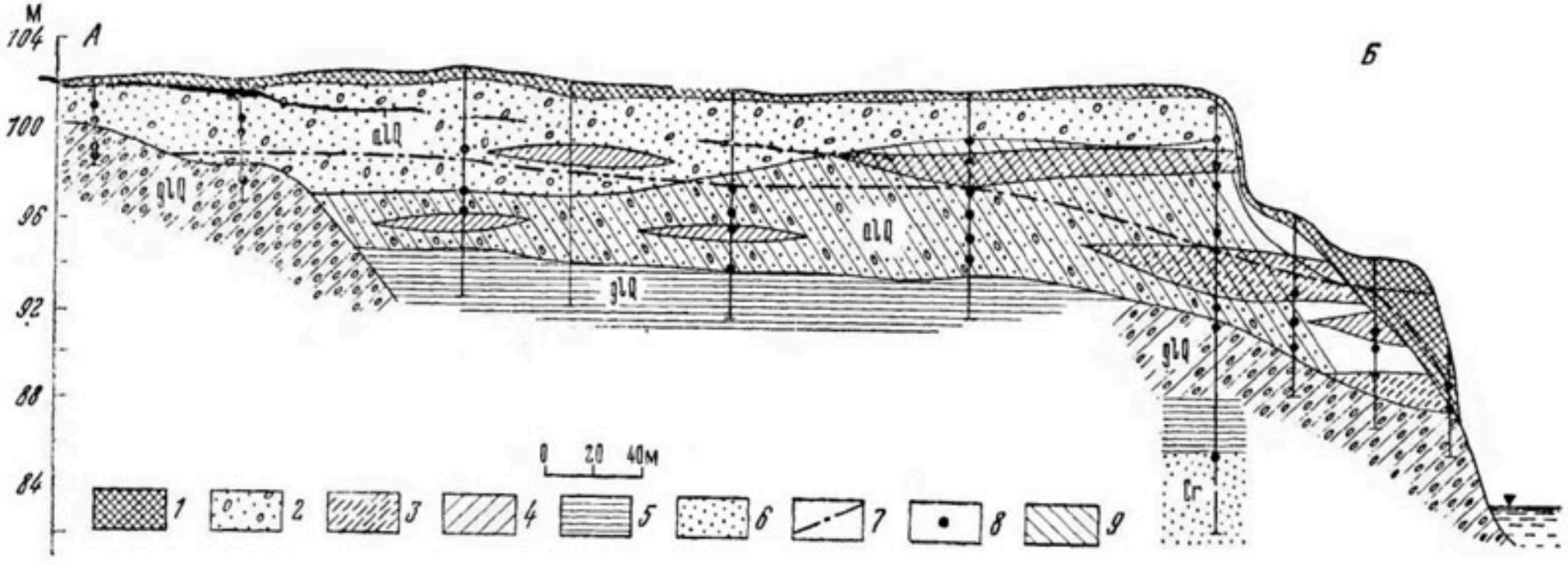


Рис. 72. Геолого-литологический разрез по линии А—Б:
1 — насыпной грунт; *2* — пески аллювиальные; *3* — суглинки и супеси аллювиальные; *4* — суглинки моренные; *5* — глины моренные и глины мелового возраста; *6* — пески мелового возраста; *7* — уровень грунтовых вод; *8* — места отбора проб воды и грунтов; *9* — зона загрязнения подземных вод и грунтов нефтепродуктами

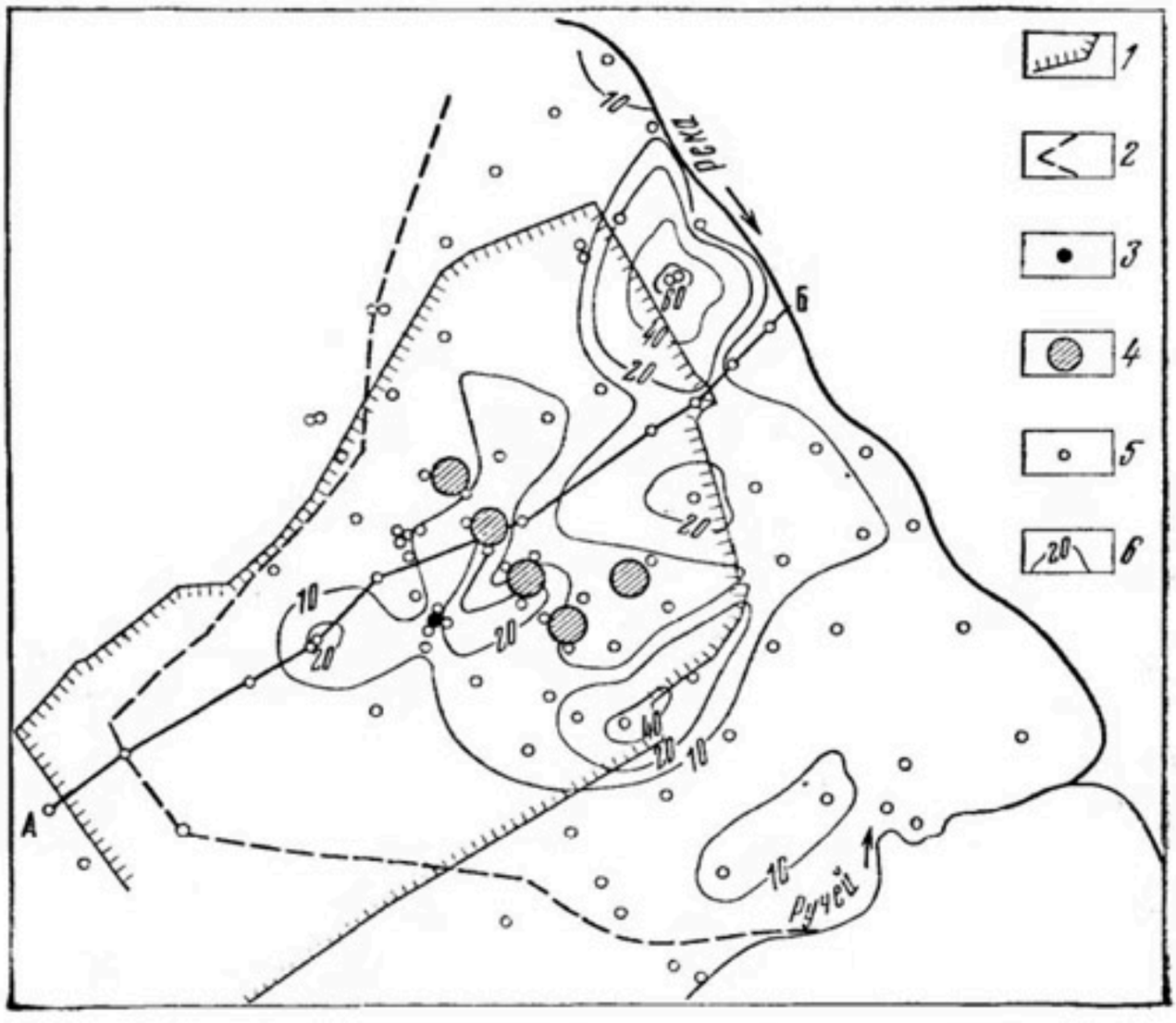


Рис. 73. Содержание нефтепродуктов в грунтах (г/кг массы сухого грунта):
1 — контур территории; *2* — контур загрязнения подземных вод и грунтов нефтепродуктами; *3* — подземная емкость для хранения сырья; *4* — баки — нефтехранилища; *5* — разведочные скважины; *6* — изолинии содержания нефтепродуктов в грунтах

продукты встречены по всей мощности песков; в моренных отложениях загрязнены только верхние 20—50 см.

Передвигаясь вместе с грунтовыми водами по кровле моренных отложений, нефтепродукты высачиваются на крутом берегу вблизи уреза реки и в оврагах. Особенно заметно это явление в паводок, при повышенных уровнях подземных вод, когда происходит их разгрузка из застойных участков. По данным опытных откачек и нагнетаний загрязненные нефтепродуктами пески имеют низкие коэффициенты фильтрации (до 1 м/сут) и малую водоотдачу.

Извлечение накопившихся в грунтах нефтепродуктов из скважин оказалось здесь трудновыполнимо из-за низкой водопроницаемости грунтов. Поэтому для прекращения стока загрязненных вод в реку и постепенного изъятия нефтепродуктов из грунтов вдоль реки и оврагов на участках, где глубина залегания водоупорных глинистых пород является минимальной, запроектирован перехватывающий горизонтальный дренаж. Он осуществляется в виде открытой канавы с устройством обрат-

ного фильтра на ее откосах. Дренажные воды будут очищаться от нефтепродуктов и использоваться для технического водоснабжения. Намечены также мероприятия по планированию территории и организации поверхностного стока с перехватом ливневых вод. По-иному была решена задача ликвидации загрязнения нефтепродуктами водоносного горизонта на другом участке — в трещиноватых гранодиоритах, обладающих высокой водопроницаемостью; здесь нефтепродукты залегали на поверхности грунтовых вод в виде линзы, имеющей мощность 0,1—0,8 м при площади 7800 м².

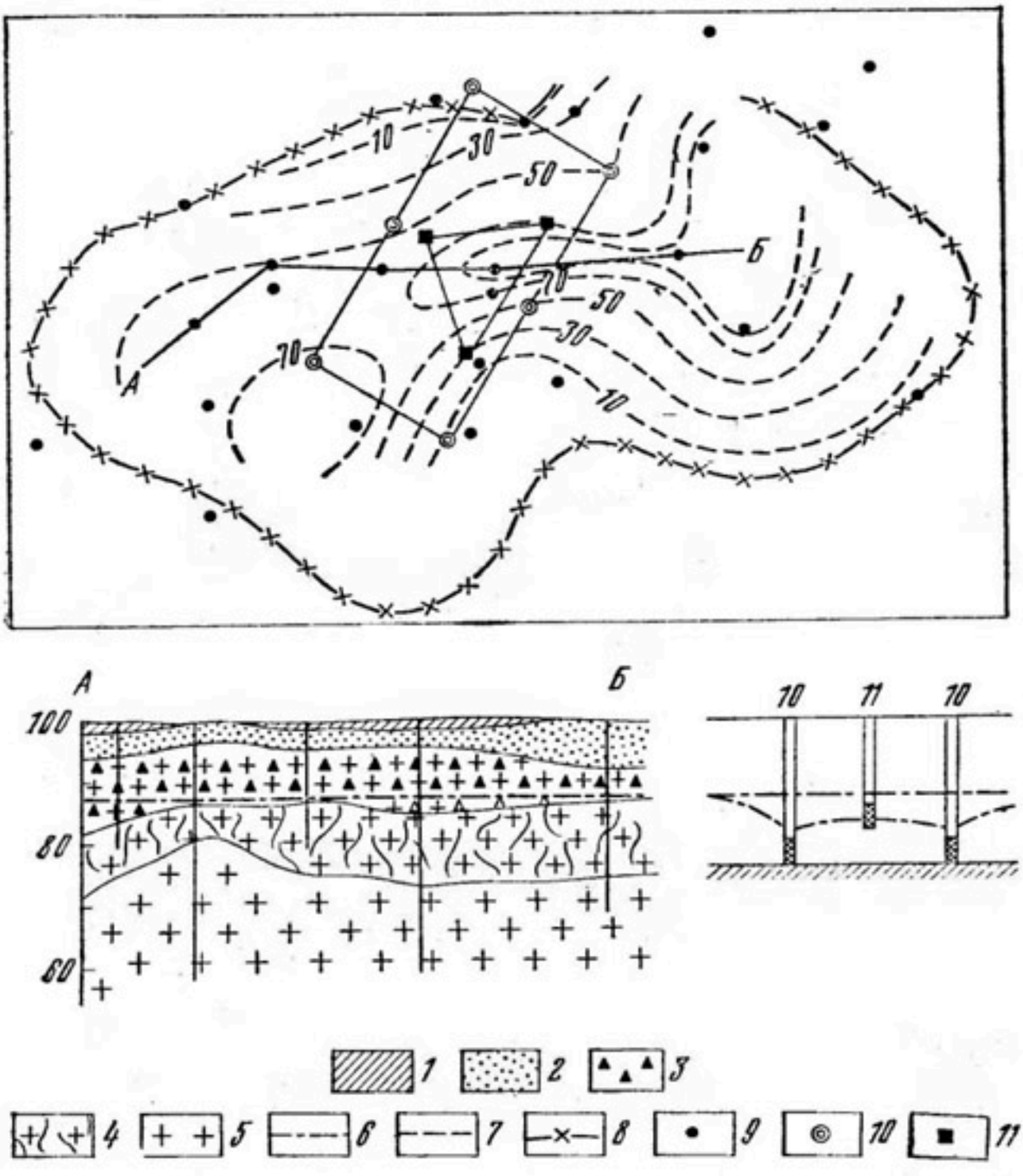


Рис. 74. Загрязнение трещинно-пластовых вод нефтепродуктами:

1 — супеси; *2* — песок; *3* — гранодиорит, выветренный до состояния рухляка; *4* — гранодиорит с интенсивной трещиноватостью; *5* — гранодиорит монолитный; *6* — уровень грунтовых вод; *7* — изолиния мощностей слоя нефтепродуктов; *8* — контур площади распространения нефтепродуктов; *9* — разведочные и наблюдательные скважины; *10* — скважины для откачки воды; *11* — скважины для откачки нефтепродуктов

Для ликвидации загрязнения намечено создать обширную депрессионную воронку, к центру которой будут стекать нефтепродукты, имеющие меньшую плотность по сравнению с водой. Отбор воды и нефтепродуктов будет проводиться раздельно, через скважины совершенного и несовершенного типа, что позволит избежать очистки воды от нефтепродуктов (рис. 74).

Пример 4. Химический завод производит криолит (Na_3AlF) — продукт для алюминиевой промышленности. В сточных водах и отходах завода, а также в газодымовых выбросах содержится фтор.

После нескольких десятилетий работы завода подземные и поверхностные воды района оказались загрязненными фтором в концентрациях, превышающих ПДК (рис. 75, *а*).

Химический завод расположен в районе развития дислоцированных метаморфических и изверженных пород, покрытых аллювиально-делювиальными суглинками и супесями (рис. 75, *б*). Рыхлые отложения, а также верхняя трещиноватая зона коренных пород водоносны, но подземные воды для водоснабжения здесь не используются из-за малой водообильности пород (коэффициенты фильтрации составляют от 0,1—0,5 до 6—7 м/сут).

Хозяйственно-питьевое водоснабжение завода и близлежащего города осуществляется из реки, техническое водоснабжение — из рек, зарегулированных системой прудов.

Вблизи завода находится медноколчеданное месторождение. Непрерывный водоотлив из глубоких шахтных выработок с расходом 300—400 м³/ч обусловил создание обширной депрессионной воронки, к которой привлекаются подземные и поверхностные воды со всей прилегающей территории.

Гидрогеологическими изысканиями и обследованиями было установлено, что основными причинами загрязнения подземных вод фтором служат: фильтрация из шламохранилища, в которое сбрасываются сточные воды с содержанием фтора до 100—150 мг/л; фильтрация из отстойников станции нейтрализации сточных вод, в которых концентрация фтора достигает 1500 мг/л; насыщение атмосферными осадками отвалов производственных отходов, содержащих гипс и фтористые соединения (высота отвалов до 20 м); газодымовые выбросы завода, загрязняющие фтором снеговые и дождевые осадки (до 1 мг/л фтора) и почвенно-растительный слой.

В подземных водах района содержание фтора изменяется от 20—28 мг/л вблизи источников загрязнения до 2—4 мг/л в удалении от них. В водонасыщенной толще отвалов содержание фтора достигает 16 г/л.

Загрязненные фтором подземные воды дренируются рекой и прудами, однако суммарный подземный сток в них сравнительно невелик и основное загрязнение этих водотоков и водоемов происходит вследствие непосредственного сброса в них не-

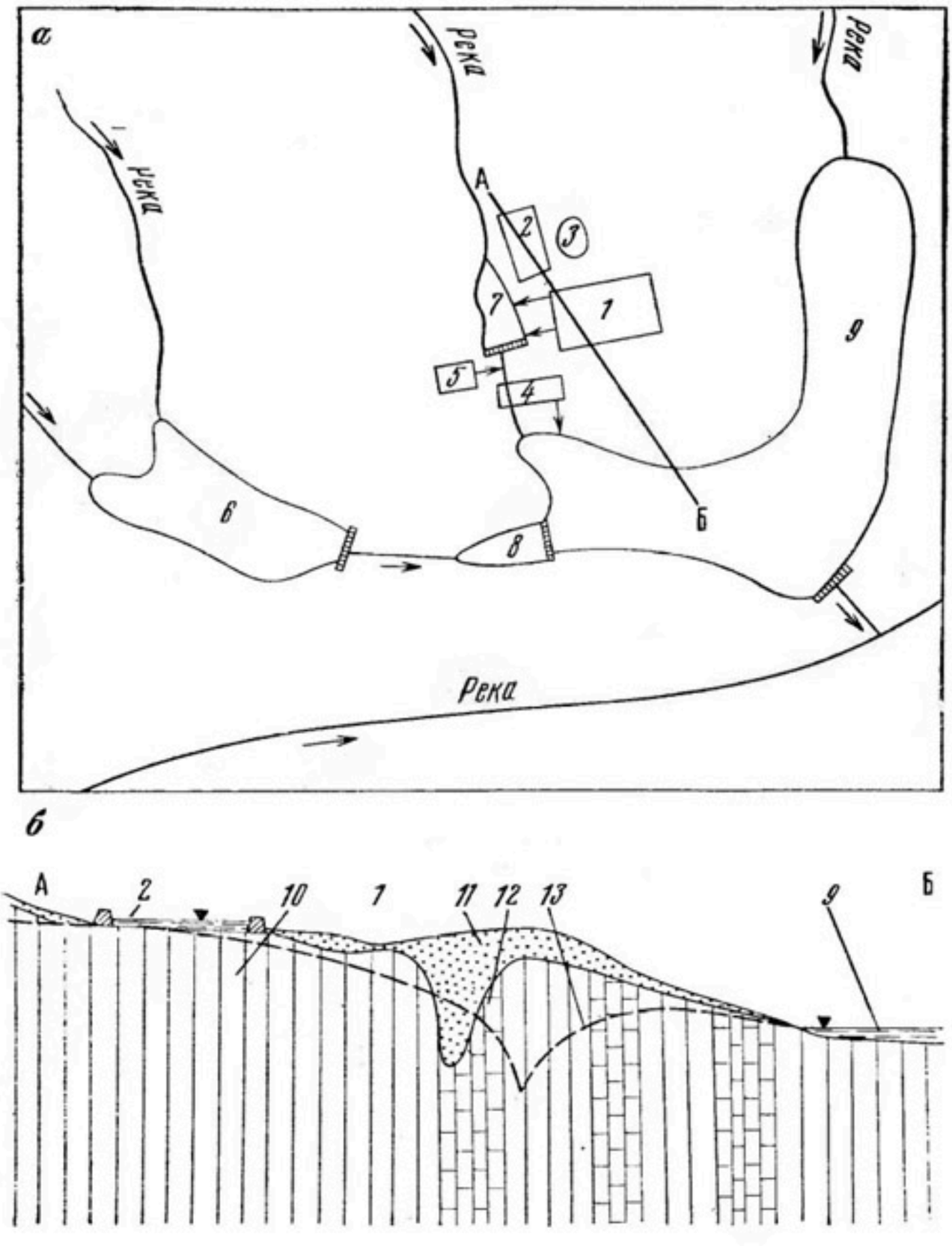


Рис. 75. Загрязнение поверхностных и подземных вод фтором в районе химического завода:
а — план; *б* — разрез.

1 — территория завода; *2* — шламохранилище; *3* — отвалы отходов производства; *4* — контур подземных горных выработок; *5* — отстойники станции нейтрализации; *6—9* — пруды; *10* — сланцы, порфириты, диориты; *11* — элювиально-делювиальные суглинки, супеси и глины с дресвой и щебнем коренных пород; *12* — мраморы и мраморизованные известняки; *15* — уровень подземных вод при шахтном водоотливе

очищенных или неполностью очищенных промышленных стоков завода, а также сброса шахтных вод, формирующихся из загрязненных фтором подземных и поверхностных вод. В водах шахтного водоотлива на сбросе в пруд содержание фтора составляет 5—7 мг/л; в отдельных шахтных выработках концентрация фтора в рудничных водах достигает 20—60 мг/л.

Таким образом, загрязненные шахтные воды в данном случае являются источником вторичного загрязнения поверхностных вод, что в результате создает «круговорот» фтора в системе подземные — поверхностные воды.

В водоеме 7 содержание фтора составляет 11—20 мг/л, в устье реки — 14 мг/л. В реке, которая служит источником хозяйственно-питьевого водоснабжения нижележащих по течению районов, концентрация фтора еще не превышает ПДК, но в связи с осуществляющимся расширением завода и соответствующим увеличением объема сточных вод и отходов концентрация фтора в реке может возрасти.

Пример 5. На обширной площади левобережной поймы реки между главным ее руслом и рукавом (рис. 76) распространен водообильный горизонт грунтовых вод в толще аллювиальных валунно-галечных, гравийно-галечных и песчаных отложений неогенового и четвертичного возраста.

Подстилается водоносный горизонт неогеновыми суглинками, мергелями, сцементированными галечниками, кровля которых понижается с северо-запада на юго-восток. В этом же направлении соответственно возрастает мощность водоносных отложений — от 10—15 м на северо-востоке до 100 м и более на юго-западе. Коэффициент фильтрации верхней, наиболее водопроницаемой части водоносной толщи составляет 170—340 м/сут, в нижней части — 20—40 м/сут.

Значительная мощность и высокая водопроницаемость четвертичных отложений создают благоприятные условия для формирования потока грунтовых вод, основным источником питания которых служит фильтрация речной воды из главного русла реки, а также из рек, расположенных севернее рассматриваемого участка. Наиболее интенсивно происходит поступление речных вод в аллювий в периоды весенних и летних паводков.

Из зарегулированного левобережного рукава, русло которого закольматировано, фильтрация происходит в виде «дождевания». Режим подземных вод рассматриваемой территории тесно связан с гидрологическим режимом и качеством поверхностных вод.

В настоящее время подземные воды используются тремя групповыми водозаборами (см. рис. 76), имеющими производительность от 100 до 500 л/с, а также многочисленными отдельными скважинами. Здесь разведаны значительные запасы подземных вод и начато строительство водозаборов для централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения.

Эффективному использованию подземных вод района препятствует, однако, их загрязненность, обнаруженная в районе нефтехимического комбината, а также вдоль реки и ее левобережного рукава, ниже города.

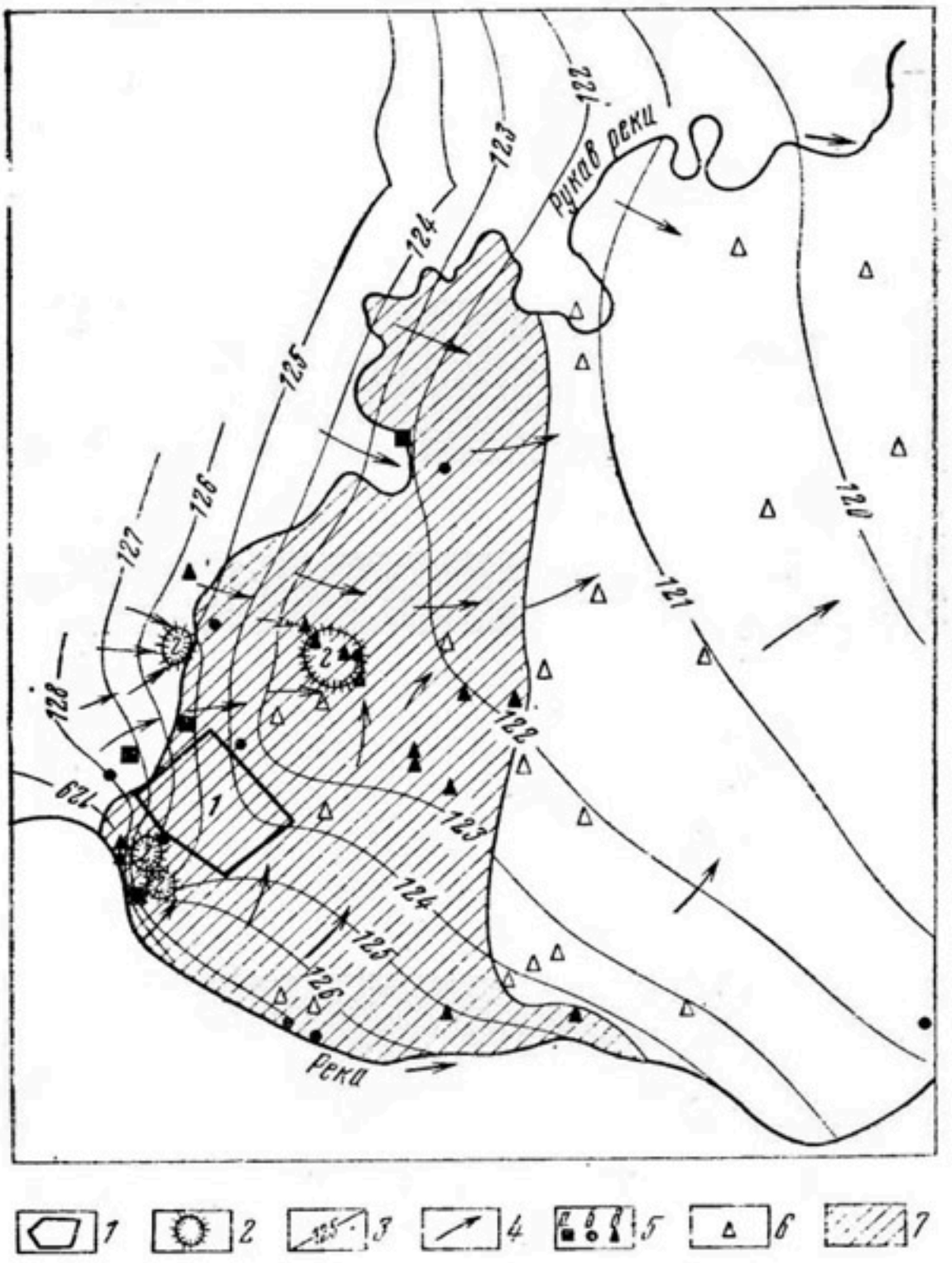


Рис. 76. Загрязнение подземных вод нефтепродуктами:

1 — территория нефтехимического предприятия; *2* — групповые водозаборы подземных вод; *3* — гидроизогипсы; *4* — направление потока грунтовых вод; *5* — колодцы и скважины наблюдательной сети, в которых обнаружены нефтепродукты (*а* — более 1 мг/л, *б* — более 0,1 мг/л, *в* — менее 0,1 мг/л); *6* — скважины и колодцы, в которых нефтепродукты не обнаружены; *7* — площадь загрязнения подземных вод

Нефтепродукты и химические органические вещества ароматического ряда поступают в водоносный пласт при фильтра-

ции речных вод главным образом из левобережного рукава, в который сбрасываются все сточные недостаточно очищенные воды с территории города, в том числе с промышленных предприятий — нефтехимического комбината, химического и электротехнического завода. В сточных водах нефтехимического производства, сбрасываемых с расходом 250 л/с, содержание нефтепродуктов изменяется в течение суток от 300 до 5400 мг/л. ХПК — от 420 до 550 мг O_2/л; в сточных водах химического завода ХПК равно 500—1000 мг O_2/л; содержание сульфатов — более 2000 мг/л; расход этих вод на сбросе в реку составляет 600 л/с.

Поэтому в речных водах в районе города и ниже его отмечается значительное количество нефтепродуктов и других органических и неорганических веществ, а также бактериальная загрязненность. Повышенное количество нефтепродуктов в подземных водах установлено на площадке нефтехимического комбината в связи с утечками сточных вод и технологических растворов.

Загрязненные подземные воды с этой территории частично перехватываются вторым водозабором, вода которого из-за этого используется только для технических нужд. В этом же водозаборе были обнаружены бактерии Sphaerotillus, что свидетельствует о поступлении в водоносный пласт загрязненных поверхностных вод из левобережного рукава. Использование загрязненных подземных вод для орошения влечет за собой дополнительное ухудшение качества грунтовых вод, в которых увеличивается концентрация сульфатов, хлоридов, нитратов, натрия и появляются нефтепродукты.

По данным контрольного опробования скважин и колодцев загрязнение уже распространилось в водоносном пласте на несколько километров. Отмечено при этом, что растворенные нефтепродукты содержатся по всей мощности пласта, а эмульгированные (масла) собираются в верхней части пласта и над уровнем грунтовых вод. На рассматриваемом участке помимо мероприятий общего характера, предупреждающих дальнейшее поступление загрязнений в подземные воды, запроектированы специальные защитные мероприятия, в том числе: 1) откачка через скважины сырой нефти, скопившейся на поверхности грунтовых вод на территории нефтехимического комбината; 2) устройство с восточной стороны территории нефтехимического комбината дренажной завесы из 20 скважин, раздельно отбирающих наиболее загрязненные воды (сверху) и менее загрязненные воды (снизу) в количестве 600—800 л/с; вода будет использоваться для технических нужд и орошения; 3) устройство по контуру этой же территории на протяжении 5 км вертикальной водонепроницаемой завесы, заглубленной до практически водоупорных слоев; 4) устройство вдоль левобережного рукава реки дренажной завесы, состоящей из скважин

действующего второго водозабора и 15 новых скважин. Суммарный отбор воды по проекту составит здесь 450 л/с.

Пример 6. Металлургический завод, имеющий коксохимическое и азотнотуковое производство, располагается на широкой левобережной террасе реки (рис. 77).

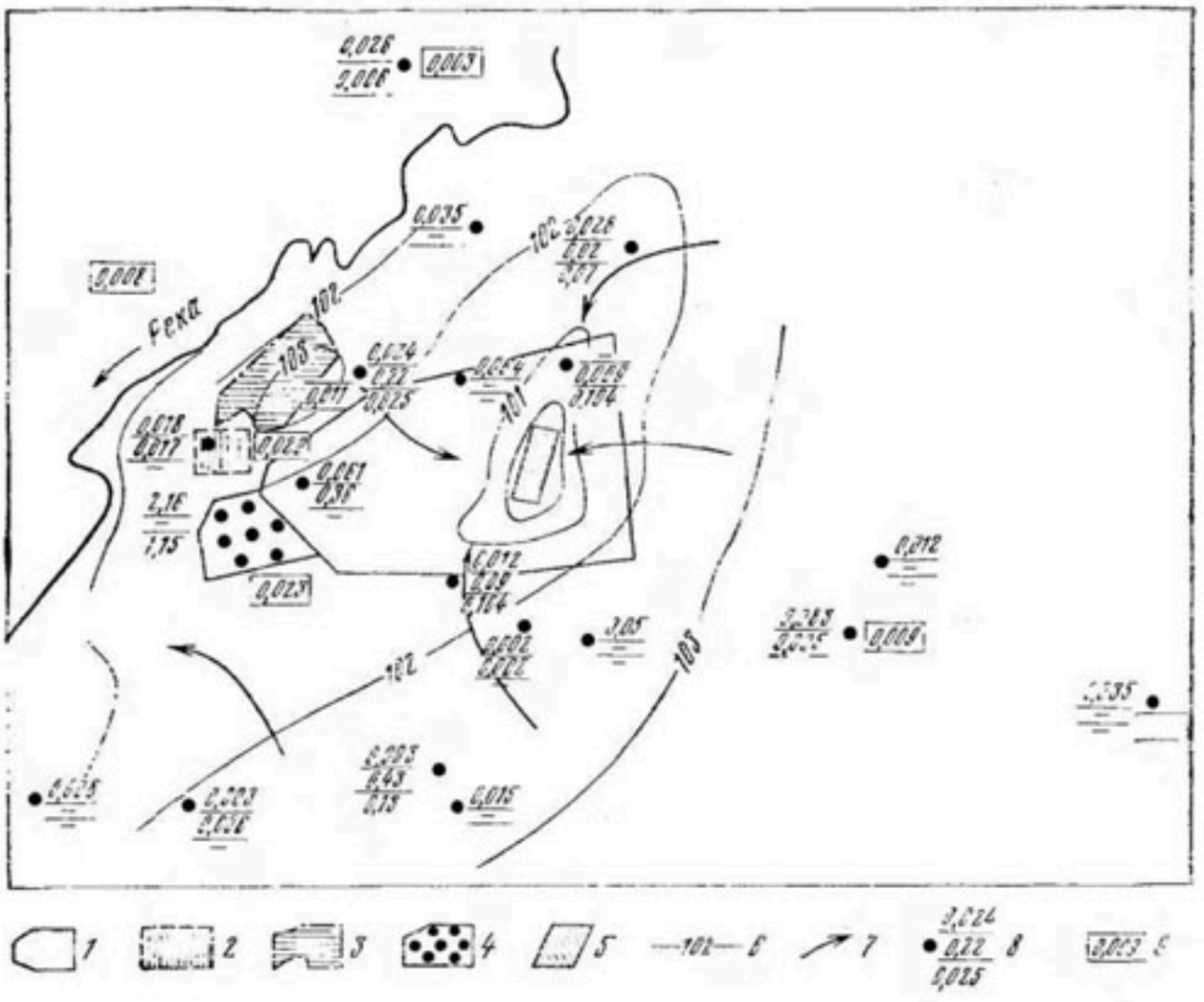


Рис. 77. Загрязнение подземных вод в районе металлургического завода:

1 — территория завода; *2* — старый отвал и свалка производственных отходов; *3* — отстойник промстоков и условно-чистых вод; *4* — водозабор подземных вод; *5* — постоянно действующая водопонизительная установка; *6* — гидроизогипсы; *7* — направление потока подземных вод; *8* — скважины: сверху—вниз приведено содержание в подземных водах фенола, цианидов и родонидов в мг/л; *9* — содержание фенола в снеге в мг/л

Здесь с поверхности залегают четвертично-неогеновые аллювиальные песчаные отложения, а ниже — известняки верхнедевонского возраста. Подземные воды аллювиальных отложений и известняков вначале использовались для хозяйственно-питьевого водоснабжения, но позже из-за загрязнения фенолами вода стала применяться только для технических нужд.

В действующем водозаборе подземных вод содержание фенола достигает 1,5—2,2 мг/л. Загрязнение водозабора произошло в связи с поступлением фенолов с участка старого захоронения производственных отходов завода.

На остальной территории в подземных водах концентрация фенолов составляет 0,002—0,005 мг/л, цианидов — до 0,005—0,006 мг/л. Существенным обстоятельством является то, что фенолы и цианиды в подземных водах обнаружены выше по потоку от промплощадки на значительных расстояниях от завода. Это связано с загрязнением атмосферы газодымовыми выбросами, в особенности при мокром тушении кокса промышленными сточными водами, содержащими до 300—400 мг/л фенолов. При обследовании обнаружились заметные количества фенола в снегу. При таянии снега вода с фенолами поступает в почвы, а затем и в водоносные породы, не имеющие водоупорной кровли.

Пример 7. Хозяйственно-питьевое и техническое водоснабжение промышленной зоны и города основано на использовании подземных вод песчано-гравийно-галечникового аллювия, заполняющего современную и древнюю долины реки (рис. 78).

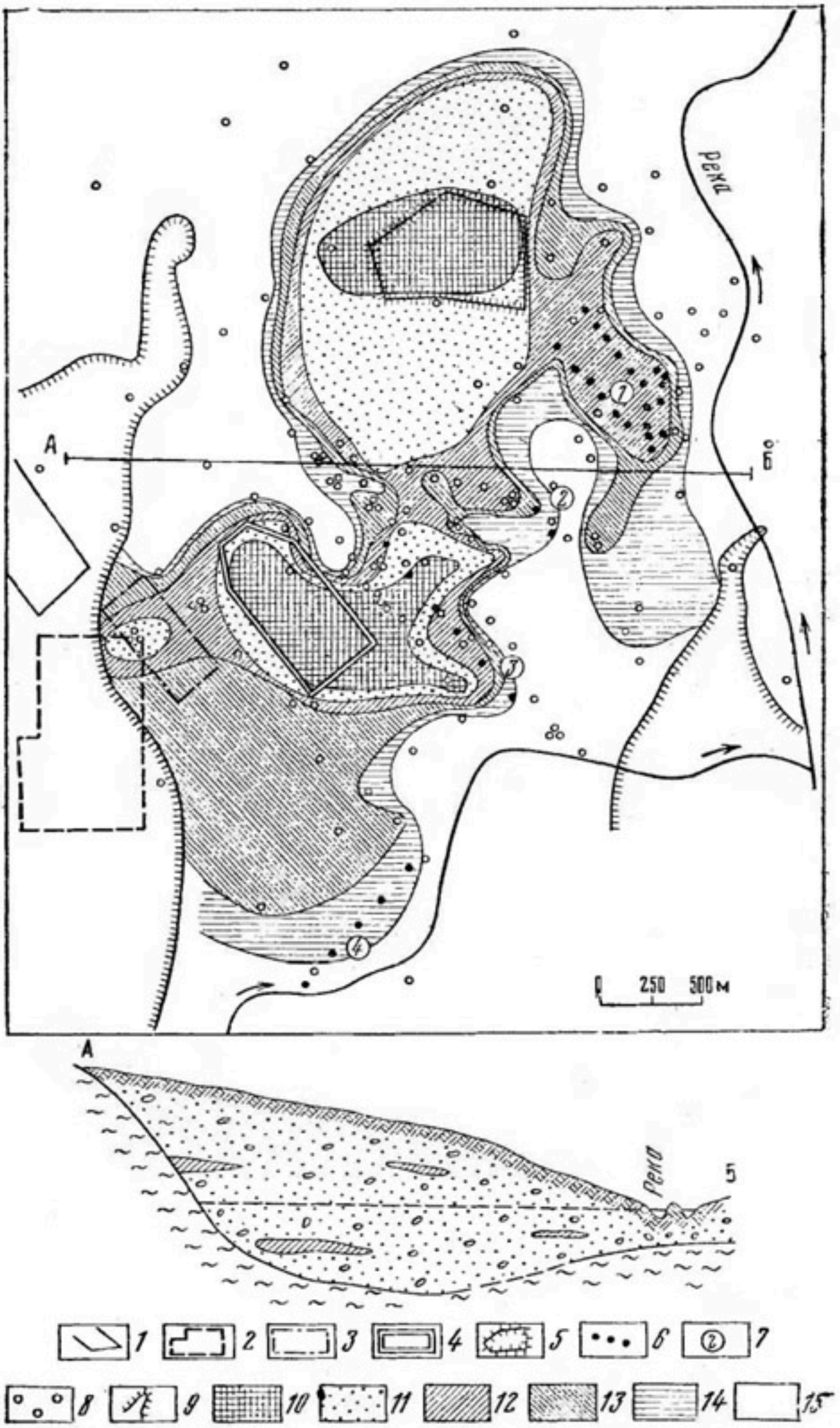
Мощность водоносного аллювия зависит от сложного рельефа дна долины и составляет 2—15 м (в современной долине) и 25—30 м (в древней долине).

Коэффициент фильтрации аллювия равен 50—90 м/сут, в среднем 70 м/сут, водопроводимость колеблется от 350 до 2000 м²/сут.

Подземные воды в древней и современной долинах, образующие единый водоносный комплекс, местами отделены друг от друга полосой выхода дочетвертичных глин, подстилающих аллювиальные отложения. В период весеннего половодья и интенсивных дождей река и ее притоки питают аллювиальный водоносный горизонт; в летнюю и зимнюю межень река дренирует аллювиальные воды.

По химическому составу подземные воды относятся к хлоридно-сульфатно-гидрокарбонатному и хлоридно-гидрокарбонатному типу. Общая минерализация воды изменяется от 0,6—1,2 г/л (в приречных участках долины) до 1,5—3 г/л (в нижней части аллювия и вблизи контакта с дочетвертичными глинами).

В естественных условиях до строительства водозаборов поток подземных вод в аллювии был направлен вдоль долины с уклоном 0,0006—0,0007. После устройства водозаборов, а также строительства полей фильтрации различных предприятий, шламонакопителя и гидрозолоотвала поверхность грунтовых вод осложнилась на этих участках отдельными депрессионными воронками и «буграми» растекающихся фильтрационных вод (рис. 79). На территории промышленной зоны располагаются химический завод, вырабатывающий хромовые соединения, а также ТЭЦ и другие предприятия. Здесь же находятся пять действующих водозаборов подземных вод с производительностью 32 тыс. м³/сут.


река
А
Б
1
2
4
0 250 500 м
А
река
Б
1
2
3
4
5
6
②
7
8
9
10
11
12
13
14
15

Все эти водозаборы оказались в той или иной мере загрязненными шестивалентным хромом, содержащимся в технологических и сточных водах химического завода, так как завод и старый шламонакопитель, в который сбрасывались 1500 м³/сут сточных вод с содержанием хрома 10—12 г/л, были размещены на аллювиальной террасе.

В первые годы после пуска завода происходили наиболее интенсивные утечки технологических растворов на промплощадке и фильтрация сточных вод из шламонакопителя, в результате чего вскоре появился в водозаборе хром в количестве до 100—200 мг/л.

В нижней части водоносного горизонта вблизи шламонакопителя содержание хрома в воде достигало 1000—2500 мг/л.

Через несколько лет, когда шламонакопитель был ликвидирован и построен новый на коренном берегу (см. рис. 78), сложенном дочетвертичными глинами, объем поступления хромсодержащих стоков в подземные воды уменьшился. Однако загрязненность водоносного горизонта оставалась высокой, она поддерживалась вымыванием хрома атмосферными осадками и подземными водами из грунтов в основании старого шламонакопителя, а также продолжающимися утечками технологических и сточных вод на территории завода.

Загрязненные хромом подземные воды в значительной мере перехватываются водозабором, не достигая реки. Последнее обстоятельство, а также отсутствие других источников технического водоснабжения заставили продолжить эксплуатацию водозабора и подавать хромсодержащую воду на техническое водоснабжение ТЭЦ. После использования эти воды без очистки вначале сбрасывались в русло временного водотока, впадающего в реку, но это вызвало появление хрома в реке на протяжении 15 км ниже промзоны. Поэтому позже отработанные воды с ТЭЦ сбрасывались в гидрозолоотвал, размещенный на первой надпойменной террасе. Поскольку концентрация хрома в отработанных водах составляла десятки мг/л, гидрозолоотвал превратился, таким образом, во вторичный источник загрязнения подземных вод, вызвавший загрязнение хромом водозабора. Кроме того, складируемая в гидрозолоотвале зола, содержащая большое количество хрома, в теплый период года развевалась ветром на большие расстояния, и это служило причиной дополнительного загрязнения подземных вод и почв на участках, удаленных от химического завода.

Рис. 78. Распространение хрома в аллювиальном водоносном горизонте в районе химического завода (карта и профиль А—Б)

1 — действующий новый шламонакопитель химического завода; *2* — поля фильтрации мясокомбината; *3* — старый шламонакопитель химического завода; *4* — территория химического завода; *5* — гидрозолоотвал; *6* — водозаборы подземных вод; *7* — номер водозабора; *8* — разведочно-наблюдательная скважина; *9* — граница выхода коренных глин и борт древней долины; *10—15* — области с содержанием в подземных водах шестивалентного хрома в мг/л: *10* — более 30, *11* — от 10 до 30, *12* — от 1 до 10, *13* — от 0,1 до 1, *14* — менее 0,1 мг/л, *15* — хром не обнаружен

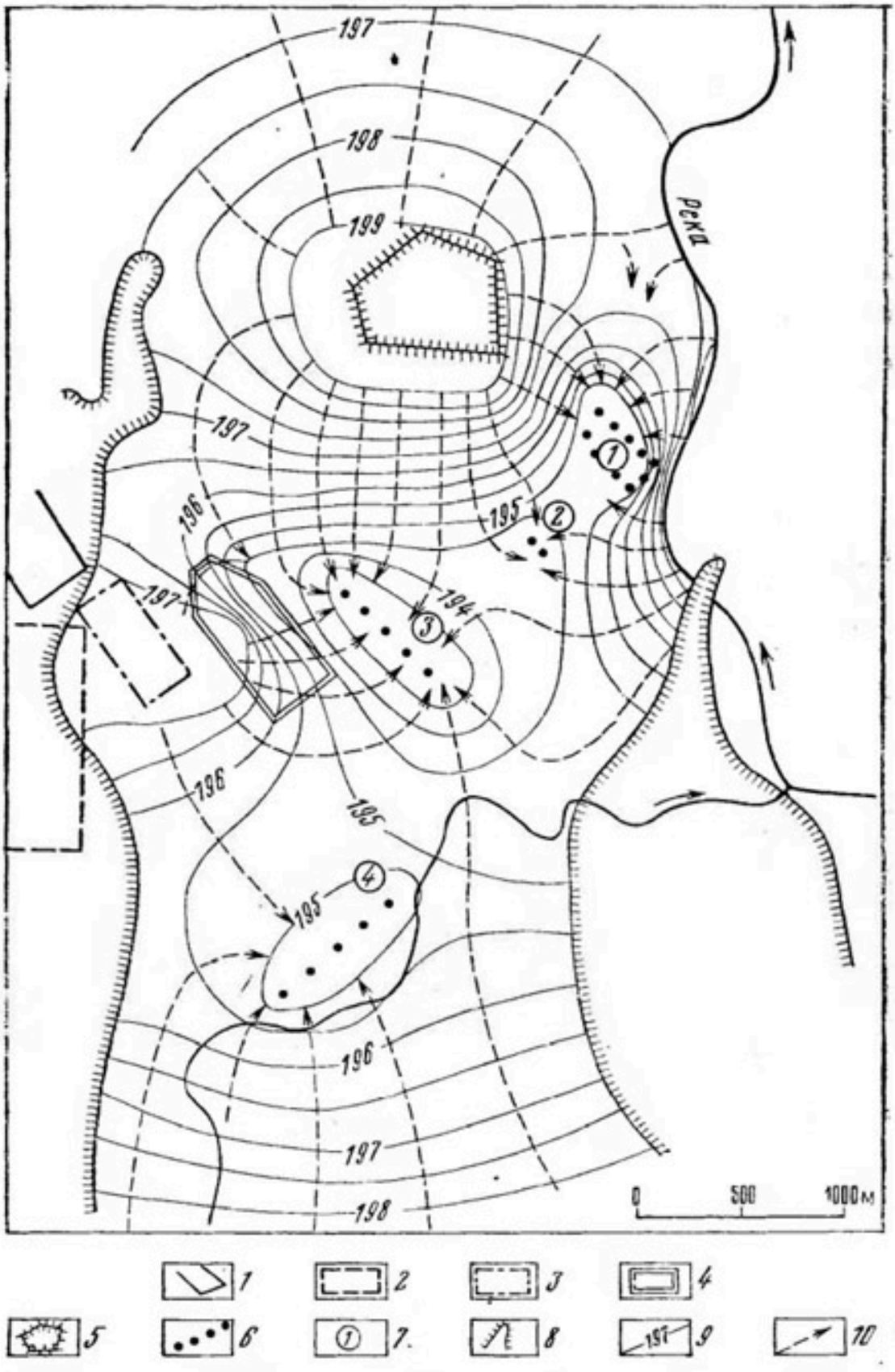


Рис. 79. Гидродинамическая сетка фильтрации подземных вод в районе химического завода при одновременной эксплуатации водозаборов, гидрозолоотвала и полей фильтрации:

1 — новый действующий шламонакопитель химического завода; *2* — поля фильтрации мясокомбината; *3* — старый шламонакопитель химического завода; *4* — территория химического завода; *5* — гидрозолоотвал; *6* — водозаборы подземных вод; *7* — номер водозабора подземных вод; *8* — граница выхода коренных глин и борт древней долины; *9* — гидроизогипсы; *10* — линии тока

По данным изысканий содержание хрома изменяется по глубине водоносного пласта, причем при очень высоком содержании он скапливается в нижней части водоносного пласта, а при содержании до 10—15 мг/л встречается и в средней части пласта. По всей мощности водоносного горизонта хром распределен вблизи старого шламонакопителя; в верхней части пласта — вблизи водозабора.

В подземных водах хром находится преимущественно в шестивалентной форме, т. е. в таком же виде, как и в промышленных стоках. Трехвалентный хром встречается крайне редко и в малых количествах, что свидетельствует о том, что восстановление хрома в водоносном пласте происходит в очень малых масштабах.

Распространение хрома в подземных водах района в плане приведено на рис. 78 по данным опробования многочисленных скважин. Загрязненные подземные воды распространились на площади около 12 км², причем наибольшее количество хрома в водоносном пласте находится на территории химического завода, гидрозолоотвала и старого шламонакопителя. Здесь в отдельных скважинах вода содержит до 2500 мг/л хрома.

В скважинах водозабора содержание хрома изменяется во времени от 0,2 до 113 мг/л и после смешения воды из всех скважин в среднем составляет 25 мг/л. В водозаборе содержание хрома составило 1,3—2,2 мг/л.

В водозаборе, находящемся на правом берегу реки, появление хрома в количестве до 0,015 мг/л связано с привлечением загрязненной воды из реки и с поступлением хрома в атмосферу и почвы вследствие распыления золы из гидрозолоотвала.

Общее количество хрома, накопившегося в подземных водах, составляет по расчетам около 1500 т. Присутствие в подземных водах шестивалентного хрома исключает возможность использования водозаборов для хозяйственно-питьевых нужд и затрудняет также, а иногда делает невозможным использование в технических целях. Имеется опасность распространения загрязненных хромом вод по водоносному пласту на новые участки — ниже по потоку от гидрозолоотвала.

Наличие хрома в условно-чистых водах, сбрасываемых во временный водоток в количестве 0,03—0,7 мг/л, могло сказаться на новом инфильтрационном водозаборе, находящемся ниже промзоны на левом берегу реки и недопустимо по условиям рыбоводства.

В технико-экономическом обосновании проекта локализации очага загрязнения подземных вод хромом намечено в качестве основного мероприятия — стягивание контура загрязненных вод при их откачке. Наиболее загрязненные хромом воды в количестве ~8 тыс. м³/сут будут очищены и обессолены на специальной установке. Очищенные и обессоленные воды, а также концентрированные растворы, остающиеся после очистки, ис-

пользуются для технологических нужд; остальные растворы сбрасываются в нефильтрующий испаритель. Откачиваемые слабо загрязненные воды в количестве ~27 тыс. м³/сут будут очищены реагентным способом с использованием очищенной воды для производственного водоснабжения; шламы, остающиеся после очистки, сбрасываются на нефильтрующие шламонакопители.

Намечена также ликвидация действующего гидрозолоотвала и устройство нового нефильтрующего гидрозолоотвала. Варианты ликвидации откачиваемых загрязненных вод путем выпаривания, испарения или глубокого захоронения были отвергнуты из-за высокой стоимости этих мероприятий, а также в связи с дефицитом общего водного баланса рассматриваемого района, в особенности дефицита технической воды.

Расчеты скорости и времени движения, концентрации и количества хрома, извлекаемого при откачках при том или ином расположении дренажных скважин проведены по гидродинамическим сеткам, полученным путем моделирования фильтрации подземных вод на аналоговой сеточной модели.

Предварительно с целью уточнения расчетной схемы фильтрации и проверки ее соответствия природнымм гидрогеологическим условиям на модели была решена обратная задача. При моделировании фильтрации учитывались изменение водопроводимости водоносного пласта, поступление фильтрационных вод на участке гидрозолоотвала и полей фильтрации, отбор воды действующими водозаборами и намечаемыми дренажными скважинами, естественный поток подземных вод в долине и их гидравлическая связь с рекой.

Прогнозная гидродинамическая схема фильтрации для одного из вариантов, предусматривающих интенсификацию отбора подземных вод на действующих водозаборах и дополнительную откачку наиболее загрязненных вод на территории химического завода, приведена на рис. 79.

Концентрация и количество хрома, который будет извлечен намечаемым дополнительным дренажем, показаны на рис. 80. Продолжительность извлечения хрома получена расчетом по карте загрязнения и гидродинамической сетке из условий, что новых поступлений хрома в водоносный горизонт не будет.

Пример 8. Неочищенные промышленные сточные воды завода синтетического каучука в течение 18 лет направлялись на поля фильтрации, размещенные вблизи реки на левобережной низкой аллювиальной террасе (рис. 81). Основными органическими примесями, загрязняющими сточные воды цехов выделения каучука, являются неполностью прореагировавшие и неполностью удаленные из латекса мономеры и главным образом различные эмульгаторы.

Некоторые эмульгаторы (жирнокислые мыла, щелочные со-

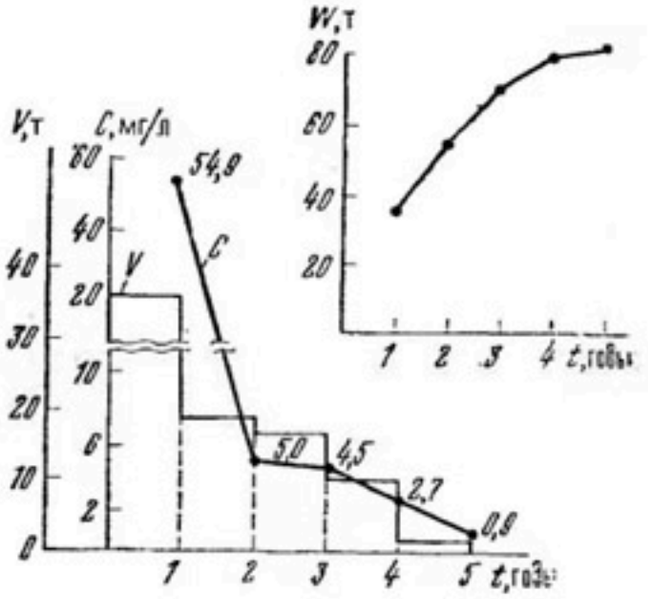


Рис. 80. Концентрации и количество хрома, извлекаемого проектируемым защитным дренажем на территории химического завода:

C — концентрация хрома в мг/л; *V* — количество хрома в тоннах, извлекаемого за 1 год; *W* — суммарное количество хрома в тоннах, извлекаемое за время *t* в годах, с момента работы дренажа

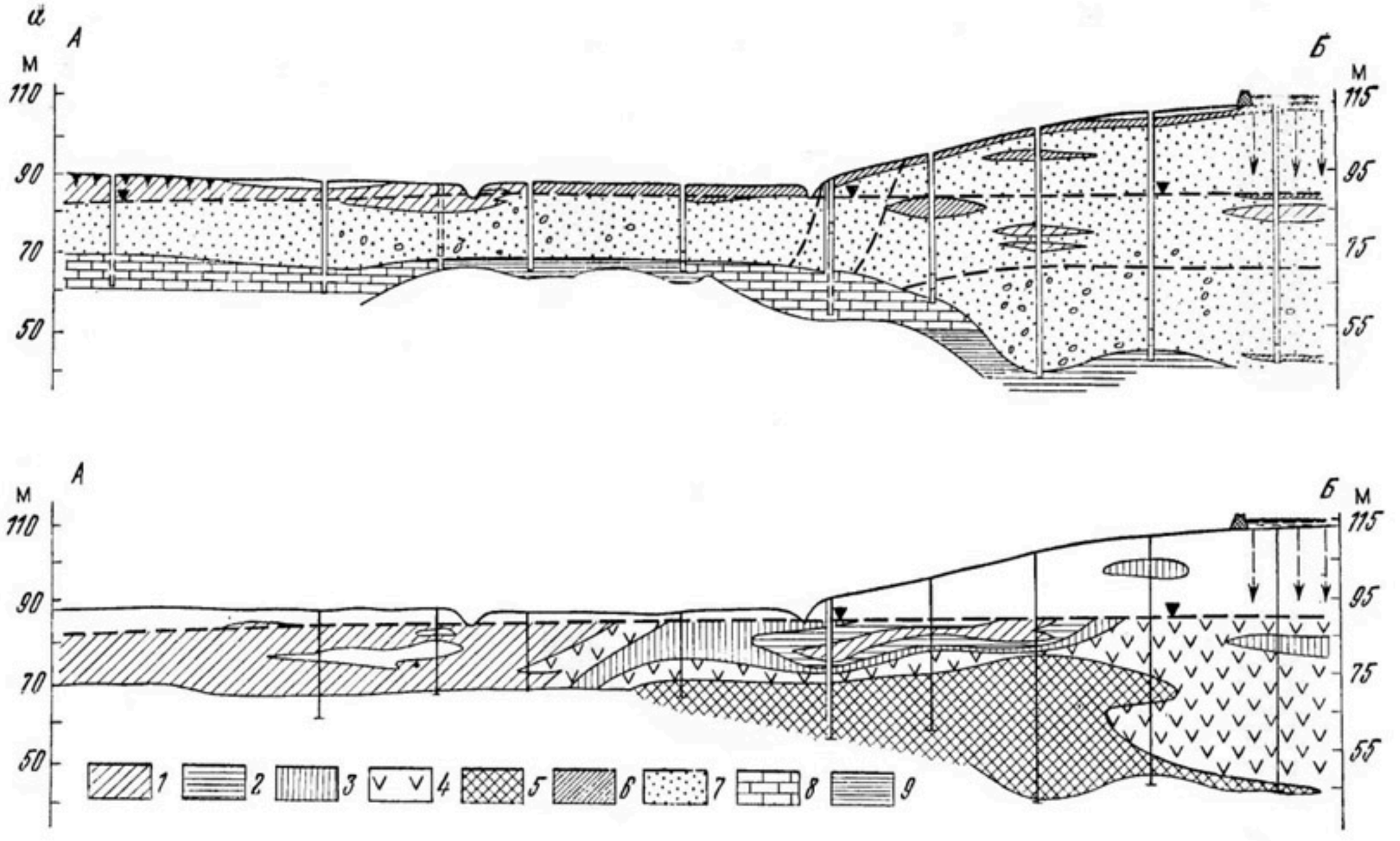
ли смоляных кислот модифицированной канифоли и др.) в определенных условиях способны к биохимическому окислению, другие же (некаль, лейканол и др.) не поддаются биохимическому распаду.

Химический состав общего стока загрязненных вод, направляемых на поля фильтрации, изменяется в зависимости от вида и количества выпускаемой продукции, от состава применяемых эмульгаторов, локальной очистки стоков в отдельных цехах, разбавления промстоков хозяйственно-бытовыми сточными водами и других причин.

Средний состав сточных вод характеризуется следующими показателями: взвешенные вещества 60 мг/л, плотный остаток 2300—3500 мг/л, перманганатная окисляемость 100—500 мг/л, ХПК (йодатная окисляемость) 400—2200 мг/л, БПК (полная) 500—800 мг O_2/л, азот аммонийный 3—100 мг/л, хлориды 350—1900 мг/л, сульфаты 500—620 мг/л, некаль 70—520 мг/л, стирол 1—180 мг/л, альдегиды 30—40 мг/л, жирные кислоты 80—90 мг/л, ароматические углеводороды 15—40 мг/л, сумма смоляных и жирных кислот 76—262.

При устройстве полей фильтрации предполагалось, что сточные воды здесь подвергнутся естественной биологической очистке, однако, как показали наблюдения, содержащиеся в сточных водах химические вещества без существенного изменения своего состава поступали в водоносный горизонт и распространялись в направлении к водозаборам и реке. Очистка затруднялась тем, что нагрузка на карты полей фильтрации составляла 200—300 м³/га в сутки вместо 73 м³/га в сутки по проекту. Главное препятствие заключалось, однако, в том, что в составе сточных вод имелись плохо окисляющиеся вещества и в целом минерализация стоков была повышенной.

В районе полей фильтрации с поверхности залегает мощная (45—50 м) толща аллювиальных и флювиогляциальных песков четвертично-неогенового возраста, содержащая на глубине око-


а
А
Б
М
110
90
70
50
115
95
75
55
1
2
3
4
5
6
7
8
9

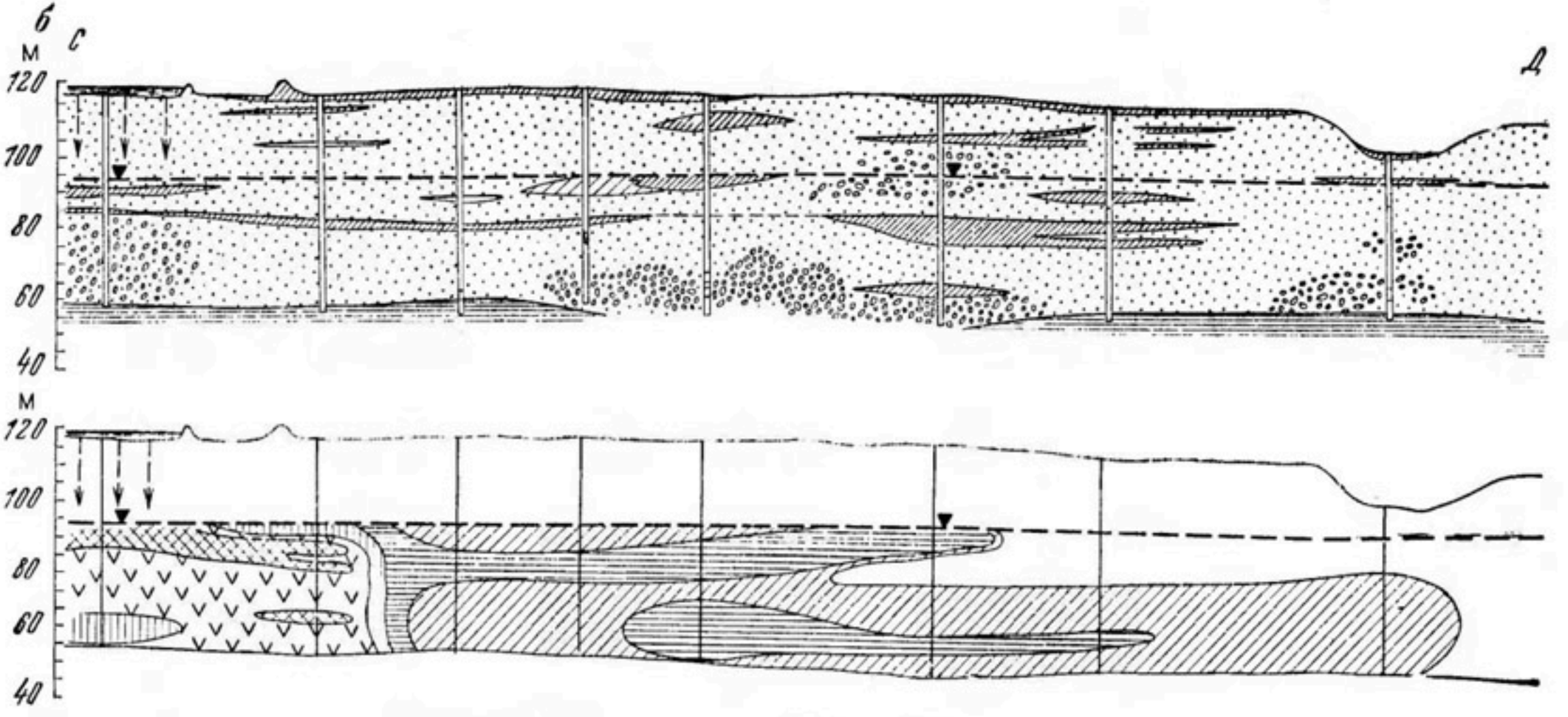


Рис. 81. Гидрогеологические и гидрохимические разрезы по линиям *А—В (а)* и *СД (б)*.

На гидрохимическом разрезе концентрации ПАВ в мг/л: *1* — от 0,1 до 1; *2* — от 1 до 10; *3* — от 10 до 100; *4* — от 100 до 200; *5* — более 200. На гидрогеологическом разрезе: *6* — суглинки; *7* — пески; *8* — известняки; *9* — глины

ло 20 м подземные воды и не имеющая водоупорной кровли (см. рис. 81).

Коэффициент фильтрации верхней части песчаной толщи (до глубины 20—25 м от поверхности) равен 18—20 м/сут, нижней части — 30—40 м/сут. От нижележащих отложений девонского возраста (известняки, песчаники, глины) четвертично-неогеновая песчаная толща отделена маломощным прослоем глин, которые, однако, местами размыты, что облегчает на этих участках связь обоих водоносных горизонтов. Для хозяйственно-питьевого и технического водоснабжения из четвертично-неогенового водоносного горизонта в районе отбирают около 400 тыс. м³/сут. Непосредственно вблизи полей фильтрации располагаются пять водозаборов.

Поток подземных вод находится здесь под влиянием двух крупных водозаборов. В период интенсивного сброса сточных вод на поля фильтрации уровень подземных вод под полями фильтрации повышался на 3—4 м, и здесь создавался «бугор» растекающихся вод.

Разрыву сплошности течения и «дождевания» сточных вод через зону аэрации способствовала кольматация песков в основании полей фильтрации взвешенными и эмульгированными веществами при фильтрации сточных вод через верхние 10—15 см песчаной толщи. Это обстоятельство было замечено при бурении и проходке шурфов по изменению цвета песков и их коэффициента фильтрации, определенного опытными наливами в шурфы.

В районе полей фильтрации сформировался большой ареал загрязнения подземных вод, который вышел далеко за пределы полей фильтрации. В результате этого пришлось ликвидировать заводские водозаборы; ухудшилось качество воды и в городском водозаборе, расположенном на противоположном берегу реки.

В результате изысканий и наблюдений получена характеристика зоны загрязнения подземных вод по общей минерализации, а также содержанию отдельных компонентов сточных вод в плане и в разрезе водоносного пласта (см. рис. 81).

В наибольшей степени загрязненными оказались подземные воды, находящиеся непосредственно под полями фильтрации и вблизи них. Здесь вся песчаная толща содержит сточные воды. Общая минерализация достигает 3500 мг/л, концентрация хлоридов — 1300 мг/л, сульфатов — 600 мг/л. Появились, кроме того, специфические компоненты сточных вод производства синтетического каучука: поверхностно-активное вещество (некаль) 300—500 мг/л, лейканол, стирол, трилон Б и др.

Высокие значения сухого остатка (до 2 г/л) сохраняются в нижней части водоносной песчаной толщи вплоть до пойменной части долины и переходят на правый берег реки, где находится действующий городской водозабор.

Отчетливо проявилась гидрохимическая дифференциация подземных вод в вертикальной плоскости: наиболее загрязненные воды с высокой минерализацией и соответственно большей плотностью опустились в нижнюю часть водоносной толщи (табл. 20).

Таблица 20

Изменение химического состава подземных вод по глубине водоносного пласта

Глубина отбора воды от поверхности, м	Содержание ПАВ, мг/л	Окисляемость, $мгO_2/л$	Плотный остаток, мг/л
18,5	118	34,8	812
23,5	200	71,2	2448
32,0	370	120,0	2362
33,5	425	132,8	2430

Основная часть сточных вод перемещалась от полей фильтрации по средней и нижней частям водоносного пласта; верхняя часть потока, которая формируется главная образом в результате инфильтрации атмосферных осадков, не смешивающихся с более тяжелыми нижележащими загрязненными водами, заметно опреснена (сухой остаток 120—200 мг/л).

Наиболее интенсивное распространение загрязнений в водоносном пласте происходило в направлении к ближайшему водозабору и к реке, дренирующей водоносную песчаную толщу.

Схематический гидрохимический профиль (см. рис. 81) иллюстрирует миграцию поверхностно-активного вещества (некаля) в потоке подземных вод.

При последующих изысканиях в этом районе, проведенных для обоснования возможности устройства нового водозабора подземных вод в 5—6 км к югу от полей фильтрации, было установлено, что на всем этом протяжении, т. е. выше по потоку подземных вод, в них содержатся ПАВ. Это может быть связано с многолетним загрязнением атмосферных осадков испарениями с поверхностей полей фильтрации. По данным изысканий и исследований составлен баланс загрязнений в водоносном горизонте. Приходная часть баланса определяется объемом и составом сточных вод, поданных на поля фильтрации за весь период их использования. Расходная часть состоит из загрязнений: а) извлеченных из пласта водозабором и сброшенных затем в реку; б) поступивших с грунтовым потоком в реку; в) находящихся на период изысканий в пласте в растворенном и в сорбированном состоянии. Расходы количества некаля составили 15, 4—6, 14 и 1—2 тыс. т соответственно.

Как отмечалось выше, в ближайшие к полям фильтрации

заводские водозаборы загрязненные воды пришли очень быстро. Городской водозабор на правом берегу реки вступил в эксплуатацию через 6 лет после начала действия полей фильтрации, а после 14 лет его работы в центральных скважинах линейного ряда, заглубленных в девонские известняки, был обнаружен некаль в количестве до 1,5—2 мг/л. Переходу загрязнений на правый берег способствовали: 1) отключение водозабора вблизи полей фильтрации и интенсивная откачка из правобережного водозабора, 2) отсутствие разделяющего прослоя глин на «подземном выступе» известняков вблизи реки (см. рис. 81); 3) повышенные скорости движения воды в известняках, обладающих меньшей активной пористостью по сравнению с песками; 4) повышенные градиенты напора на участке между полями фильтрации и правобережным водозабором; 5) установленное опытными работами заметное «несовершенство» связи водоносного горизонта с рекой из-за широкого развития глинистых отложений в русле и на пойме и слабой врезки реки в аллювиальные отложения. Все это благоприятствовало «проскоку» загрязненных подземных вод под руслом реки сначала по известнякам, а позже и по аллювию.

Для локализации очага загрязнения подземных вод, образовавшегося под полями фильтрации завода синтетического каучука, предусмотрена дренажная защита с откачкой и последующей очисткой загрязненных подземных вод от поверхностно-активных веществ. С целью определения места расположения дренажных скважин, интенсивности и длительности откачки, концентрации загрязнений в откачиваемой воде проведено моделирование фильтрации подземных вод в условиях продолжения эксплуатации левобережного водозабора и работы дренажных скважин, размещаемых тем или иным образом в районе бывших полей фильтрации.

Используя детальную гидрохимическую карту района, построенную на основе натурных наблюдений за химическим составом подземных вод, и гидродинамические сетки фильтрации, полученные моделированием для семи вариантов расположения защитного дренажа, графоаналитическим методом были проведены расчеты скорости, времени движения и концентрации загрязнений в подземных водах, откачиваемых дренажными скважинами (рис. 82). Защитный дренаж намечен в виде площадной системы скважин на участке загрязненного водозабора вблизи полей фильтрации с расходом 20 тыс. м^3/сут.

Выбор варианта расположения и условий работы дренажа выполнен из соображений максимального отбора загрязнений в первые годы эксплуатации дренажа, наиболее короткого срока снижения количества загрязнений в воде и минимального расхода откачки.

Пример 9. Комплекс химических производств, потребляющих большое количество технической воды, был размещен в

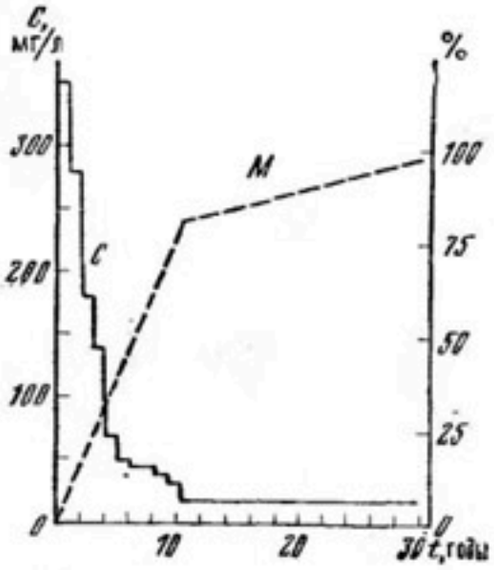


Рис. 82. Прогнозируемое изменение концентрации поверхностно-активных веществ в дренажных водах и количество извлекаемых ПАВ в % от выявленных запасов. *C*—концентрация некаля; *M* — извлечение некаля от общего количества в пласте; *t* — продолжительность откачки

долине реки еще с конца XIX в . Предприятия производят анилино-красочную продукцию, аммиак, удобрения и ядохимикаты для сельского хозяйства, пластмассы и многие другие органические и неорганические продукты. Содовый завод выпускает кальцинированную и каустическую соду, хлористый аммоний и др.

Промышленные предприятия, а также их очистные сооружения, шламоотстойники, накопители, сбросные каналы расположены на пойме и низкой аллювиальной террасе левого берега реки (рис. 83).

Здесь под песчаным аллювием мощностью 10—15 м залегает трещиноватый мел верхнемелового возраста; аллювий местами отделен от мела невыдержанным слоем слабопроницаемого глинистого элювия.

В аллювии и в верхней наиболее трещиноватой зоне мела, мощность которой составляет 25—50 м, содержатся подземные воды, широко используемые для хозяйственно-питьевого водоснабжения предприятий и городов района.

Основной источник питания подземных вод — атмосферные осадки, которые поглощаются на всей площади обнаженного мела или поступают через покрывающие мел песчаные водопроницаемые отложения на террасах. На приречных участках в период паводковых разливов реки и затопления поймы водоносный комплекс пополняется речными водами.

Подземные воды эксплуатируются здесь 15 водозаборами, имеющими производительность от 25—60 тыс. м^3/сут (на пойме и надпойменной террасе) до 15—25 тыс. м^3/сут (на более высоких террасах).

Суммарная производительность рассматриваемых водозаборов составляет 282 тыс. м^3/сут, однако из-за загрязненности подземных вод промышленными стоками и отходами в настоящее время не вся получаемая вода может быть использована по своему прямому назначению для хозяйственно-питьевых нужд.

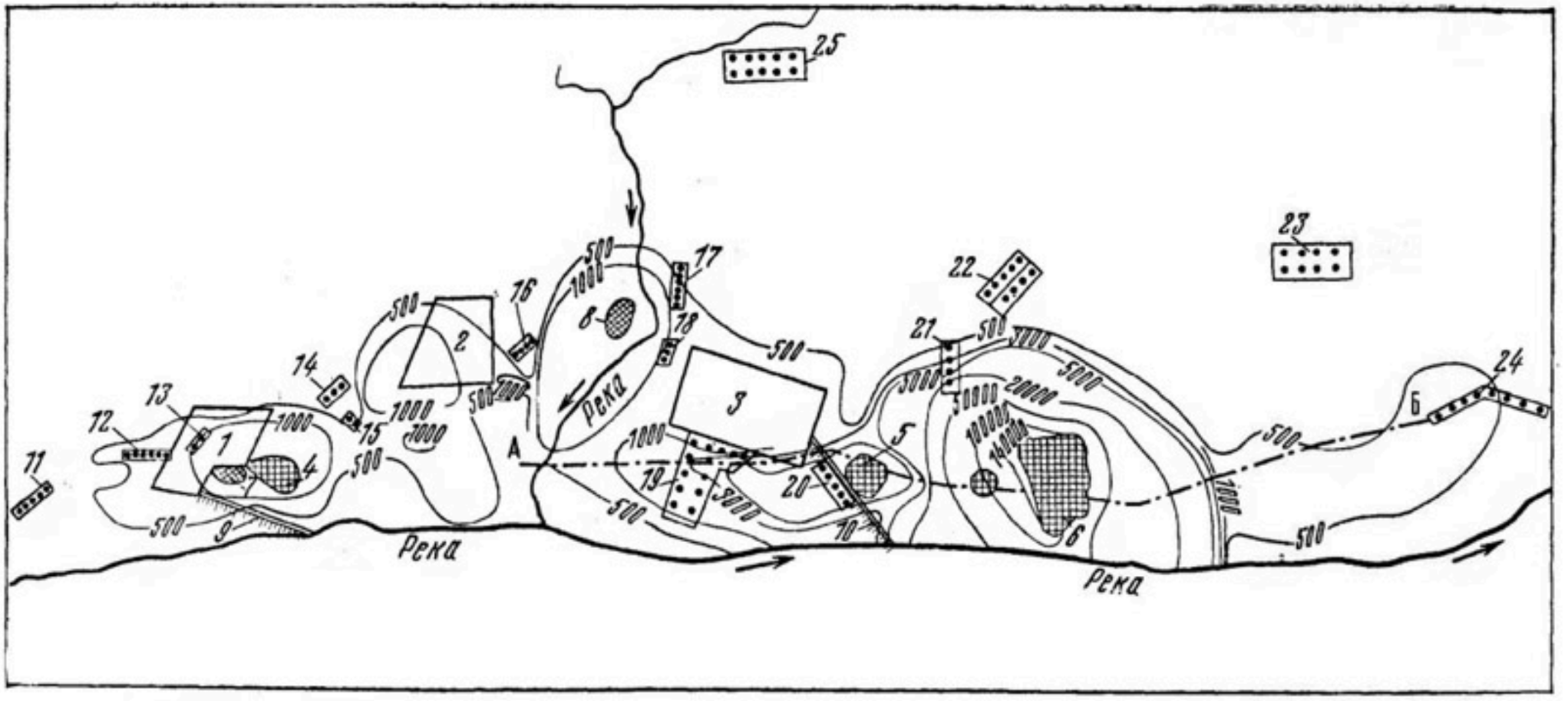


Рис. 83. Источники загрязнения и общая минерализация подземных вод в районе химических предприятий:

1, 2, 3 — промышленные площадки; *4, 5, 6* — накопители сточных вод; *7, 8* — старые захоронения стоков и отходов производства; *9, 10* — каналы для сброса промышленных сточных вод в реку; *11—25* — водозаборы подземных вод; *26* — изолинии общей минерализации подземных вод в мг/л; *27* — линия гидрогеологического разреза по А—Б

Из указанных на рис. 83 водозаборов только пять (11, 22, 23, 24, 25) дают чистую воду; в четырех водозаборах (14, 15, 17, 18) вода имеет следы загрязнения, а в остальных шести настолько загрязнена, что используется только для технического водоснабжения (12, 13, 16, 19, 20, 21). Ухудшение качества подземных вод в данном районе началось одновременно с эксплуатацией химических предприятий, когда промышленные сточные воды, независимо от их токсичности, сбрасывались в реку по открытым каналам, проложенным в песках, а твердые отходы захоронялись непосредственно на территории заводов или вблизи них.

В тридцатых годах для этих заводов были построены накопители (*4, 5, 6*), из которых сточные воды сбрасывались в реку в паводок. Все эти накопители были сооружены без противофильтрационных мероприятий.

Накопитель *4* располагается на пойменной террасе, на слое плотных суглинков мощностью около 5 м, подстилаемых аллювиальным песком (5—10 м) и ниже — трещиноватым мелом. Часть площади накопителя была покрыта суглинистым экраном толщиной 0,5 м, на дне накопителя образовался слой шлама мощностью около 1 м. Несмотря на эти (естественный и искусственный) экраны, фильтрационные потери из накопителя составляют 14% от объема находящихся в нем сточных вод.

В составе последних содержатся трудно поддающиеся разложению органические вещества (ХПК = 5000—12 000 мг/л O_2); концентрация азота аммонийного составляет 750—850 мг/л, сульфатов — 19 000—20 000 мг/л, железа 80—220 мг/л, аминосоединений (в пересчете на анилин) 300 мг/л, нитросоединений (в пересчете на нитрохлорбензол) 26—45 мг/л, фенолов 25—30 мг/л, ртути 4,5—13,5 мг/л, меди 13—15 мг/л, мышьяка 0,12—0,26 мг/л. Сухой остаток сточных вод в накопителе составляет около 40 000 мг/л.

В шламонакопитель *5*, предназначавшийся вначале только для нужд ТЭЦ, сбрасываются кроме золошлаковой пульпы сточные воды химического предприятия, содержащие ионы тяжелых металлов, масла, аммиачную селитру, уксусную кислоту, соли аммония, а также шлам после нейтрализации производственных сточных вод предприятия. Сухой остаток воды в накопителе составляет 1500—3300 мг/л.

В накопитель содового завода *6* сбрасываются шлам и дистиллярная жидкость, образующаяся при производстве кальцинированной соды аммиачным методом. Она содержит $CaCl_2$, $NaCl$, $CaSO_4$, $CaCO_3$, аммиак, фенол. В накопителе общая минерализация сточной жидкости составляет 14—16 г/л, содержание хлоридов 85—96 г/л, натрия и калия 21—25 г/л, кальция 30—34 г/л, pH = 10,5—11,5.

Фильтрационные потери из этого накопителя составляют около 10 тыс. $м^3$/сут, причем фильтрация происходит главным

образом через ограждающие дамбы. Фильтрационные потери из канала (*9*), по которому сбрасывается до 100 тыс. м³/сут условно-чистых сточных вод, составляют около 15 тыс. м³/сут.

Вследствие фильтрационных потерь только из трех названных накопителей и канала в подземные воды и грунты вносится в сутки более 1600 т химических веществ, в том числе хлоридов 968 т, натрия и калия 238 т, кальция 342 т, сульфатов 22 т, аммиака 0,8 т, аминопродуктов 0,126 т, фенолов 0,081 т, нитропродуктов 0,016 т.

Большое значение в загрязнении подземных вод рассматриваемого района имеют, кроме того, проливы технологических растворов и утечки промстоков из канализационных сетей на промплощадках (*1*), (*2*), (*3*), растворение заводских отходов на участках старых захоронений (*7*) и (*8*), газодымовые выбросы промышленных предприятий.

С газодымовыми выбросами в атмосферу здесь попадает около 1000 т в сутки различных веществ, в том числе с промплощадки *3* около 100 т в сутки, с промплощадки *1* более 22 т химических веществ, в том числе сульфит и сульфат натрия, сернистый ангидрид, хлор-бензол, метанол, нафталин, аммиак, окись углерода и др. С предприятия на правом берегу реки в атмосферу поступает 860 т веществ в сутки.

По расчетам на поверхность земли из газодымовых выбросов выпадает около 48 т веществ в сутки (остальные улетучиваются). В загрязнении прибрежных водозаборов, кроме того, большую роль играет привлечение речных вод, также загрязненных промышленными стоками, сбрасываемыми на рассматриваемом и вышележащих участках реки.

По данным изысканий были построены карты общего загрязнения подземных вод верхнемелового горизонта (рис. 84, табл. 21) и аллювия, а также карты содержания в подземных водах отдельных компонентов сточных вод, характеризующих степень загрязнения по общей минерализации, хлоридам, сульфатам, NO_3, ароматическим аминопроизводным и нитропроизводным и др. В районе промплощадок преобладает загрязнение органическими компонентами, в районе накопителя *6* — минеральными компонентами. При этом органические загрязнения концентрируются в наиболее водопроницаемой части комплекса на глубине до 20—30 м от поверхности; высокоминерализованные растворы с большой плотностью, фильтрующиеся из накопителя, опускаются на глубину до 80—90 м от поверхности и растекаются во все стороны от накопителя.

По данным электроразведки граница зоны соленых вод с минерализацией более 3000 мг/л смещается во всех направлениях от накопителя со скоростью от 50—60 до 170 м в год.

Анализ гидрогеологической обстановки показывает, что естественными факторами, способствующими развитию загрязнения подземных вод, здесь являются «открытость», незащи-

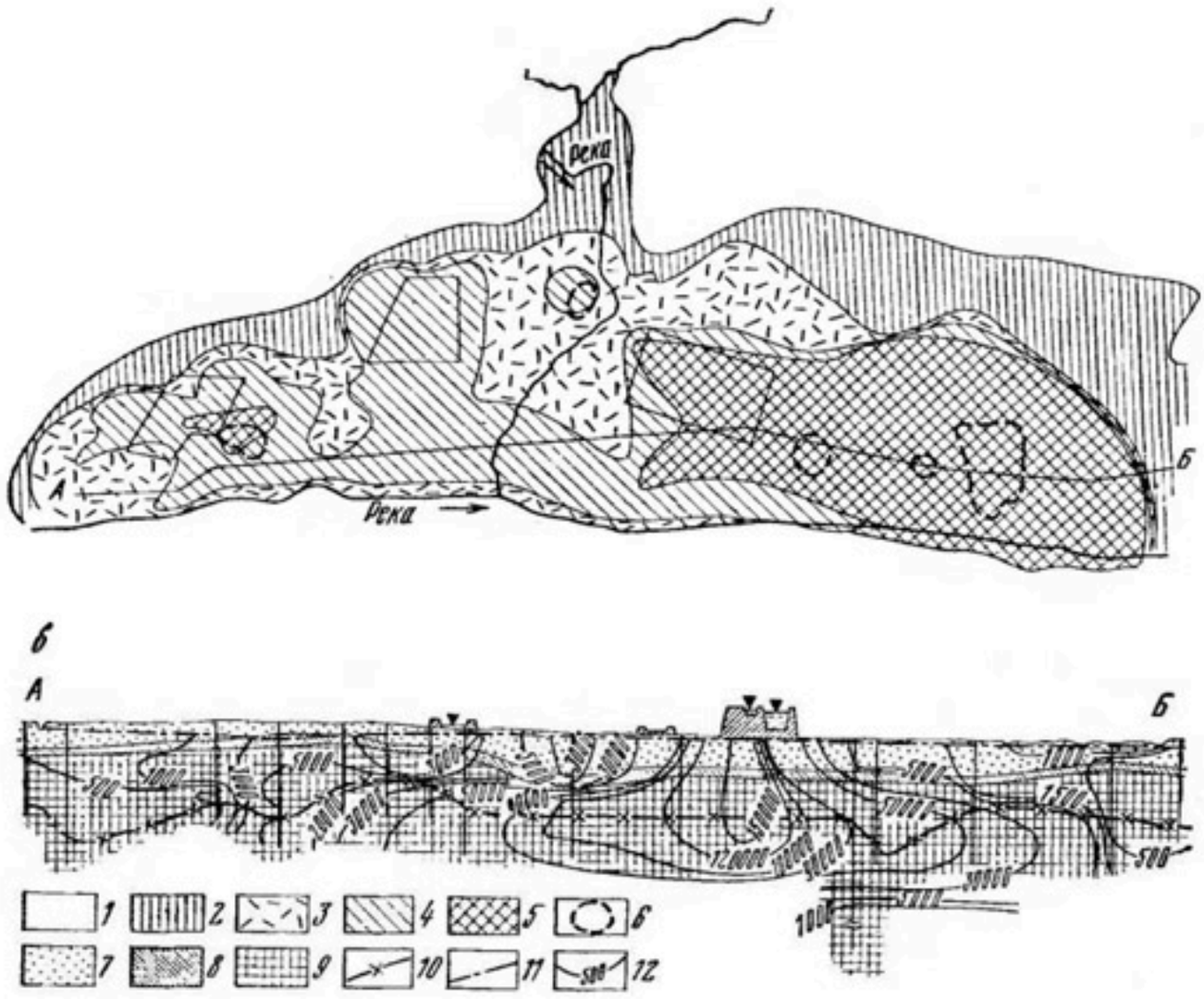


Рис. 84. Схематическая карта загрязнения подземных вод верхнемелового водоносного горизонта:

а — план; *б* — разрез.
1 — чистые воды естественного состава; *2* — воды со следами загрязнения; *3* — загрязненные воды; *4* — сильно загрязненные воды; *5* — максимально загрязненные воды; *6* — накопители сточных вод; *7* — аллювиальные пески; *8* — элювий мела; *9* — трещиноватый мел; *10* — нижняя граница сильнотрещиноватого мела; *11* — уровень подземных вод; *12* — изолинии минерализации подземных вод в мг/л

щенность водоносного комплекса на большой площади песчаных террас, лишенных глинистого покрова, а также маломощная, с «окнами», слабопроницаемая кровля мела. В этих условиях все загрязнения, которые захватываются атмосферными осадками из воздуха, почвы и грунтов зоны аэрации, попадают в водоносный горизонт и загрязняют его. Наиболее интенсивно идет этот процесс в районе промплощадок и на участках фильтрации сточных вод в водоносный горизонт. Это положение усугубляется наличием тесной гидравлической связи аллювиального и верхнемелового водоносных горизонтов между собой и с рекой.

Распространению загрязнений в водоносном горизонте за пределами контуров промплощадок и накопителей способствовал водоотбор из эксплуатационных скважин, расположенных в районе очагов загрязнения, а также повышенные уровни

Таблица 21

Показатели интенсивности загрязнения подземных вод промышленными стоками и отходами

Характеристика загрязненности подземных вод	Пределы содержания компонента, мг/л			
	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3	NO_2
Чистые воды естественного состава	10—100	Следы — 50	0—10	0—0,1
Воды со следами загрязнения	100—350	50—500	10—15	0,1—0,3
Загрязненные воды	350—750	500—750	15—50	0,3—1
Сильно загрязненные воды	750—1000	750—1000	50—100	1—10
Максимально загрязненные воды	>1000	>1000	>100	>10

Продолжение табл. 21

Характеристика загрязненности подземных вод	Пределы содержания компонента, мг/л			
	NH_4^+	Аминопродукты	Нитропродукты	Фенол
Чистые воды естественного состава	0 — Следы	0	0	0
Воды со следами загрязнения	Следы — 1	0,01—0,1	0,01—0,5	0,01—0,1
Загрязненные воды	1—5	0,1—0,5	0,5—1	0,1—0,3
Сильно загрязненные воды	5—10	0,5—5,0	1—25	0,3—1,0
Максимально загрязненные воды	>10	>5,0	>25	>1

подземных вод на участках интенсивной инфильтрации сточных вод («купола растекания»). Проникновению загрязнений в меловой горизонт способствует, кроме того, осушение аллювия в районе водозаборов на заводских площадках. Все это со временем привело к загрязнению нескольких действующих водозаборов, а на участке, где подземные воды дренируются рекой, — и к дополнительному загрязнению реки.

В рассматриваемом районе в течение года происходит, таким образом, круговорот сточных вод (сброс промышленных стоков в накопители, фильтрация стоков в водоносный горизонт, извлечение загрязненных вод водозаборами для технических нужд, опять сброс в накопители), частично завершающийся в паводок сбросом стоков из накопителей в реку.

При этом сохраняется загрязненность реки и подземных вод района и происходит расширение очагов загрязнения в водоносном пласте, угрожающее сохранности оставшихся чистых водозаборов.

В состав комплексного проекта локализации и ликвидации очагов загрязнения в данном районе вошли следующие мероприятия: 1) откачка загрязненных вод и их очистка после использования для технического водоснабжения; 2) изоляция

существующих шламохранилищ, накопителей, старых захоронений с помощью противофильтрационных стенок, заглубленных до водоупора; 3) откачка из специальных дренажных скважин для защиты чистых водозаборов; 4) закачка в глубокие подземные горизонты промышленных сточных вод со сложным составом загрязнений, не имеющих в настоящее время экономически оправданных методов очистки, и др.

Эффективность различных вариантов проектируемых мероприятий определялась сроками «стягивания» контура загрязненных вод с учетом степени десорбции из грунтов отдельных видов загрязнений, а также количества и состава откачиваемых загрязненных вод, требующих утилизации или очистки. Учитывалось, кроме того, требование обеспечения сохранности качества воды в чистых водозаборах, влияние дренажных скважин на производительность действующих водозаборов и др.

Фильтрационные расчеты проводились аналитическими методами и моделированием на сеточной модели. Технико-экономические расчеты показывают высокую стоимость мероприятий по локализации и ликвидации загрязнений подземных вод в рассматриваемом районе. Велики также затраты на очистку откачиваемых загрязненных вод. При этом полное извлечение при откачке подземных вод и стягивание контура загрязнения могут быть практически выполнены только за длительный период.

* * *

Установленные на всех указанных объектах непосредственные причины загрязнения подземных вод являются типичными. Действительно в большинстве случаев загрязнение произошло в результате фильтрации сточных вод из накопителей, хвосто- и шламохранилищ, «белых морей» и других крупных промышленных бассейнов, из-за утечек сточных вод и технологических растворов из коммуникаций и цехов, а также из мест складирования химического сырья на территории самих промпредприятий.

Загрязнение подземных вод было вызвано также поступлением в грунты и водоносные пласты атмосферных осадков, загрязненных газодымовыми выбросами и продуктами испарения с поверхности полей фильтрации и накопителей сточных вод и отходов.

Вследствие этого загрязненными оказались подземные воды на территориях, размеры которых значительно больше площади источников загрязнения (бассейнов, промплощадок), причем со временем очаги загрязнения в водоносном пласте увеличиваются.

Весьма важным является то обстоятельство, что при загрязнении подземных вод почти всегда обнаруживается загрязне-

ние поверхностных водных источников и всей окружающей среды в целом (загрязненные почвы, угнетенная растительность, загрязненная атмосфера и т. д.). Выполненные исследования показали, что загрязнение подземных вод приводит к исключительно неблагоприятным последствиям: выходят из строя водозаборы подземных вод, нарушается водоснабжение населенных пунктов и промышленных предприятий, затрачиваются средства на изыскание новых водозаборов и т. д.

Наряду с этим выявилось, что прекращение начавшегося загрязнения и тем более ликвидация загрязнения подземных вод и его последствий — очень сложная в техническом отношении задача, требующая для своего осуществления длительного времени и больших материальных затрат.

В отдельных, наиболее тяжелых случаях загрязнение подземных вод оказывается необратимым процессом. Поэтому важнейшее значение имеет профилактика загрязнения подземных вод. На всех рассмотренных объектах выполненные своевременно профилактические мероприятия по предупреждению загрязнения несомненно оказались бы в технико-экономическом отношении более выгодными, чем борьба с загрязнением подземных вод после того, как загрязнения уже поступили в водоносный пласт.

Для обоснования необходимости и схемы мероприятий по защите подземных вод от загрязнения важное значение приобретает прогноз скорости и времени распространения загрязнений в том или ином интересующем направлении и прогноз возможного изменения качества подземных вод. Эти вопросы возникают при размещении новых предприятий химической, нефтедобывающей, нефтеперерабатывающей, металлургической и других отраслей промышленности, а также при разведке и проектировании новых водозаборов подземных вод. Прогноз необходим также при разработке мероприятий по защите действующих водозаборов и водоемов и мероприятий по локализации и ликвидации существующего загрязнения подземных вод.

Основные задачи и направления исследований для гидрогеологического обоснования защитных мероприятий и прогноза изменения качества воды могут быть определены в связи с основными выводами, которые следуют из анализа материалов натурных наблюдений и детальных изысканий на участках загрязнения подземных вод.

Прежде всего необходимо отметить, что загрязнение подземных вод обычно связано с неправильным, недостаточно обоснованным по геологическим и гидрогеологическим условиям, выбором места расположения промпредприятий и плохой организацией или отсутствием необходимых гидрогеологических наблюдений на объектах, потенциально опасных в отношении возможного загрязнения.

В связи с этим загрязнение подземных вод обнаруживалось

всегда с запозданием — когда загрязняющие вещества подошли уже к водозаборным скважинам или колодцам, часто удаленным от источника загрязнения на большое расстояние, т. е. когда из-за большой площади загрязненных подземных вод ликвидация загрязнения и его последствий превратилась в сложную задачу.

Вместо с тем следует отметить, что выявление причин, условий и характера загрязнения подземных вод требовало постановки гидрогеологических изысканий и наблюдений, отличающихся по объему и методике от обычных, выполняемых при инженерных изысканиях для строительства, мелиорации земель или водоснабжения. Это определяет необходимость разработки методики специальных гидрогеологических исследований в связи с защитой подземных вод от загрязнения.

Во всех рассмотренных случаях загрязнению был подвержен верхний водоносный горизонт, не защищенный с поверхности земли водоупорной кровлей. Возможно также ухудшение качества воды и в более глубоких горизонтах при поступлении загрязнений из верхнего горизонта через «литологические окна» в водоупорной кровле. В ряде случаев в водоносный пласт привлекаются загрязненные речные воды.

В защищенный водоносный пласт промышленные, хозяйственно-бытовые и сельскохозяйственные загрязнения, как правило, не поступают (за исключением участков расположения неисправных или неправильно эксплуатируемых скважин и горных выработок). Однако крупные предприятия-потребители больших объемов технической воды и соответственно источники большого количества сточных вод размещаются обычно в речных долинах или вблизи озер и водохранилищ, где природные воды не защищены от загрязнения. Вместе с тем именно здесь, в песчано-гравийных и галечниковых аллювиальных образованиях речных долин, как указывалось нами, формируется значительная часть ресурсов подземных вод, используемых в настоящее время в народном хозяйстве. Этому способствуют тесная гидравлическая связь с поверхностными водотоками и водоемами, а также отсутствие водоупорной кровли над подземными водами и возможность, таким образом, интенсивного питания подземных вод в паводки, при снеготаянии, при обильных атмосферных осадках. Эти же особенности — незащищенность водоносного горизонта с поверхности и тесная связь с рекой — являются причиной ухудшения качества подземных вод при инфильтрации загрязненных сточных вод и атмосферных осадков, а также при привлечении в пласт загрязненных речных вод. Связь подземных вод с рекой, приводящая зачастую к «круговороту» загрязнений между ними, должна учитываться при составлении расчетных схем и выборе метода прогноза качества подземных вод на загрязненных прибрежных участках и разработке защитных мероприятий.

Наиболее крупные по площади загрязнения подземных вод были созданы в результате длительной фильтрации значительного объема сточных вод из накопителей, полей фильтрации, хвостохранилищ и других промышленных бассейнов. В связи с этим промышленные бассейны должны рассматриваться не только как источники загрязнений, но и как активные в гидродинамическом отношении объекты. Их влияние на направление и скорость движения подземных вод, а также такие особенности, как большая площадь, неглубокий врез в водоносный пласт или породы зоны аэрации, наличие искусственных или естественных экранов в основании, колебания во времени уровня сточных вод и увеличение толщины слоя осадков, должны учитываться при определении скорости и времени распространения загрязнений в водоносных пластах.

Распространению загрязнений в водоносных пластах способствуют водозаборы подземных вод, водопонизительные и дренажные сооружения, шахтный водоотлив и другие виды водоотбора, увеличивающего скорость движения загрязнений.

Большие скорости фильтрации загрязненного потока подземных вод наблюдаются также в водоносных горизонтах при высокой водопроницаемости пород и значительных уклонах.

Наблюдения показывают, что содержание загрязнений в подземных водах обычно уменьшается с удалением от источника загрязнения, хотя в отдельных случаях (в районе «белых морей») и на значительном отдалении концентрация загрязнений в воде может оставаться высокой. Определяющими в данном случае являются вид и характер загрязнения, а также возможность смешения и разбавления загрязненных вод с чистыми подземными водами.

В зависимости от состава и концентрации загрязняющего вещества, а также от характера его поступления в водоносный пласт (непрерывное, периодическое, разовое) загрязнение в той или иной мере задерживается и рассеивается в водоносном пласте в результате разнообразных физико-химических процессов взаимодействия с породами и подземными водами, погружается в нижнюю часть пласта, распределяется по отдельным, наиболее фильтрующим или наиболее сорбирующим прослоям и т. д. Немаловажным обстоятельством служит при этом неоднородность свойств водоносного пласта — не только в фильтрационном, но и в гидрохимическом отношении.

Поэтому в составе гидрогеологических изысканий, связанных с защитой подземных вод от загрязнения, должны быть предусмотрены целенаправленные исследования гидрохимической обстановки в естественных и нарушенных условиях, изучение защищенности водоносных пластов от загрязнения, а также освещение техногенных влияний на гидродинамическую обстановку и качество подземных вод.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абрамов С. К., Газизов М. С., Костенко В. И.* Защита карьеров от воды. М., Недра, 1976. 230 с.

2. *Аверьянов С. Ф.* Некоторые вопросы предупреждения засоления орошаемых земель и меры борьбы с ним в европейской части СССР.— В кн.: Орошаемое земледелие в европейской части СССР. М., Колос, 1965, с. 90—151.

3. *Аксельруд Г. А., Лисянский В. М.* Экстрагирование. Система твердое тело — жидкость. Л., Химия, 1974. 255 с.

4. *Арцев А. И.* Выбор места для размещения земляных хранилищ промышленных стоков. — Водоснабжение и сантехника, 1970, № 12, с. 2—4.

5. *Баум В. А.* Исследование процесса перемешивания в потоке жидкости, протекающей в трубах, заполненных кусковым материалом.—Изв. АН СССР, отд. техн. наук, 1953, № 9, с. 1317—1329.

6. *Бегматов А. М.* О понижении уровня грунтовых вод в покровной толще двухслойного пласта, создаваемом откачкой из нижележащего напорного горизонта.— Изв. АН СССР, МЖГ, 1967, № 2, с. 188—192.

7. *Бер Я., Заславский Д., Ирмей С.* Физико-математические основы фильтрации воды. М., Мир, 1971. 451 с.

8. *Боревский Б. В., Самсонов Б. Г., Язвин Л. С.* Методика определения параметров водоносных пластов по данным откачек. М., Недра, 1973. 304 с.

9. *Бочевер Ф. М.* Оценка производительности береговых водозаборов с учетом несовершенства речных русел. Труды Лаборатории инженерной гидрогеологии ВНИИ ВОДГЕО, 1966, вып. 13, с. 84—115.

10. *Бочевер Ф. М.* Теория и практические методы гидрогеологических расчетов эксплуатационных запасов подземных вод. М., Недра, 1968. 325 с.

11. *Бочевер Ф. М., Веригин Н. Н.* Методическое пособие по расчетам эксплуатационных запасов подземных вод для водоснабжения М., Госстройиздат, 1961. 200 с.

12. *Бочевер Ф. М., Колбасов А. М.* Экспериментальные исследования фильтрации разнородных жидкостей.—Изв. вузов, Геология и разведка, 1976, № 3, с. 121—128.

13. *Бочевер Ф. М., Колбасов А. М., Хохлатов Э. М.* К методике определения коэффициента диффузии в глинистых грунтах. Труды института ВОДГЕО, гидрогеология, 1967, вып. 52, с. 55—58.

14. *Бочевер Ф. М., Лапшин Н. Н., Орадовская А. Е.* К прогнозам неустановившейся фильтрации из несовершенных бассейнов и хранилищ промстоков в связи с защитой подземных вод от загрязнения. Труды института ВОДГЕО, инж. гидрогеология, 1969, вып. 22, с. 39—47.

15. *Бочевер Ф. М., Лапшин Н. Н., Орадовская А. Е.* К расчетам фильтрации и растекания промстоков из бассейнов. Труды Лабор. инж. гидрогеологии ВОДГЕО. Госстройиздат, 1972, вып. 6, с. 183—192.

16. *Бочевер Ф. М., Лапшин Н. Н., Орадовская А. Е.* Формирование качества подземных вод при работе водозабора в слоистой системе пластов. Труды института ВОДГЕО, 1976, вып. 52, с. 12—15.

17. *Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е., Лапшин Н. Н.* Оценка качества подземных вод с учетом инфильтрационного питания водоносного пласта. Труды института ВОДГЕО, 1976, вып. 52, с. 18—22.

18. *Бочевер Ф. М., Лапшин Н. Н., Хохлатов Э. М.* Расчет притока подземных вод к скважинам в долинах рек с учетом заиленности и неоднородности русловых отложений. Изв. АН СССР, МЖГ, 1969, № 2, с. 174—177.

19. *Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е.* К прогнозу изменения температуры подземных вод в водозаборах инфильтрационного типа. Труды института ВОДГЕО, гидрогеология, 1964, вып. 9, с. 67—84.

20. *Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е.* Конвективая диффузия солей в радиальном потоке подземных вод в связи с защитой их от загрязненных стоков.— Труды института ВОДГЕО (Гидрогеология), 1966, вып. 13, с. 159—180.

21. *Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е.* Некоторые вопросы фильтрации загрязненных промстоков в природных водоносных пластах.—Изв. АН СССР.— Механика жидкости и газа, 1969, № 6, с. 196—202.

22. *Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е.* К методике экспериментального определения параметров фильтрации в трещиноватых породах. Труды координационного совещания по гидротехнике, ВНИИГ.— Энергия, 1970, вып. 48, с. 71—84.

23. *Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е.* К методике прогноза состава подземных вод при проникновении в них промышленных стоков и отходов. Труды Лаборатории инженерной гидрогеологии ВОДГЕО. М., 1972, сб. № 6, с. 118—133.

24. *Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е.* К расчету границы раздела двух жидкостей с различной плотностью в связи с фильтрацией промышленных стоков в водоносных пластах. Труды Лаборатории инженерной гидрогеологии ВОДГЕО.— Стройиздат, 1972, № 6, с. 210—221.

25. *Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е.* Гидрогеологическое обоснование защиты подземных вод и водозаборов от загрязнений. М., Недра, 1972. 129 с.

26. *К гидрогеологической* оценке фильтрации из промышленных бассейнов с переменным режимом подачи и сброса стоков / Ф. М. Бочевер, А. Е. Орадовская, А. В. Ефремова. Э. М. Хохлатов. Труды института ВОДГЕО, гидрогеология, 1972, вып. 35, с. 19—28.

27. *Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е.* Методические рекомендации по прогнозу распространения промстоков в водоносных пластах. Изд-во ВОДГЕО, 1974, 126 с.

28. *Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е.* Проблемы охраны подземных вод от загрязнения.— Советская геология, 1976, № 3, с. 59—70.

29. *Бочевер Ф. М., Орадовская А. Е.* О санитарной охране водозаборов подземных вод.—Разведка и охрана недр, 1977, № 5, с. 35—38.

30. *Брусиловский С. А.* О миграционных формах элементов в природных водах.— Гидрохимические материалы, т. 35. Л., Гидрометеоиздат, 1963, с. 3—16.

31. *Веригин Н. Н.* Нагнетание вяжущих растворов в горные породы. М., Изд-во АН СССР, ОТН, 1952, № 5, с. 674—187.

32. *Веригин Н. Н.* Некоторые вопросы химической гидродинамики, представляющие интерес для мелиорации и гидротехники. М., Изв. АН СССР, ОТН, 1953, № 10, с. 1369—1382.

33. *Веригин Н. Н.* О кинетике растворения и выноса солей при фильтрации воды в грунтах.— В кн.: Растворение и выщелачивание горных пород. М., Стройиздат, 1957, с. 84—113.

34. *Веригин Н. Н.* Миграция растворенных и эмульгированных веществ при сбросах промышленных стоков в водоносные пласты. Труды института ВОДГЕО, инж. гидрогеология, 1969, вып. 22, с. 35—39.

35. *Веригин Н. Н.* О гравитационно-упругом режиме фильтрации. Труды института ВОДГЕО, инж. гидрогеология, 1969, вып. 22, с. 6—18.

36. *Веригин Н. Н., Орадовская А. Е.* Методические указания по оценке растворения засоленных грунтов в теле и основании гидротехнических сооружений, ВНИИ ВОДГЕО. Информ. материалы, 1960, сб. № 15. 40 с.

37. *Веригин Н. Н., Родзиллер И. Д.* Очистка нефтяных вод методом фильтрации.— Нефтяное хозяйство, 1956, № 10, с. 52—57.

38. *Веригин Н. Н., Саркисян В. С.* О фильтрации двух жидкостей с разной плотностью и вязкостью при закачке в галереи с постоянным расходом. ДАН СССР, т. 218, № 3, 1974, с. 536—539.

39. *Веригин Н. Н., Шержуков Б. С.* Диффузия и массообмен при фильтрации жидкостей в пористых средах.— В кн.: Развитие исследований по теории фильтрации в СССР (1917—1967). М., Наука, 1969, с. 237—313.

40. *Влияние* свойств горных пород на движение в них жидкости / А. Бан, А. Ф. Богомолов, В. А., Максимов, В. Н. Николаевский, В. Г. Оганджинянц, В. М. Рыжик. М., Гостоптехиздат, 1962. 275 с.

41. *Гавич И. К.* Оценка эксплуатационных запасов подземных вод методом моделирования. М., изд-во ВИЭМС, 1972. 98 с.

42. *Голубев В. С., Гарибянц А. А.* Гетерогенные процессы геохимической миграции. М., Недра, 1968. 192 с.

43. *Гольдберг В. М.* Гидрогеологические прогнозы движения загрязненных подземных вод. М., Недра, 1973. 170 с.

44. *Гольдберг В. М.* Гидрогеологические прогнозы качества подземных вод на водозаборах. М., Недра, 1976. 153 с.

45. *Гохберг Л. К., Лапшин Н. Н.* Применение численных методов обращения преобразования Фурье и Лапласа для решения гидрогеологических задач.— Труды института ВСЕГИНГЕО, 1971, с. 93—106.

46. *Грабовников В. А.* Применение балансовых расчетов к изучению ареолов рассеяния вещества в подземных водах.— Советская геология, 1972, № 2, с. 137—144.

47. *Формирование* и строение ареолов рассеяния вещества в подземных водах / В. А. Грабовников, В. З. Рубейкин, Л. М. Самсонова, Б. Г. Самсонов. М., Недра, 1977. 136 с.

48. *Григорьев В. М.* Теоретические основы расчета инфильтрационных водозаборов с учетом заиления речных русел.— Водоснабжение и санитарная техника, 1960, № 6, с. 18—22.

49. *Гусейн-Заде М. А.* Особенности движения жидкости в неоднородном пласте. М., Недра, 1965. 276 с.

50. *Гылыбов М., Моллов Д.* О точности и применимости метода «дополнительного слоя» для учета сопротивления ложа водоемов при гидрогеологических расчетах. Rewiew of the Bulgarian Geological Society, 1969, Vol. XXX, part 3, с. 331—339.

51. *Дворкин Л. Б.* К теории конвективной диффузии солей в пористых средах.—Физическая химия, 1965, т. 39, № 11, с. 2668—2677.

52. *Дегтярев Н. М., Бегов Р. А., Полянский В. Г.* К модели перемешивания разновязкостных флюидов в пористой среде. Труды Сев.-Кавказск. н-и и проект. ин-та нефт. пром-сти, 1975, вып. 21, с. 7—12.

53. *Дилюнас И. П., Иодказис В. И., Штаркас Е. М.* Санитарная оценка опыта использования речной воды для искусственного питания водозабора подземных вод.— Гигиена и санитария, 1963, № 7, с. 64—68.

54. *Дмитроченко А. С.* Обогащение подземного водоносного горизонта в Ивано-Франковске.— Гигиена и санитария, 1964, № 2, с. 73—76.

55. *Дубов Р. И.* Оценка размеров геохимических ореолов в подвижности химических элементов.— В кн.: Математические методы геохимических исследований. М., Наука, 1966, с. 5—22.

56. *Еременко В. Я.* Формы нахождения тяжелых металлов в некоторых природных водах.—Гидрохимические материалы, т. 36, Л., Гидрометеоиздат, 1964, с. 125—133.

57. *Желтов Ю. П.* О перемешивании взаиморастворимых жидкостей с различными вязкостями при их движении в пористой среде.— Научно-технический сборник по добыче нефти. М., Недра, 1964, вып. 24, с. 34—40.

58. *Зеегофер Ю. О., Шестаков В. М.* Методика обработки данных опытных откачек вблизи рек.— Разведка и охрана недр, 1968, № 9, с. 38—44.

59. *Игнатович Н. К.* Зональность формирования и деятельность подземных вод в связи с развитием геоструктур.— Вопросы гидрогеологии и инж. геологии, вып. 13, М., 1950, с. 6—22.

60. *Каменский Г. Н.* Поиски и разведка подземных вод. М., Госгеолтехиздат, 1947. 312 с.

61. *Траншейные* стенки в грунте/Н. Н. Круглицкий, С. И. Мильковицкий, В. Ф. Скворцов, В. Н. Шейнблюм. Киев, Наукова думка, 1973, с. 304.

62. *Лапшин Н. Н.* Оценка дополнительного питания водоносных пластов при эксплуатации водозаборов.—Разведка и охрана недр, 1971, № 4, с. 51—54.

63. *Лейбензон Л. С.* Подземная гидрогазодинамика. Собр. соч., т. 2, М., Изд-во АН СССР, 1953. 544 с.

64. *Лялько В. Н.* Методы расчета тепло- и массопереноса в земной коре. Киев, Наукова думка, 1974, 132 с.

65. *Максимов В. А.* О неустановившемся притоке упругой жидкости к скважинам в неоднородной среде. ПМТФ, 1962, № 3, с. 109—112.

66. *Марон В. И., Полищук А. М.* Зависимость коэффициента дисперсии от вязкости.— Известия вузов, Нефть и газ, 1972, № 6, с. 55—57.

67. *Методы* фильтрационных расчетов гидромелиоративных систем/ С. В. Васильев, Н. Н. Веригин, Б. А. Глейзер, Г. А. Разумов и др. М., Колос, 1970. 440 с.

68. *Минкин Е. Л.* Гидрогеологические расчеты для выделения зон санитарной охраны водозаборов подземных вод. М., Недра, 1967. 124 с.

69. *Минкин Е. Л.* Исследования и прогнозные расчеты для охраны подземных вод. М., Недра, 1972. 112 с.

70. *Минкин Е. Л.* Взаимосвязь подземных и поверхностных вод и ее значение при решении некоторых гидрогеологических и хозяйственных задач. М., Стройиздат, 1973. 103 с.

71. *Минц Д. М.* Теоретические основы технологии очистки воды. Стройиздат, 1964. 156 с.

72. *Моложавая Е. И., Ветрилэ Л. А.* К вопросу об адсорбции и дальности распространения бактерий в водонасыщенных грунтах. Сб. научных трудов Института общей и коммунальной гигиены им. А. Н. Сысина.— Гигиена воды и санитарная охрана водоемов (экспериментальные исследования). М., 1973, с. 13—19.

73. *Москвичев А. Д.* Решение одной краевой задачи, встречающейся в теории движения влаги в почве. Труды Куйбышевск. инж.-стрит. института, 1956, вып. 3, с. 299—301.

74. *Недрига В. П.* Инженерная защита подземных вод от загрязнения промышленными стоками. М., Стройиздат, 1976. 96 с.

75. *Огильви Н. А.* Физические и геологические поля в гидрогеологии. М., Наука, 1974. 160 с.

76. *Орадовская А. Е.* Опыт изучения фильтрационного выщелачивания загипсованных пород. Труды Института ВОДГЕО, информационные материалы, 1958, № 13, 91 с.

77. *Орадовская А. Е.* Некоторые экспериментальные данные о коэффициенте диффузии (дисперсии) в горных породах. Труды Института ВОДГЕО, инженерная гидрогеология, 1969, вып. 22, с. 99—102.

78. *Орадовская А. Е.* Определение сорбционной способности грунтов в целях прогноза распространения промстоков в подземных водах.— В кн.: Гидрогеологические вопросы подземного захоронения промышленных сточных вод. М., ВСЕГИНГЕО, 1969, вып. 14, с. 160—173.

79. *Орадовская А. Е.* Опыт прогноза растворения пластовых солей в скальных трещиноватых основаниях гидротехнических сооружений. Труды координационного совещания по гидротехнике, ВНИИГ, вып. 48, 1970, с. 278—289.

80. *Орадовская А. Е., Аристова О. П.* Указания по определению засоленности грунтов. ВНИИ ВОДГЕО, 1956. 60 с.

81. *Орадовская А. Е., Бочевер Ф. М.* Некоторые закономерности дисперсии и сорбции на грунтах при фильтрации загрязненных подземных вод.—В кв.: Гидрогеологические вопросы подземного захоронения промышленных стоков, ВСЕГИНГЕО, 1969, вып. 14, с. 146—159.

82. *Орадовская А. Е., Ефремова А. В.* Результаты натурного изучения загрязнения подземных вод в районе химического комбината и мероприятия по их защите. Труды ВОДГЕО, 1976, вып. 52, с. 34—37.

83. *Орадовская Л. Е., Моложавая Е. И.* Миграция микробных загрязнений в подземных водах. Труды ВОДГЕО, 1977, вып. 63, с. 70—77.

84. *Орадовская А. Е., Перлина А. М., Гольдин М. И.* Некоторые вопросы оценки защитного действия систем искусственного пополнения подземных вод. Труды ВОДГЕО, 1977, вып. 63, с. 77—84.

85. *Основы* гидрогеологических расчетов / Ф. М. Бочевер, И. В. Гармонов, Н. В. Лебедев, В. М. Шестаков. М., Недра, 1969. 367 с.

86. *Павилонский В. М.* К вопросу о начальном градиенте напора в глинистых грунтах. Труды ВОДГЕО, 1967, вып. 19, с. 78—85.

87. *Павловский Н. Н.* Движение грунтовых вод. Собр. соч., т. II. М., Изд-во АН СССР, 1956. 771 с.

88. *Питьева К. Е.* Основы региональной геохимии подземных вод. М., Изд-во МГУ, 1969, 214 с.

89. *Плотников Н. И.* Эксплуатационная разведка подземных вод. М., Недра, 1973. 296 с.

90. *Поиски,* разведка, оценка запасов и эксплуатация линз пресных вод / В. Д. Бабушкин, И. С. Глазунов, В. М. Гольдберг, Н. И. Пичугин и др. М., Недра, 1969. 304 с.

91. *Полубаринова-Кочина П. Я.* Теория движения грунтовых вод. М., Гостехтеоризда т, 1952. 676 с.

92. *Посохов Е. В.* Формирование химического состава подземных вод (основные факторы). Л., Гидрометеоиздат, 1969. 334 с.

93. *Проектирование* водозаборов подземных вод. Под ред. Ф. М. Бочевера. Стройиздат / А. И. Арцев, Ф. М. Бочевер, Н. Н. Лапшин, А. Е. Орадовская, Э. М. Хохлатов. М., 1976. 291 с.

94. *Рачинский В. В.* Введение в общую теорию динамики сорбции и хроматографии. М., Наука, 1964. 137 с.

95. *Рекомендации* по прогнозам подтопления промышленных площадок грунтовыми водами. Под ред. С. К. Абрамова. М., ВНИИ ВОДГЕО, 1976. 324 с.

96. *Рекс Л. М.* Прогноз переноса солей.— Гидротехника и мелиорация, 1972, № 10, с. 60—65.

97. *Ремизова Г. С.* О поглощении бактерий фильтрующими почвами.— В кн.: Почвенный метод обеззараживания сточных вод и отбросов. 1939, с. 113—127.

98. *Романец Ю. Н., Леонова Ж. К.* Опыт искусственного пополнения запасов подземных вод бассейновым методом на береговом водозаборе (НИИ геологии Днепропетровского университета).— Охрана подземных вод Украинской ССР от загрязнений и истощения, 1970, Киев, 5, 34—35.

99. *Рошаль А. А., Шестаков В. М.* О миграции подземных вод в слоистых пластах.— В кн.: Гидрогеологические вопросы подземного захоронения промстоков, ВСЕГИНГЕО, 1969, вып. 14, с. 43—55.

100. *Рудаков В. К.* К методике расчета влияния промышленно-бытовых стоков на режим и качество подземных вод.— Охрана подземных вод УССР от загрязнений и истощения, 1970. Киев, Наукова думка, с. 80—83.

101. *Опыт* определения миграционных форм растворенных веществ в природных водах / А. Д. Семенов, В. Г. Залетов, А. Л. Фуксман, В. П. Захарюта, Н. И. Синякова. Гидрохимические материалы, т. 47. Л., Гидрометеоиздат, 1968, с. 194—202.

102. *Смирнов С. И.* Происхождение солености подземных вод седиментационных бассейнов. М., Недра, 1971. 215 с.

103. *Томас Г.* Кинетика ионного обмена в неподвижном слое ионита.— В кн.: Ионный обмен. М., Изд-во иностр. лит., 1951, с. 34—48.

104. *Туменко Н. Р.* Прогноз процесса засоления береговых водозаборов в условиях переменного химического состава воды в реке.— В кн.: Вопросы гидрогеологических прогнозов в связи с ирригацией земель и водоснабжением. Днепропетровск, ДГУ, 1972, вып. 5, с. 41—51.

105. *Тютюнова Ф. И.* Анализ химического состава подземных вод, загрязненных промышленными стоками. М., Стройиздат, 1974. 144 с.

106. *Тютюнова Ф. И.* Физико-химические процессы в подземных водах. М., Наука, 1976. с. 127.

107. *Унифицированные* методы анализа вод. Под ред. Ю. Ю. Лурье. М., Химия, 1973. 376 с.

108. *Усенко В. С.* Искусственное восполнение запасов и инфильтрационные водозаборы подземных вод. Минск, Наука и техника, 1972. 256 с.

109. *Фильтрация* из водохранилищ и прудов. Под ред. Н. Н. Веригина / В. С. Васильев, Н. Н. Веригин, Г. А. Разумов, Б. С. Шержуков. М., Колос, 1975. 304 с.

110. *Франк-Каменецкий Д. А.* Диффузия и теплопередача в химической кинетике. М., Наука, 1967. 491 с.

111. *Хантуш М. С.* Новое в теории перетекания.— В кн.: Вопросы гидрогеологических расчетов (переводы статей под ред. Ф. М. Бочевера и В. М. Шестакова). М., Мир, 1964, с. 43—59.

112. *Хантуш М. С.* Скважины вблизи рек со слабопроницаемым ложем. Тем. сб. ВСЕГИНГЕО, Переводы статей по гидрогеологии и инж. гидрогеологии, М., 1968. с. 74.

113. *Хохлатов Э. М.* Определение времени продвижения воды из экранированных водоемов.— Разведка и охрана недр, 1973, № 7, с. 46—49.

114. *Хохлатов Э. М.* Методы расчета береговых водозаборов в сложных гидрогеологических условиях. Диссертация на соискание ученой степени кандидата технических наук, 1976. 147 с.

115. *Цынкова О. Э.* Гидродинамические перетоки при вытеснении нефти из трехслойного пласта.— Нефтяное хозяйство, 1975, № 10, с. 44—47.

116. *Чарный И. А.* Движение границы раздела двух жидкостей в пористой среде.— Изв. АН СССР, ОТН, Энергетика и автоматика, № 3, 1959, с. 104—120.

117. *Чарный И. А.* Фильтрация в пласте с непроницаемыми кровлей и подошвой, разделенном слабопроницаемой перемычкой.— Труды МИНХ и ГП им. Губкина, 1967, вып. 33, с. 87—99.

118. *Чарный И. А.* Подземная гидрогазодинамика. М., Гостоптехиздат, 1963. 396 с.

119. *Чураев Н. В., Ильин Н. И.* Радиоиндикаторные методы исследования движения подземных вод. М., Атомиздат, 1967. 124 с.

120. *Чураков А. И.* Производство специальных работ в гидротехническом строительстве. М., Стройиздат, 1976. 256 с.

121. *Швец В. М.* Органические вещества подземных вод. М., Недра, 1973. 131 с.

122. *Шейдеггер А. Э.* Физика течения жидкостей через пористые среды. М., Гостоптехиздат, 1966. 249 с.

123. *Шестаков В. М.* Расчет движения границы раздела двух несмешивающихся жидкостей при фильтрации в горизонтальном напорном потоке. Научные сообщения ВОДГЕО (Водоснабжние), 1960, с. 8—12.

124. *Шестаков В. М.* К теории динамики сорбции при фильтрации в зернистых материалах.—Физич. химия, 1961, т. 35, № 10, с. 2358—2362.

125. *Шестаков В. М.* Основы гидрогеологических расчетов при фильтрации из хранилищ промышленных стоков. М., Изд-во ВОДГЕО, 1961. 100 с.

126. *Шестаков В. М.* К теории фильтрации растворов в грунтах.— В кн.: Вопросы формирования химического состава подземных вод. М., Изд-во МГУ, 1963, с. 192—213.

127. *Шестаков В. М.* Теоретические основы оценки подпора, водопонижения и дренажа. М., Изд-во МГУ, 1965. 233 с.

128. *Шержуков Б. С.* Неустановившаяся фильтрация из экранированных водохранилищ и накопителей промстоков. Изв. АН СССР, МЖГ, 1971, № 6. с. 165—171.

129. *Шержуков Б. С., Голованова Н. К.* Определение коэффициента конвективной диффузии методом моментов по данным полевых исследований.— Труды института ВОДГЕО, гидротехника, 1975, вып. 54, с. 54—71.

130. *Шехтман Ю. М.* Фильтрация малоконцентрированных суспензий. М., Изд-во АН СССР, 1961. 212 с.

131. *Шульгин Д. Ф., Мироничева Г. В.* К вопросу определения гидрохимических параметров почвогрунтов орошаемых массивов.— В кн.: Теория и практика борьбы с засолением орошаемых земель. М., Колос, 1971, с. 54—78.

132. *Щелкачев В. Н.* Применение операционных методов к решению задачи о движении упругой жидкости в упругом пласте. ДАН СССР, 1951, т. 79, № 5, с. 751—754.

133. *Щелкачев В. Н.* Разработка нефтеводоносных пластов при упругом режиме. М., Гостоптехиздат, 1959. 467 с.

134. *Щелкачев В. Н., Влюшин В. Е., Харин О. Н.* Методы подсчета пластового давления и притоков к галерее после ее пуска с перемеинным дебитом.— Труды МИНХ и ГП им. Губкина, 1965, вып. 55, 1965, с. 14—25.

135. *Щелкачев В. Н. и Лапук Б. Б.* Подземная гидравлика. М., Гостоптехиздат, 1949. 524 с.

136. *Янке Е., Эмде, Лёш Ф.* Специальные функции. М., Наука, 1968. 344 с.

137. *Aronofsky J. S., Heller J. P.* A diffusion model to explain mixing of flowing miscible fluids on porous media. Trans. AIME, 1957, v. 210, N 12, p. 345—349.

138. *Bachmat Y., Bear J.* The general equations of hydrodynamik dispersion in homogeneous, isotropic, porous mediums. J. Geophys. Res., 1964, 69 (12), p. 2561—2567.

139. *Bischoff K. B., Levenspiel O.* Fluid dispersion — generalisation and comparison of mathematical models. «Chem. Eng. Sci.», 1962, 17, p. 245—264.

140. *Brenner H.* The diffusion model longitudinal mixing in beds of finite length. Numerical values. Chm. Engng, Sci, 1962, v. 17, p. 229—243.

141. *Bruch J. C.* Two — dimensional dispersion experiments in a porous medium. J. Water Research, vol. 6, N 3, June, 1970, p. 791—800.

142. *Bruch J. C., Street R. L.* Two — dimensional dispersion. J. Sanit. Eng. Div., Amer. Soc. Civil. Eng. SA6, 1967, p. 17—39.

143. *Harleman D. R. E., Rumer R. R.* Longitudinal and lateral dispersion in an isotropic porous medium. Journ. of fluid mechanics, vol. 16, Pt. 3, 1963, p 385—394.

144. *Hoopes J. A., Harleman D. R. F.* Dispersion in Radial Flow from a Recharge Well. Journal of Geophysical Research, vol. 72, N 14, 1967, p. 3495—3607.

145. *Lapidus L., Amundson N. R.* Mathematics of adsorption in beds. The Journal of physical chemistry. Vol. 56, N 8, 1952.

146. *Lauwerier H. A.* Appl. scientific research (section A), vol. 5, N 2—3, 1955, p. 145—150.

147. *List E. J., Brooks N. H* Lateral dispersion in saturated porous media J. Geophys . Res., 72 (10), p. 2531—2541, 1967.

148. *Ogata A.* Two-dimensional steady—state dispersion in a saturated porous medium. Jour. Research U. S. Geol. Survey. Vol. 4, N 3, May—June, 1976, p. 277—284.

149. *Saffman P. G.* A theory of dispersion in a porous medium, J. Fluid. Mech., 1959, 6, p.321—349.

150. *Samuelson O.* Om dynamiska jamviktslaget vidfilter av jonutbytande amnew. Svensk kem. tidskr. 1941, v. 53, N 11, p. 422—434.

151. *Shamir U. Y., Harleman D. R. F.* Numerical solutions for dispersion in porous mediums. Water Resur. Res. 3 (2), 1967, p. 557—581.

152. *Shamir U. Y., Harleman D. R. F.* Dispersion in layered porous media. J. Hydraul. Div., Amer. Sor Civil. Eng., HY5, 1967, p. 237—260.

153. *Stallman R. W.* Steady One—Dimensional Fluid Flow in a Semi — Infinite Porous Medium with Sinusoidal Surface Temperature. J. of Geophisical Research. Vol. 70, N 12, 2965, p. 2821—2827.

154. *Stone H. L., Brian P. L. T.* Numerical Solution of convective transport problems. Amer. Inst. Chem. Eng. J., 9 (5), 1963, p. 681—688.

ПРИЛОЖЕНИЯ

Приложение 1

Значения функций $-Ei(-z)$ **и** $W(z,\ r/B)$

z	$-Ei(-z)$	$W\left(r, \frac{r}{B}\right)$ при r/B					
		0,1	0,2	0,4	0,6	0,8	1
0,0005	7,024	4,853	3,504	2,229	1,555	1,131	0,842
6	6,842	4,851					
7	6,688	4,848					
8	6,554	4,843					
9	6,437	4,837					
0,001	6,331	4,829					
2	5,639	4,708	3,504				
3	5,235	4,562	3,497				
4	4,948	4,423	3,481				
5	4,726	4,296	3,457				
6	4,545	4,181	3,427				
7	4,392	4,077	3,395				
8	4,259	3,982	3,360	2,229			
9	4,142	3,895	3,324	2,227			
0,01	4,038	3,815	3,288	2,225	1,555		
2	3,355	3,244	2,952	2,181	1,553	1,131	
3	2,959	2,887	2,690	2,103	1,542	1,130	
4	2,681	2,629	2,482	2,016	1,521	1,127	
5	2,468	2,427	2,311	1,928	1,493	1,121	0,841
6	2,295	2,262	2,167	1,845	1,459	1,117	0,839
7	2,151	2,123	2,044	1,767	1,423	1,099	0,836
8	2,027	2,003	1,935	1,695	1,386	1,085	0,832
9	1,919	1,898	1,839	1,627	1,349	1,068	0,826
0,1	1,823	1,805	1,753	1,564	1,312	1,050	0,819
2	1,223	1,216	1,194	1,114	0,996	0,858	0,715
3	0,906	0,902	0,890	0,846	0,778	0,693	0,601
4	0,702	0,700	0,693	0,665	0,621	0,565	0,502
5	0,560	0,558	0,553	0,534	0,504	0,465	0,421
6	0,454	0,453	0,450	0,436	0,415	0,387	0,354
7	0,374	0,373	0,370	0,361	0,345	0,324	0,300
8	0,311	0,310	0,308	0,301	0,289	0,273	0,254
9	0,260	0,260	0,258	0,253	0,244	0,231	0,217
1,0	0,219	0,219	0,218	0,214	0,206	0,197	0,186
2	0,049	0,049	0,049	0,048	0,047	0,046	0,044
3	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,012	0,012
4	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
5	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001

Приложение 2

Значения функции $\Phi(z)$, $\operatorname{erfc}(z)$, $\operatorname{ierfc}(z)$, $i^2\operatorname{erfc}(z)$, $I_0(z)$, $I_1(z)$, $K_0(z)$, $K_1(z)$

z	$\Phi(z)$	$\operatorname{erfc}(z)$	$\operatorname{ierfc}(z)$	$i^2\operatorname{erfc}(z)$	$I_0(z)$	$I_1(z)$	$K_0(z)$	$K_1(z)$
0,0	0,0000	1	0,5642	0,2500	1,0000	0,0000	∞	∞
0,01	0,0113	0,9887	0,5542	0,2444	1,0000	0,0050	4,7212	99,9739
0,02	0,0226	0,9774	0,5444	0,2438	1,0001	0,0100	4,0285	49,9547
0,03	0,0338	0,9662	0,5350	0,2335	1,0002	0,0150	3,6235	33,2715
0,04	0,0451	0,9549	0,5251	0,2282	1,0004	0,0200	3,3365	24,9233
0,05	0,0564	0,9436	0,5156	0,2230	1,0006	0,0250	3,1142	19,9097
0,06	0,0676	0,9324	0,5062	0,2179	1,0009	0,0300	2,9329	16,5637
0,07	0,0789	0,9211	0,4969	0,2129	1,0012	0,0350	2,7798	14,1710
0,08	0,0901	0,9099	0,4878	0,2080	1,0016	0,0400	2,6475	12,3742
0,09	0,1013	0,8987	0,4787	0,2031	1,0020	0,0450	2,5310	10,9749
0,10	0,1125	0,8875	0,4698	0,1984	1,0025	0,0501	2,4271	9,8538
0,11	0,1236	0,8764	0,4610	0,1937	1,0030	0,0551	2,3333	8,9353
0,12	0,1348	0,8652	0,4523	0,1892	1,0036	0,0601	2,2479	8,1688
0,13	0,1459	0,8541	0,4437	0,1847	1,0042	0,0651	2,1695	7,5192
0,14	0,1569	0,8431	0,4352	0,1803	1,0049	0,0702	2,0972	6,9615
0,15	0,1680	0,8320	0,4268	0,1760	1,0056	0,0752	2,0300	6,4775
0,16	0,1790	0,8210	0,4186	0,1718	1,0064	0,0803	1,9674	6,0553
0,17	0,1900	0,8100	0,4104	0,1676	1,0072	0,0853	1,9088	5,6784
0,18	0,2009	0,7991	0,4024	0,1635	1,0081	0,0904	1,8537	5,3447
0,19	0,2118	0,7882	0,3944	0,1596	1,0090	0,0954	1,8018	5,0456
0,20	0,2227	0,7773	0,3866	0,1557	1,0100	0,1005	1,7527	4,7760
0,21	0,2335	0,7665	0,3789	0,1518	1,0111	0,1056	1,7062	4,5317
0,22	0,2443	0,7557	0,3713	0,1481	1,0121	0,1107	1,6620	4,3092
0,23	0,2550	0,7450	0,3638	0,1444	1,0133	0,1158	1,6199	4,1058
0,24	0,2657	0,7343	0,3564	0,1408	1,0144	0,1209	1,5798	3,9191
0,25	0,2763	0,7237	0,3491	0,1373	0,0157	0,1300	1,5415	3,7470
0,26	0,2869	0,7131	0,3419	0,1338	1,0170	0,1311	1,5048	3,5880
0,27	0,2974	0,7026	0,3348	0,1304	1,0183	0,1362	1,4697	3,4405
0,28	0,3079	0,6921	0,3278	0,1271	1,0197	0,1414	1,4360	3,3033
0,29	0,3183	0,6817	0,3210	0,1239	1,0211	0,1465	1,4036	3,1775
0,30	0,3286	0,6714	0,3142	0,1207	1,0226	0,1517	1,3725	3,0560
0,31	0,3389	0,6611	0,3075	0,1176	1,0242	0,1569	1,3425	2,9441
0,32	0,3491	0,6509	0,3010	0,1145	1,0258	-0,1621	1,3136	2,8390
0,33	0,3593	0,6407	0,2945	0,1116	1,0274	0,1673	1,2857	2,7402
0,34	0,3694	0,6306	0,2882	0,1087	1,0291	0,1725	1,2587	2,6470
0,35	0,3794	0,6206	0,2819	0,1058	1,0309	0,1777	1,2327	2,5591
0,36	0,3893	0,6107	0,2758	0,1030	1,0326	0,1829	1,2075	2,4760
0,37	0,3992	0,6008	0,2722	0,0998	1,0345	0,1882	1,1832	2,3973
0,38	0,4090	0,5910	0,2637	0,0976	1,0364	0,1934	1,1596	2,3227
0,39	0,4187	0,5813	0,2579	0,0950	1,0384	0,1987	1,1367	2,2518
0,40	0,4284	0,5716	0,2521	0,0925	1,0404	0,2040	1,1145	2,1844
0,41	0,4380	0,5620	0,2465	0,0900	1,0425	0,2093	1,0930	2,1202
0,42	0,4475	0,5525	0,2409	0,0875	1,0446	0,2147	1,0721	2,0590
0,43	0,4569	0,5431	0,2354	0,0852	1,0468	0,2200	1,0518	2,0006
0,44	0,4662	0,5338	0,2300	0,0828	1,0490	0,2254	1,0321	1,9449
0,45	0,4755	0,5245	0,2247	0,0806	0,0513	0,2307	1,0129	1,8915
0,46	0,4847	0,5153	0,2195	0,0783	1,0560	0,2261	0,9943	1,8405
0,47	0,4938	0,5062	0,2144	0,0762	1,0584	0,2415	0,9761	1,7916
0,48	0,5027	0,4973	0,2094	0,0740	1,0609	0,2470	0,9584	1,7447
0,49	0,5117	0,4883	0,2045	0,0720	1,0635	0,2524	0,9412	1,6700
0,50	0,5205	0,4795	0,1996	0,0700	1,0635	0,2579	0,9244	1,6564
0,52	0,5379	0,4621	0,1902	0,0661	1,0687	0,2689	0,8921	1,5749

Продолжение прилож. 2

z	$\Phi(z)$	erfc (z)	ierfc(z)	i^2 erfc (z)	$I_0(z)$	$I_1(z)$	$K_0(z)$	$K_1(z)$
0,54	0,5549	0,4451	0,1811	0,0623	1,0742	0,2800	0,8614	1,4994
0,56	0,5716	0,4284	0,1724	0,0588	1,0799	0,2911	0,8321	1,4292
0,58	0,5879	0,4121	0,1640	0,0555	1,0859	0,3024	0,8042	1,3638
0,60	0,6039	0,3961	0,1559	0,0523	1,0920	0,3137	0,7775	1,3028
0,62	0,6194	0,3806	0,1482	0,0492	1,0984	0,3251	0,7520	1,2458
0,64	0,6346	0,3654	0,1407	0,0463	1,1050	0,3367	0,7277	1,1923
0,66	0,6494	0,3506	0,1335	0,0436	1,1119	0,3483	0,7043	1,1420
0,68	0,6638	0,3362	0,1267	0,0410	1,1190	0,3600	0,6820	1,0948
0,70	0,6778	0,3362	0,1201	0,0382	1,1260	0,3719	0,6605	1,0503
0,72	0,6914	0,3086	0,1138	0,0362	1,1339	0,3838	0,6399	1,0083
0,74	0,7047	0,2953	0,1077	0,0340	1,1417	0,3959	0,6202	0,9686
0,76	0,7175	0,2825	0,1020	0,0319	1,1497	0,4081	0,6012	0,9311
0,78	0,7300	0,2700	0,0965	0,0299	1,1580	0,4204	0,5829	0,8955
0,80	0,7421	0,2579	0,0912	0,0280	1,1665	0,4329	0,5653	0,8618
0,82	0,7538	0,2462	0,0861	0,0262	1,1753	0,4454	0,5484	0,8298
0,84	0,7651	0,2349	0,0813	0,0246	1,1843	0,4581	0,5321	0,7993
0,86	0,7761	0,2239	0,0767	0,0230	1,1936	0,4710	0,5164	0,7704
0,88	0,7867	0,2133	0,0724	0,0215	1,2032	0,4840	0,5013	0,7424
0,90	0,7969	0,2031	0,0682	0,0201	1,2130	0,4971	0,4867	0,7165
0,92	0,8068	0,1932	0,0642	0,0187	1,2231	0,5104	0,4726	0,6915
0,94	0,8163	0,1837	0,0605	0,0175	1,2334	0,5239	0,4591	0,6675
0,96	0,8254	0,1746	0,0569	0,0163	1,2440	0,5375	0,4459	0,6447
0,98	0,8342	0,1658	0,0535	0,0152	1,2549	0,5512	0,4338	0,6228
1,0	0,8427	0,1573	0,0503	0,0142	1,2661	0,5652	0,4210	0,6019
1,1	0,8802	0,1198	0,0365	0,0099	1,3262	0,6375	0,3656	0,5098
1,2	0,9103	0,0897	0,0260	0,0068	1,3937	0,7147	0,3185	0,4346
1,3	0,9340	0,0660	0,0183	0,0046	1,4693	0,7973	0,2782	0,3725
1,4	0,9523	0,0477	0,0127	0,0030	1,5534	0,8861	0,2437	0,3208
1,5	0,9661	0,0339	0,0086	0,0020	1,6467	0,9817	0,2138	0,2774
1,6	0,9763	0,0237	0,0058	0,0013	1,7500	1,0848	0,1879	0,2406
1,7	0,9838	0,0162	0,0038	0,0008	1,8640	1,1963	0,1655	0,2094
1,8	0,9891	0,0109	0,0025	0,0005	1,9896	1,3172	0,1459	0,1826
1,9	0,9928	0,0072	0,0016	0,0003	2,1277	1,4482	0,1288	0,1597
2,0	0,9953	0,0047	0,0010	0,0002	2,2796	1,5906	0,1139	0,1399

Приложение 3

Значения интегралов I_1 и I_2

$\bar{x}$	I_1 и I_2 при $\bar{y}$, равном									
	0		0,1		0,4		1		10	
	I_1	I_2	I_1	I_2	I_1	I_2	I_1	I_2	I_1	I_2
					$\bar{b}=0,01$					
0,01	7,697	0,294	6,236	0	4,924	0	4,041	0	1,867	0
0,1	6,246	0,090	5,943	0,049	4,919	0,062	4,042	0,001	1,868	0
0,2	5,604	0,048	5,501	0,039	4,839	0,01	4,031	0,002	1,870	0
0,4	4,945	0,024	4,916	0,023	4,612	0,012	3,982	0,004	1,873	0

Продолжение прилож. 3

$\bar{x}$	I_1 и I_2 при $\bar{y}$, равном									
	0		0,1		0,4		1		10	
	I_1	I_2	I_1	I_2	I_1	I_2	I_1	I_2	I_1	I_2
0,6	4,557	0,016	4,543	0,016	4,379	0,012	3,910	0,004	1,876	0
0,8	4,282	0,012	4,274	0,012	4,173	0,010	3,284	0,005	1,878	0
1	4,069	0,010	4,064	0,010	3,997	0,009	3,732	0,005	1,880	0
2	3,418	0,005	3,417	0,005	3,399	0,005	3,310	0,004	1,884	0
5	2,593	0,002	2,593	0,002	2,590	0,002	2,574	0,002	1,848	0
10	2,014	0,001	2,014	0,001	2,013	0,001	2,009	0,001	1,702	0,001
$\bar{b}=0,05$										
0,01	5,531	0,877	4,496	0,141	3,345	0	2,499	0	0,675	0
0,1	4,422	0,345	4,195	0,229	3,326	0,040	2,503	0,007	0,678	0
0,2	3,893	0,203	3,812	0,173	3,246	0,055	2,497	0,012	0,682	0
0,4	3,326	0,112	3,301	0,106	3,036	0,062	2,460	0,019	0,688	0
0,6	2,986	0,077	2,974	0,075	2,828	0,056	2,400	0,023	0,694	0
0,8	2,744	0,059	2,737	0,058	2,647	0,048	2,328	0,025	0,699	0
1,0	2,558	0,048	2,554	0,047	2,493	0,042	2,252	0,025	0,704	0
2,0	1,999	0,024	1,998	0,024	1,982	0,024	1,901	0,020	0,725	0,001
5	1,336	0,010	1,336	0,010	1,334	0,010	1,321	0,010	0,743	0,002
10	0,922	0,005	0,922	0,005	0,921	0,005	0,918	0,005	0,687	0,003
$\bar{b}=0,1$										
0,01	4,569	1,198	3,634	0,363	2,672	0,042	1,887	0,008	0,348	0
0,1	3,590	0,547	3,393	0,401	2,648	0,096	1,893	0,019	0,351	0
0,2	3,131	0,346	3,061	0,305	2,571	0,117	1,889	0,027	0,354	0
0,4	2,634	0,202	2,613	0,194	2,379	0,121	1,859	0,040	0,361	0
0,6	2,334	0,143	2,324	0,141	2,194	0,107	1,808	0,047	0,370	0,001
0,8	2,121	0,111	2,115	0,110	2,034	0,093	1,747	0,049	0,373	0,001
1	1,957	0,091	1,953	0,090	1,899	0,080	1,681	0,050	0,378	0,001
2	1,470	0,047	1,461	0,047	1,455	0,046	1,383	0,039	0,402	0,002
5	0,918	0,020	0,918	0,020	0,916	0,019	0,904	0,019	0,435	0,004
10	0,596	0,010	0,596	0,010	0,595	0,010	0,593	0,010	0,422	0,005
$\bar{b}=1,0$										
0,01	2,423	2,177	1,538	1,292	0,901	0,662	0,509	0,302	0,017	0,006
0,1	1,616	1,379	1,444	1,208	0,923	0,692	0,523	0,321	0,018	0,007
0,2	1,294	1,066	1,238	1,011	0,903	0,681	0,531	0,335	0,019	0,007
0,4	0,988	0,778	0,974	0,763	0,823	0,617	0,534	0,349	0,022	0,009
0,6	0,822	0,627	0,816	0,620	0,737	0,545	0,524	0,349	0,024	0,010
0,8	0,712	0,530	0,709	0,526	0,662	0,481	0,505	0,339	0,027	0,012
1	0,632	0,460	0,629	0,457	0,599	0,429	0,482	0,385	0,029	0,013
2	0,414	0,282	0,413	0,282	0,406	0,276	0,371	0,246	0,039	0,020
5	0,210	0,133	0,210	0,133	0,209	0,132	0,204	0,129	0,059	0,033
10	0,116	0,071	0,116	0,071	0,116	0,071	0,115	0,070	0,065	0,038

Приложение 4

Таблица значений функции $F(\eta, \tau)=1-e^{-\tau}\int_0^{\eta} e^{-\xi} I_0\left(2\sqrt{\tau\xi}\right) d\xi$

η \ τ	0	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0	6,0	8,0	10,0
0,2	0,819	0,885	0,927	0,953	0,970	0,981	0,988	0,992	0,995	0,997	0,998	0,999	1,000	1,000
0,4	0,670	0,781	0,855	0,903	0,936	0,958	0,972	0,982	0,988	0,993	0,995	0,998	0,999	1,000
0,6	0,549	0,688	0,785	0,852	0,889	0,931	0,953	0,966	0,978	0,989	0,991	0,996	0,999	1,000
0,8	0,449	0,604	0,718	0,8	0,859	0,901	0,931	0,952	0,965	0,977	0,987	0,992	0,998	1,000
1,0	0,368	0,53	0,654	0,748	0,817	0,869	0,905	0,933	0,952	0,964	0,976	0,987	0,997	0,999
1,5	0,223	0,379	0,512	0,622	0,71	0,78	0,833	0,874	0,902	0,923	0,939	0,970	0,993	0,998
2,0	0,135	0,269	0,394	0,506	0,603	0,685	0,750	0,808	0,848	0,873	0,901	0,947	0,985	0,996
2,5	0,092	0,19	0,3	0,406	0,502	0,692	0,665	0,731	0,787	0,827	0,854	0,916	0,974	0,992
3,0	0,050	0,132	0,225	0,321	0,415	0,503	0,579	0,652	0,714	0,770	0,811	0,878	0,957	0,985
3,5	0,030	0,092	0,167	0,251	0,337	0,422	0,501	0,573	0,641	0,701	0,757	0,838	0,935	0,976
4,0	0,018	0,064	0,123	0,194	0,270	0,349	0,427	0,503	0,568	0,632	0,691	0,794	0,901	0,963
4,5	0,011	0,044	0,090	0,149	0,214	0,286	0,353	0,429	0,505	0,564	0,625	0,744	0,862	0,945
5,0	0,007	0,031	0,066	0,112	0,168	0,231	0,297	0,367	0,434	0,508	0,562	0,678	0,836	0,927
6,0	0,002	0,015	0,034	0,063	0,102	0,148	0,199	0,254	0,316	0,385	0,461	0,558	0,749	0,872
8,0	—	0,003	0,009	0,019	0,034	0,055	0,081	0,114	0,152	0,201	0,238	0,343	0,551	0,722
10,0	—	—	0,002	0,005	0,01	0,018	0,030	0,046	0,066	0,092	0,120	0,189	0,362	0,545

$F(\eta, \tau)=0,5\left[\operatorname{erfc}\left(\sqrt{\eta}-\sqrt{\tau}\right)+\frac{e^{-\left(\sqrt{\eta}-\sqrt{\tau}\right)^2}}{\sqrt{\pi}\left(\sqrt{\tau}+\sqrt[4]{\eta\tau}\right)}\right]$ при $\eta>10$; $\tau>10$; $F(\eta, \tau)=0,5\ \operatorname{erfc}\left(\sqrt{\eta}-\sqrt{\tau}\right)$ при $\eta>50$

ОГЛАВЛЕНИЕ

Предисловие 3

Глава 1. **Общая характеристика качества подземных вод** 6
Химический состав подземных вод в природных условиях . . . 6
Техногенные изменения качества подземных вод 12
Требования к качеству подземных вод как источнику водоснабжения 15
Определение органических веществ в подземных водах . . . 17

Глава 2. **Основные физико-химические процессы взаимодействия загрязненных стоков, подземных вод и пород** 20
Роль физико-химических процессов в миграции загрязняющих веществ в водоносном пласте 20
Конвективная дисперсия и молекулярная диффузия веществ . . 23
Сорбция загрязнений при фильтрации 34
Распад радиоактивных элементов 38
Растворение солей, содержащихся в фильтрующих горных породах 39
Адсорбция микроорганизмов 41

Глава 3. **Исходные дифференциальные уравнения фильтрации и переноса (миграции) загрязнений в водоносных пластах** 47
Некоторые общие положения 47
Уравнения фильтрации подземных вод 49
Уравнения миграции вещества в подземных водах 59

Глава 4. **Расчеты водозаборов в различных гидрогеологических условиях** 64
Вводные замечания 64
Водозаборы у реки 65
Совершенные реки 67
Несовершенные поверхностные водотоки 73
Водозаборы в удалении от рек 78
Однородные пласты 78
Неоднородные в плане пласты 82
Двухслойный пласт 87
Трехслойный водоносный пласт 89
Слоистые пласты с литологическими окнами 91

Глава 5. **Общие закономерности миграции загрязнений. Решения типовых задач** 95
Миграция нейтральных компонентов 95
Решение уравнения миграции сорбирующихся компонентов . . 107
Миграция биологических загрязнений 113
Изменение состава подземных вод при растворении породы . . 115
Влияние плотности и вязкости загрязненных вод 118

Глава 6. **Практические методы прогноза распространения загрязнений в водоносных пластах** 121
Общие положения 121
Естественные одномерные (плоскопараллельные) потоки подземных вод 127

Линейный водозабор вблизи реки с учетом инфильтрации . . . 119
Водозабор в центре круговой области с учетом инфильтрации . 133
Изолированный пласт. Групповой водозабор в бытовом потоке . 135
Двухслойный пласт 139
Трехслойный пласт 141
Определение фронта фильтрации загрязнений численным и графоаналитическим методами 144

Глава 7. Защита подземных вод от загрязнений 146

Общие мероприятия по борьбе с загрязнением подземных вод . 146
Зоны санитарной охраны водозаборов подземных вод 156

Глава 8. Гидрогеологические исследования и изыскания для обоснования мероприятий по защите подземных вод от загрязнения 175

Гидрогеологические исследования и изыскания при проектировании объектов, которые могут явиться источниками загрязнения подземных вод 175
Гидрогеологические исследования и изыскания в районах выявленного загрязнения подземных вод 177
Определение параметров физико-химического взаимодействия загрязненных стоков, пород и подземных вод 179

Глава 9. Особенности возникновения и развития очагов промышленного загрязнения подземных вод. Примеры 202

Список литературы 239

Приложения 248

ИБ № 2465

ФАЙБИШ МИНАЕВИЧ БОЧЕВЕР

НИКОЛАЙ НИКОЛАЕВИЧ ЛАПШИН

АННА ЕФИМОВНА ОРАДОВСКАЯ

ЗАЩИТА ПОДЗЕМНЫХ ВОД ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Редактор издательства *Л. Г. Китаенко*
Обложка художника *С. А. Смирновой*
Художественный редактор *Е. В. Юрковская*
Технические редакторы *Б. А. Илясова, Л. Н. Шиманова*
Корректор *Т. М. Кушнер*

Сдано в набор 27.10.78 Подписано в печать 06.04.79
Т-06082. Формат 60×90¹/₁₆. Бумага № 3.
Гарнитура лигер. Печать высокая Печ. л. 16,0
Уч.-изд. л. 16,20 Тираж 7200 экз. Заказ 2007/6180-2
Цена 80 коп.

Издательство «Недра», 103633, Москва, К-12, Третьяковский проезд, 1/19.

Московская типография № 6 Союзполиграфпрома при Государственном комитете СССР по делам издательств, полиграфии и книжной торговли.
109088, Москва, Ж-88, Южнопортовая ул., 21.

УВАЖАЕМЫЙ ТОВАРИЩ!

В издательстве «Недра» готовятся к печати новые книги

ГЕОТЕРМИЧЕСКИЕ методы исследований в гидрогеологии/ Фролов Н. М., Фомин В. М., Швецов П. Ф. и др. 18 л., 1 р. 30 к.

В книге подводятся итоги исследований в новой области использования геотермических методов для решения теоретических и прикладных задач гидрогеологии. Рассмотрены теории энергообмена в гидрогеодинамических системах, методы моделирования процессов тепло- и массообмена на ЭВМ, АВМ и АЦВК, данные натурных исследований по изучению пространственно-временных закономерностей распределения температуры в верхних слоях земной коры, методы решения прикладных и теоретических задач в области гидрогеологии, а также термометрическая и теплофизическая аппаратура.

Книга составлена большим коллективом специалистов на основе материалов Всесоюзного научно-технического совещания по геотермическим методам исследований в гидрогеологии с учетом последних отечественных и зарубежных публикаций. Она представляет интерес для широкого круга ученых и практиков — гидрогеологов, геологов и геофизиков.

КУЛИК В. Я. Прикладные расчеты на ЭЦВМ влагопереноса в зоне аэрации. 10 л., 55 к.

В книге описан простейший комплекс методов, применяющихся при анализе и расчете на ЭЦВМ миграции влаги в условиях неполного насыщения грунтов водой. Рассматриваются простейшие математические модели процесса, упрощенная методика определения гидрофизических характеристик грунтов, алгоритмы, применяемые для вычислений на малых и средних ЭЦВМ. На конкретных примерах показаны возможности использования расчетов для усовершенствования методики наблюдений, изысканий, анализа и прикладных расчетов. Описаны способы сравнения расчетов на ЭЦВМ с наблюдениями и зависимость точности расчетов от качества исходных данных. Изложение этого материала ведется с минимальным использованием математического аппарата и терминологии.

Книга рассчитана на гидрогеологов, геофизиков и специалистов смежных профессий. Она может быть также использована преподавателями и студентами.

Интересующие Вас книги Вы можете приобрести в местных книжных магазинах, распространяющих научно-техническую литературу, или заказать через отдел «Книга—почтой» магазинов:

№ 17—199178, Ленинград, В. О., Средний проспект, 61;

№ 59—127412, Москва, Коровинское шоссе, 20

Издательство «Недра»

80 коп.

НЕДРА