МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ОДЕСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

Н.С. Лобода
Н.Д. Отченаш

ПІДЗЕМНІ ВОДИ, ЇХ ЗАБРУДНЕННЯ ТА ВПЛИВ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

навчальний посібник

Затверджено вченою радою
Одеського державного екологічного університету
Міністерства освіти і науки України
як навчальний посібник для здобувачів вищої освіти
за спеціальністю «Екологія»
(протокол №7 від 04.07.2016 р.)

Одеса 2017

ББК 26.22
Л68
УДК 556.32:504.4.054

У посібнику викладені проблеми та задачі, які мають вирішувати фахівці-гідроекологи у ході своєї наукової та виробничої діяльності. Гідроекологія підземних вод є дисципліною, яка вивчає механізми формування та руйнування водних об'єктів, способи запобігання цим процесам та розробляє принципи раціонального використання підземних водних ресурсів без деградації водних екосистем. Дослідження екологічних проблем підземних вод базуються на співпраці фахівців різних напрямів: математиків, гідрологів, гідрогеологів, гідрохіміків, біологів.

Посібник призначено для забезпечення самостійного поглибленого вивчення лекційних тем, самостійної роботи при підготовці відповідей на питання для самоперевірки та контролю засвоєних знань, які наведені наприкінці кожного розділу цього видання.

Посібник рекомендується для студентів, які навчаються за такими спеціальностями: «Прикладна екологія», «Екологія, охорона навколишнього середовища», «Гідрологія», «Водні біоресурси та аквакультура», а також для всіх тих, хто вивчає, використовує та охороняє водні ресурси.

Рецензенти:

Шерстюк Н.П., д-р.геогр.н, проф. Дніпетровського національного університету імені Олеся Гончара,.
Мельник С.В, канд.техн.н, доц. Одеського національного політехнічного університету.

© Н.С. Лобода, Н.Д. Отченаш
© Одеський державний екологічний університет, 2017

ЗМІСТ

ВСТУП……. 6
1 ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПІДЗЕМНИХ ВОД…….. 9
1.1 Класифікації підземних вод…… 9
1.2 Основні типи підземних вод……... 10
1.2.1 Води зони аерації……... 10
1.2.2 Ґрунтові води……. 12
1.2.3 Артезіанські води…….. 14
1.3 Особливі типи підземних вод…….. 16
1.4 Фільтрація ґрунтових і напірних вод…...……... 17
1.5 Основне рівняння теорії переносу солей у фільтраційному потоці…… 22
2 ГЕОЛОГІЧНЕ ТА ГІДРОГЕОЛОГІЧНЕ РАЙОНУВАННЯ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ……... 25
2.1 Структурно-геологічний план території України……. 25
2.2 Гідрогеологічне районування території України…….. 27
3 ФОРМУВАННЯ ПІДЗЕМНОГО СТОКУ РІЧОК…… 31
3.1 Підземне живлення річок…… 31
3.2 Водообмін у гідрогеологічних структурах…… 31
3.3 Чинники формування підземного стоку…… 33
3.4 Види підземного живлення річок……... 35
3.5 Види живлення водоносних горизонтів річковими водами…. 36
3.6 Взаємозв’язок підземних і поверхневих вод…..……... 39
3.7 Підземний іонний стік…….. 41
3.7.1 Визначення підземного іонного стоку……. 42
3.7.2 Визначення підземного стоку на основі генетичного підходу А.М. Бефані…….. 43
4 АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ НА ГІДРОГЕОЛОГІЧНЕ СЕРЕДОВИЩЕ…….. 50
4.1 Вплив гірничодобувної та хімічної промисловості……... 51
4.2 Вплив землеробства……. 54
4.3 Вплив будівництва і експлуатації різноманітних промислових, комунальних та інженерних споруд…… 55
4.4 Вплив експлуатації великих і тривалих водозаборів підземних вод…… 58
5 ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД……. 61
5.1 Основні поняття про процес забруднення підземних вод…… 61
5.2 Забруднювальні речовини……...…… 68
5.2.1 Промислові відходи……... 69
5.2.2 Викиди автотранспорту…… 73
5.2.3 Комунальні відходи……... 74

5.2.4 Води шахтного та рудникового водовідливу……. 75
5.2.5 Нафта і нафтопродукти……. 75
5.2.6 Забруднювальні речовини сільського господарства…… 76
6 ОСНОВНІ ВИДИ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД……. 80
6.1 Хімічне забруднення…… 80
6.2 Бактеріальне забруднення……... 83
6.3 Теплове забруднення…… 84
6.4 Радіаційне забруднення…… 87
7 ДЖЕРЕЛА ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД……. 90
7.1Загальна характеристика……... 90
7.2 Класифікація джерел забруднення…….. 93
7.3 Розрахунки забруднення підземних вод атмосферними опадами……. 94
7.4 Розрахунки забруднення підземних вод під полями зрошування……... 97
7.5 Особливості забруднення підземних вод Криму……... 105
7.6 Особливості забруднення підземних вод Донеччини……... 113
8 ОЦІНКИ МАСШТАБІВ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД….. 121
8.1 Виявлення областей забруднення……... 121
8.2 Виділення масштабів забруднення на ділянках джерел забруднення…….. 121
8.3 Виділення масштабів забруднення на ділянках водозаборів... 126
9 МОДЕЛІ МІГРАЦІЇ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН У ПІДЗЕМНИХ ВОДАХ…… 128
9.1 Модель поршневого витиснення……. 128
9.2 Модель поршневого витиснення з урахуванням дисперсії межі розподілу…….. 130
9.3 Модель поршневого витиснення з урахуванням дифузійного перетікання в слабкопроникні відклади……..……... 133
9.4. Модель поршневого витиснення з урахуванням гравітаційної деформації межі розподілу…… 137
10 РОЗРАХУНКИ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД НА ДІЛЯНКАХ ПОВЕРХНЕВИХ СХОВИЩ СТІЧНИХ ВОД…… 140
10.1 Розрахунки конвективного переносу межі забруднення при закачуванні забруднювальних розчинів (промислових відходів) у поглинальну свердловину……... 140
10.2 Формування області забруднення ґрунтових вод на ділянках під поверхневими сховищами стічних вод……... 142
10.3 Оцінка часу фільтрації стічних вод зі сховищ відходів до ґрунтових вод…….. 144
10.4 Оцінка витрати фільтрованих стічних вод, які надходять зі сховища…….. 146
10.5 Оцінка дальності розповсюдження забруднених вод у

підземних водах…….. 147
10.6 Розподіл забруднювальних речовин по перерізу пласта…… 148
10.7 Оцінка гравітаційного часу спускання забруднених вод…… 149
11 ОЦІНКИ СХИЛЬНОСТІ ПІДЗЕМНИХ ВОД ДО ЗАБРУДНЕННЯ ТА ЇХ ЗАХИЩЕНОСТІ…… 150
11.1 Показник схильності підземних вод до забруднення……. 150
11.2. Чинники захищеності і підходи до їх оцінки…….. 152
11.3 Оцінка захищеності підземних вод……... 156
11.3.1 Якісна оцінка захищеності грунтових вод…… 156
11.3.2 Кількісна оцінка захищеності грунтових вод……... 159
11.4 Оцінка захищеності напірних вод……. 160
11.4.1 Загальні положення……. 160
11.4.2 Якісна оцінка захищеності напірних вод…….. 163
11.4.3 Кількісна оцінка захищеності напірних вод……. 164
12 ОЦІНКА ЗМІН ЯКОСТІ ПІДЗЕМНИХ ВОД НА ВОДОЗАБОРАХ……. 166
12.1 Умови забруднення підземних вод на ділянці водозабору… 166
12.2 Розрахунки і прогноз впливу підтоку некондиційних річкових вод на якість підземних вод на водозабірних спорудах в умовах басейну $V_{\Phi} = 0$ ……... 169
12.3 Розрахунки і прогноз впливу підтоку некондиційних вод річки на якість підземних вод на водозабірних спорудах при наявності потоку підземних вод, спрямованого до річки……... 173
12.4 Розрахунки і прогнози впливу підтоку некондиційних вод на якість підземних вод на водозабірних спорудах при наявності потоку підземних вод, спрямованого від річки….. 177
12.5 Розрахунки і прогнози опріснення мінералізованих підземних вод під впливом підтоку річкових вод……... 180
12.6 Інтрузія морських вод…… 184
СЛОВНИК ТЕРМІНІВ…….. 191
ІМЕННИЙ ПОКАЖЧИК……... 196
ЛІТЕРАТУРА……. 197

ВСТУП

З екологічної точки зору водними ресурсами визнаються придатні для господарського використання води річок, озер, каналів, водосховищ, морів і океанів, підземні води, води грунтів, вода льодовиків,водяна пара [23]. Експлуатаційні запаси підземних вод України становлять 5,7км^3. Прогнозні ресурси підземних вод Україні оцінені в кількості 22,5 км^3/ рік, з них на гідравлічно не зв'язаних з річковим стоком припадає лише 7 км^3/ рік [5].

Основні запаси підземних вод зосереджені в Дніпровсько-Донецькому та Волино-Подільському артезіанських басейнах. Розвіданість перспективних ресурсів підземних вод змінюється від 90% в Криму до 14% в басейнах річок Приазов'я. В 2002-2003 рр. підземні води забезпечували приблизно 14% загального водоспоживання в державі. Для видобутку підземних вод споруджено понад 110 тис. свердловин. Для забору води з першого водоносного горизонту існує понад 1,9 млн. шахтних колодязів переважно в сільській місцевості. В цілому міське водопостачання в Україні за рахунок підземних вод забезпечується всього на 25%, тоді як в більшості країн Європи потреби населення задовольняються на 90% високоякісною підземною питною водою.

З усієї величини забору підземних вод для господарсько-питного водопостачання використовується 30%, для сільського господарства – 42%, для виробничо-технічного водопостачання – 28%.

Ресурси підземних вод є *вразливими* та *вичерпними* і потребують природоохоронного захисту.

Підземні води займають важливе місце у господарстві навіть тих територій, де водоспоживання здійснюється за рахунок поверхневих вод. Це зумовлено двома важливими причинами. По -перше у останні роки зросло забруднення поверхневих водотоків, які у багатьох випадках стали непридатними для водокористування та водоспоживання. Цьому сприяє і зміна клімату, яка зумовлює зменшення водності річок, а разом із тим робить їх більш вразливими до забруднення. По-друге, підземні води краще захищені природою від забруднення. Проте, у минулі роки через недбале хазяйнування почали забруднюватися і підземні води.

Інтенсивне використання підземних водних ресурсів спричинило у наш час певні проблеми, які помітно видбиваються на умовах господарювання у різних регіонах країни. Найбільш актуальними з них є виснаження підземних водоносних горизонтів і погіршення якісного складу підземних вод через їх забруднення.

Будь-які об'єкти вважаються забрудненими, якщо показники складу і властивостей води у них були змінені під прямим або опосередкованим впливом виробничої діяльності та побутового використання населенням і

стали повністю або частково непридатними хоч для одного з напрямів водокористування або водоспоживання.

Існують два основних види забруднення підземних вод: бактеріальне та хімічне. Бактеріальне забруднення підземних вод характеризується локалізацією по площі та малою тривалістю, через те, що патогенні мікроорганізми і віруси мають слабку виживаність в умовах потоку. Розповсюдження бактеріального забруднення на великі відстані можливе лише в карстових районах. Навіть за наявності суттєвого джерела бактеріального забруднення, після його ліквідації можливе самоочищення підземних вод у досить короткі терміни.

Хімічне забруднення підземних вод можна виявити через появу в їхньому складі нових речовин або зростання вмісту інших компонентів, що створює небезпеку для здоров'я людини. Головним джерелом надходження забруднювальних речовин у підземні води є стічні води підприємств. Вони фільтруються крізь дно та стінки різного роду сховищ відходів, через дефекти каналізаційної мережі, безпосередньо через свердловини, які спеціально споруджуються для відведення промислових і побутових стічних вод. На початку XXI сторіччя помітно скоротилися темпи будівництва нових та реконструкції застарілих очисних споруд. Значна частина стічних вод подається на поля фільтрації та поля зрошування зовсім без очищення і також стає джерелом забруднення підземних вод. Забруднювальні речовини можуть надходити під час випадіння дощових опадів або танення снігу шляхом інфільтрації з земної поверхні, зайнятої виробництвами або відведеної під ділянки накопичення твердих відходів. Часто забруднення підземних вод пов'язане із прямим проникненням нафтопродуктів з ділянок використання або збереження останніх.

У минулі десятиріччя сталого характеру набула тенденція зниження ефективності роботи очисних споруд. Зношення устаткування, його низький технологічний рівень, значна енергетична залежність, наявність в складі забруднювальних речовин нових хімічних сполук, для очищення води від яких немає реагентів, сприяє погіршенню якості як поверхневих, так і підземних вод. Зростає не лише рівень забруднення стічних вод, а й об'єм стічних вод, які взагалі не очищуються.

Неефективне використання природних ресурсів, застарілі технології, відсутність чи ігнорування законодавчих, нормативних, економічних інформативних та організаційних важелів зумовили продукування і нагромадження великих обсягів відходів, серед яких дуже багато токсичних, а також забруднення повітря, ґрунтів, поверхневих і підземних вод. Значний внесок в забруднення ґрунтів, поверхневих і підземних вод внесло сільськогосподарське виробництво через нераціональне використання мінеральних добрив і пестицидів при тотальному розоранні земель.

Для поліпшення екологічної ситуації необхідно, насамперед, організувати роботу очисних споруд, а також економити воду й інші природні ресурси. Особливо це стосується комунального господарства – основного постачальника забруднювальних речовин у воду.

З метою охорони підземних вод від забруднення необхідно проводити спеціальні гідрогеологічні дослідження, пов'язані із висновками щодо захищеності того чи іншого водоносного горизонту від забруднення, розрахунками розподілу забруднювальних речовин у водоносному горизонті, що експлуатується, та розробки заходів з ліквідації або локалізації джерел забруднення, установленні зони санітарної охорони. Велике значення при охороні підземних вод від забруднення мають оцінки взаємодії поверхневих і підземних вод. Окрему область досліджень займають оцінки наслідків дії водозаборів на якість та екологічний стан підземних вод.

Таким чином, проблеми охорони підземних вод від забруднення, організації оптимального режиму водозабірних споруд, раціонального використання підземних вод потребують певних знань з гідрогеології, гідрології, гідрохімії, гідродинаміки. У зв'язку із цим **метою** розробленого навчального посібника є висвітлення різних екологічних аспектів використання підземних вод у господарстві країни та оцінки можливостей і наслідків їх забруднення в процесі їх взаємодії із навколишнім середовищем, а також заходів по їх зменшенню.

У посібнику розглянуті питання класифікації та районування підземних вод, математичного опису закономірностей руху фільтраційних потоків і переносу ними розчинених речовин, взаємодії підземних і поверхневих вод, вивчення умов та масштабів забруднення підземних вод, особливостей міграції забруднювальних речовин та їх взаємодію з підземними водами й породами, забруднення підземних вод під впливом фільтрації стічних вод з поверхні землі та при наявності гідравлічного зв'язку підземних вод з поверхневими водами річок, розрахунки та прогнози змін якості підземних вод на водозабірних спорудах в залежності від гідрогеологічних умов навколишнього середовища і антропогенної діяльності.

Посібник призначений для використання магістрами і спеціалістами при вивченні дисципліни "Гідроекологія підземних вод", а також студентами, які навчаються за спеціальностями "Науки про землю" та "Екологія".

1 ЗАГАЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПІДЗЕМНИХ ВОД

1.1 Класифікації підземних вод

Водні ресурси (з погляду екології) визначаються як придатні до використання в господарстві країни води річок, озер, каналів, водосховищ, морів і океанів, підземні води, води льодовиків, водяна пара в атмосфері [28, 21].

Підземні води є водами, які знаходяться в земній корі у всіх фізичних станах.

Класифікація підземних вод за походженням (генетична класифікація):

- інфільтраційні;
- морські;
- метаморфічні;
- магматичні.

Підземні води атмосферного походження (інфільтраційні) утворюються за рахунок інфільтрації атмосферних опадів у гірські породи, надходження парів води з повітря та їх конденсації, фільтрації води з річок, озер тощо.

Підземні води морського походження формуються у процесі накопичення осадів у океанах та морях (***сінгенетичні***) або в результаті трансгресії (наступу) моря й подальшого проникнення морської води у вже існуючі гірські породи (***епігенетичні***).

До підземних вод ***метаморфічного походження*** відносяться дегідратаційні води, тобто такі, що перейшли у вільний стан із мінералів і гірських порід у процесі термометаморфізму із зв'язаного стану.

Підземні води магматичного походження є водами, які виділяються з магматичних розплавів при вулканічній діяльності та вкоріненні інтрузій (***ювенільні***).

Класифікація підземних вод за умовами залягання:

- підземні води верхніх водоносних горизонтів;
- підземні води глибоких водоносних горизонтів.

Класифікація підземних вод за особливостями водовмісних порід:

- порово-пластові підземні води, які залягають в осадових пухких породах;
- тріщинні води, які залягають у тріщинуватих скельних породах;
- карстові води, які залягають у карстових породах.

<u>Класифікація підземних вод за гідродинамічними особливостями водоносних горизонтів:</u>

- безнапірні води з вільною поверхнею;
- напірні води.

Відповідно до сучасних уявлень про умови формування, поширення, особливості гідродинамічного режиму та можливості використання виділяють три основні типи підземних вод і сім особливих типів [12].

До ***основних типів***, які виділяються за умовами залягання та гідродинамічними особливостями, відносяться:

- води зони аерації;
- грунтові води;
- артезіанські води.

До особливих типів підземних вод відносяться:

- тріщинні води;
- карстові води;
- мінеральні води;
- промислові води;
- термальні води;
- води районів багаторічної мерзлоти;
- субмаринні води або води морського й океанічного дна.

1.2 Основні типи підземних вод

1.2.1 Води зони аерації

Зона аерації розташована у верхній частині земної кори, від поверхні землі до рівня грунтових вод. У цій зоні значна частина пор заповнена повітрям із парами води. Деякий об'єм пор зайнятий фізично зв'язаною та капілярною водою. Під час атмосферних опадів і сніготанення через зону аерації фільтруються під дією гравітації поверхневі води у вигляді окремих крапель та струминок. За ступенем насиченості водою у розрізі зони аерації виділяють рослинний шар, шар капілярної кайми, проміжний шар (рис.1.1).

Проміжний шар розташований між шаром капілярної кайми та рослинним шаром. Значний об'єм тут займають пори і тріщини, заповнені повітрям з водяною парою. У проміжному шарі можуть існувати ділянки, де породи повністю насичені водою. Таке гідрогеологічне утворення має назву ***верховодки*** (рис.1.2). ***Верховодка -є перший від поверхні тимчасово існуючий горизонт безнапірних вод, які мають вільну поверхню.*** Основним джерелом живлення верховодки є атмосферні опади, але це можуть бути і води антропогенного походження.

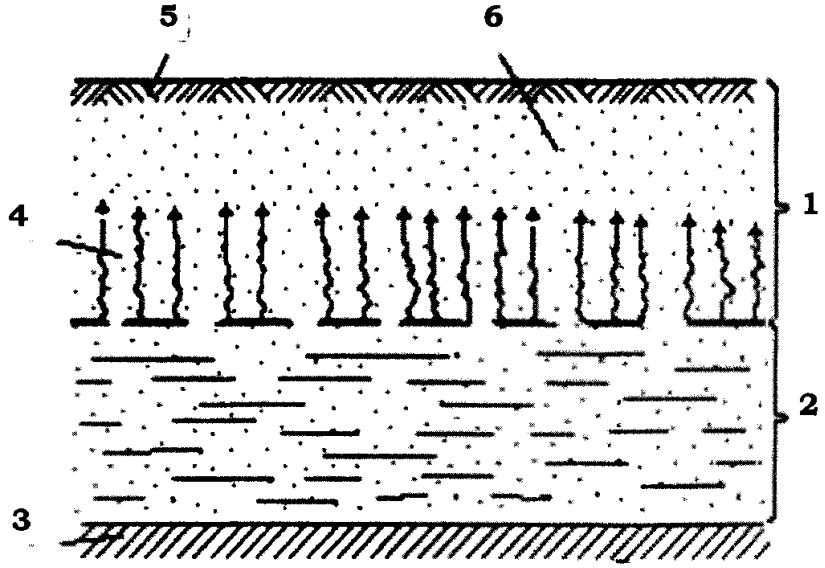

Рис.1.1 – Схема зони аерації [12]
1 – зона аерації; 2 – зона повного насичення; 3 – водотривкі породи;
4 - шар капілярної кайми; 5 - рослинний шар; 6 – проміжний шар

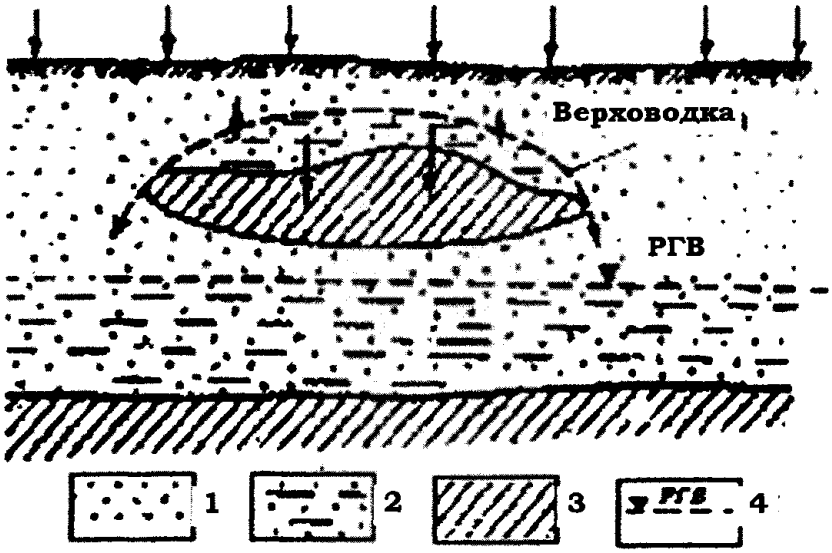

Рис. 1.2 – Схема верховодки на лінзі морени [12]
1 – пісок; 2 – пісок водоносний; 3-водотрив; 4- рівень ґрунтових вод

1.2.2 Ґрунтові води

Ґрунтовими водами називаються підземні води, які залягають на першому від поверхні землі досить витриманому по площі водотривкому шарі й утворюють постійно існуючий водоносний горизонт. Ґрунтові води не мають у покрівлі водотривких шарів й утворюються в основному за рахунок інфільтрації (просочування) у підстильну поверхню вод атмосферних опадів, річок, озер, ставків, каналів, а також за рахунок конденсації водяної пари. Подекуди запаси ґрунтової води поповнюються висхідними водами глибших шарів. У широкому розумінні ґрунтові води – це усі неглибоко розташовані або з місцевим напором підземні води, які дренуються гідрографічною мережею та формують ґрунтовий стік.

Порівняно однорідні за літологічним складом і фільтраційними властивостями пласти гірських порід, які містять у собі ґрунтові води, називаються ***ґрунтовими водоносними горизонтами***. Пласт, який містить у собі ґрунтові води, але насичений не на всю потужність і не перекривається водотривкими шарами, має вільну водну поверхню. Така вільна водна поверхня називається ***дзеркалом ґрунтових вод***. Водонепроникний шар, який підстеляє водоносний горизонт, називається ***нижнім водотривом***. Відстань між дзеркалом ґрунтових вод і нижнім водотривом має назву ***потужності водоносного горизонту*** (рис.1.3).

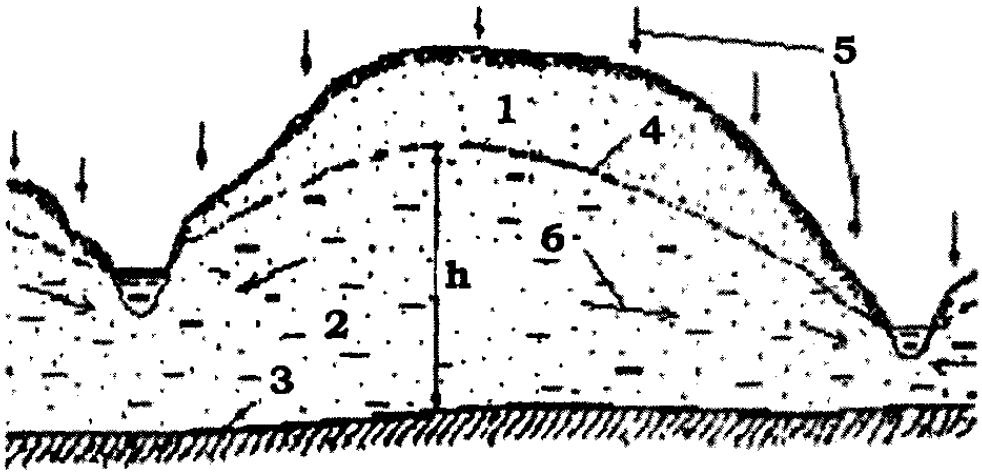

Рис. 1.3 – Схема ґрунтового водоносного горизонту [12]
h – потужність грунтового водоносного горизонту; 1 – пісок сухий; 2 – пісок водоносний; 3 – нижній водотрив; 4 – дзеркало грунтових вод ; 5 – атмосферні опади; 6 – напрямок руху грунтових вод

Дзеркало ґрунтових вод відображається на карті гідроізогіпсами (рис.1.4). ***Глибина залягання ґрунтових вод*** становить різницю між відміткою земної поверхні та відміткою дзеркала ґрунтових вод.

Грунтові води зазвичай мають гідравлічний зв'язок із водами поверхневих водотоків і водоймищ (рис.1.5). За наявності гідравлічного зв'язку у період високих рівнів води у річці (паводок, водопілля) відбувається поповнення запасів грунтових вод, а у період низьких рівнів відбувається надходження грунтових вод до русла річки. Як правило, грунтові води живлять річку у періоди відсутності поверхневого стоку, тобто в періоди межені.

Отже ґрунтові водоносні горизонти є безнапірними, з відкритою, вільною поверхнею.

Містяться ґрунтові води зазвичай у четвертинних відкладах і значно рідше у дочетвертинних.

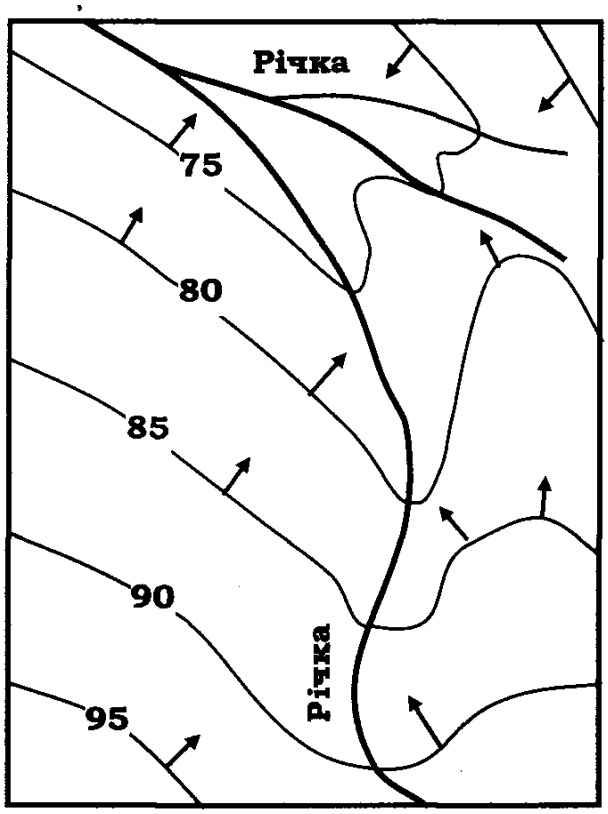

Рис. 1.4 – Схема поверхні грунтових вод, вираженої ізогіпсами [12] (стрілками показано напрямок руху підземних вод).

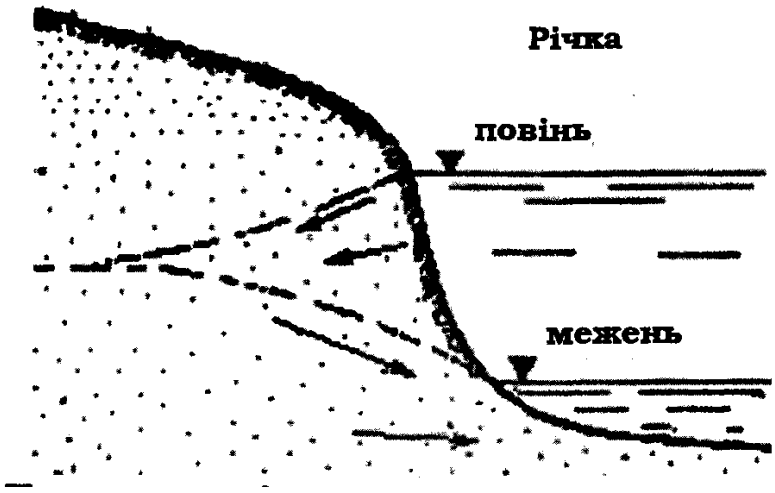

Рис. 1.5 – Положення рівня та напрямок руху грунтових вод у прибережній зоні при зміні рівня води у річці [12]

1.2.3 Артезіанські води

Артезіанськими водами називають підземні води, які містяться у водоносних горизонтах, перекритих водотривкими пластами, та мають гідростатичний напір. Напір може проявлятися у підйомі рівня над покрівлею пласта при його розкритті свердловиною (рис.1.6). Тобто, ***артезіанські води*** є напірними, пластовими підземними водами, які обмежені водотривкими шарами і заповнюють розташовану між ними водоносну породу.

У певних гідрогеологічних умовах розкриті свердловиною води можуть фонтанувати. Артезіанські води отримали свою назву від провінції Артуа в південній Франції, де у 1126 році вперше був викопаний колодязь, що дав самовиливну воду. Терміни “артезіанський” та “напірний” використовуються як синоніми.

Геологічні структури, де поширені артезіанські водоносні горизонти, називають ***артезіанськими басейнами***. Для артезіанських басейнів поняття потужності водоносного горизонту відрізняється від цього ж поняття для ґрунтових вод. ***Відстань між верхнім та нижнім водотривами має назву потужності водоносного горизонту артезіанських вод.*** Тиск у водоносних горизонтах, обмежених водотривкими пластами, перевищує атмосферний. При розкритті такого горизонту свердловинами рівень води в них встановлюється вище від покрівлі. Такий рівень у свердловинах називається ***п’єзометричним***.

Відстань по вертикалі від покрівлі водоносного горизонту до п'єзометричного рівня називається ***напором над покрівлею H*** .

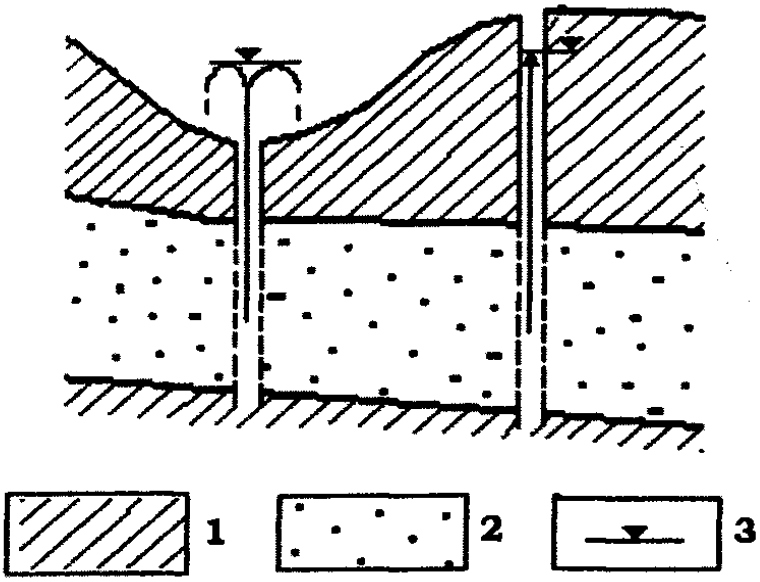

Рис. 1.6 – Схема артезіанських вод [12]
1 – водотривкі породи; 2 – водоносні породи; 3 – рівень напірних вод у свердловинах.

Кожен артезіанський басейн має область сучасного живлення, область розвантаження та область поширеного напору. ***Область сучасного живлення*** (рис.1.7) установлюється на площі виходу водоносного горизонту на денну поверхню. Тут відбувається поповнення запасів підземних вод, а водоносні горизонти включають до себе грунтові води. Області живлення поширюються по всій площі напірного водоносного горизонту, на якій напір підземних водних менший, ніж у розташованих вище або нижче водоносних горизонтах.

Областю розвантаження є вихід артезіанських вод на денну поверхню при більш низьких відмітках у вигляді джерел. Регіональні області розвантаження приурочені до долин найбільших річок, до узбереж морів, тектонічних розломів, центральних і крайових частин гідрогеологічних структур, де підземні води, обминаючи водотриви нижніх шарів, перетікають до вище розташованих гідрогеологічних структурних шарів.

В ***області поширеного напору*** водоносні горизонти виявляють напірні властивості.

Антропогенне живлення підземних вод відбувається в результаті фільтраційних втрат зрошувальних вод, витоків з каналізації, водопроводів, водоприймачів, гідровідвалів, систем перехоплення тимчасових водотоків та ін. Антропогенне живлення також пов'язується із

нагнітанням вод для поповнення їх запасів (Крим), активізацією геохімічних процесів під дією захоронених хімічних сполук, що спричиняє дегідратацію мінералів (залізорудний Криворізький басейн, Донбас) та ін.

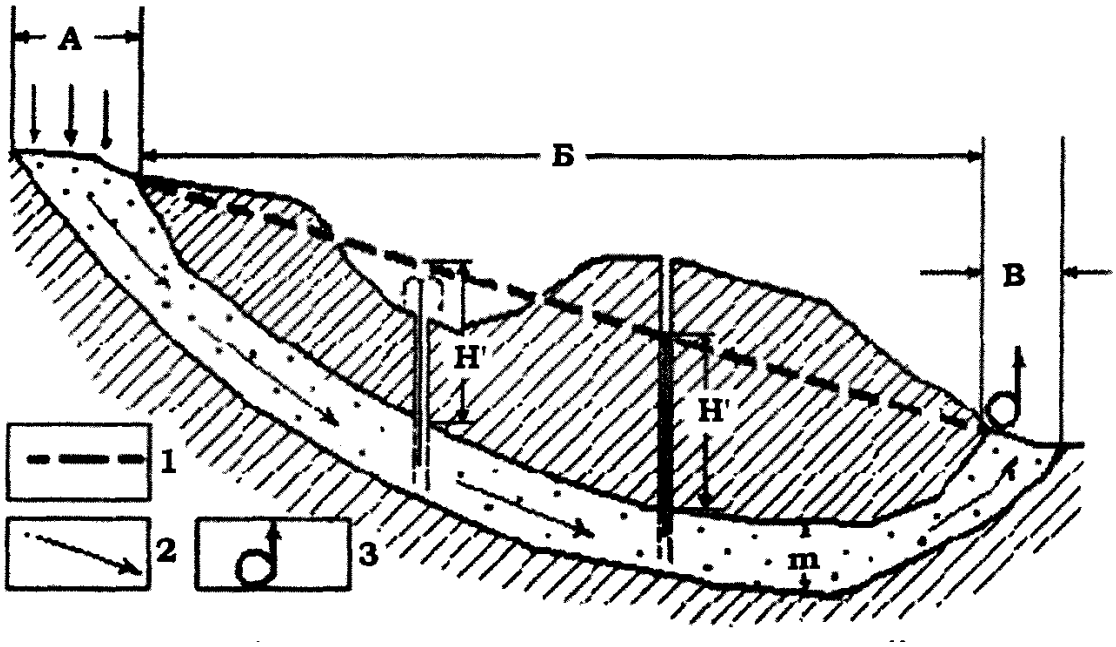

Рис. 1.7 – Схема артезіанського басейну [12]
А – область сучасного живлення; Б – область поширення напору;
В – область розвантаження; 1- п'єзометричний рівень підземних вод;
2 – напрямок руху підземних вод; 3 – висхідне джерело.

Антропогенне розвантаження пов'язане із водозабором підземних вод з певною метою, наприклад при відведенні шахтних вод (Донецький кряж).

1.3 Особливі типи підземних вод

Тріщинними водами називаються води, які містяться у тріщинах скельних порід та рухаються ними. Такі води поширені у гірських районах, тектонічних западинах, кристалічних щитах.

Карстові води формуються у породах, які вилуговуються та розчинюються (вапняках, доломітах, мармурах, гіпсах, ангідритах).

Підземні води, які справляють цілющий фізіологічний вплив на організм людини, називаються **мінеральними (лікувальними)**.

Природні підземні води, які містять у розчині корисні хімічні компоненти або їх сполуки в кількостях, що забезпечують їх рентабельний видобуток, називаються **промисловими.**

Термальні води є теплими та гарячими підземними водами, які виходять на поверхню землі у вигляді джерел або видобуваються свердловинами. До термальних відносять води, температура яких перевищує температуру тіла людини.

Підземні води території багаторічної мерзлоти поділяються на ***надмерзлотні, міжмерзлотні, підмерзлотні***. До вказаних порід відносяться породи з нульовою або від'ємною температурою, у яких вода перебуває у вигляді льоду протягом тривалого часу (до сотень тисяч років). ***Надмерзлотні*** води залягають у товщі порід, обмежених зверху поверхнею землі, а знизу – верхньою межею постійно мерзлих порід. ***Міжмерзлотні води*** – це води у рідкій та твердій фазах, розташовані у товщі порід багаторічної мерзлоти. ***Підмерзлотні води*** – це підземні води, які залягають під товщею порід багаторічної мерзлоти. Здебільшого підмерзлотні води мають напір і за умовами залягання та циркуляції мало чим відрізняються від артезіанських.

Підземні води у відкладах морського та океанічного дна заведено називати ***субмаринними***.

1.4 Фільтрація грунтових і напірних вод

Просочуванням води є її проникнення у грунт та рух до відмітки підземних вод. Швидкість просочування складається з гравітаційної швидкості та швидкості капілярного всмоктування. На тій стадії руху, коли переважає дія гравітаційних сил, явище просочування переходить у фільтрацію (інфільтрація). При цьому водою заповнюються усі пори. Горизонтальна фільтрація відбувається, коли пори повністю насичуються водою, й у подальшому вода починає рухатися під дією гідростатичних сил від місць із більшим напором (більш високим рівнем) до місць із меншим напором (меншим рівнем). Прикладом вільного просочування є рух або інфільтрація атмосферних опадів з поверхні землі крізь породи.

Рух води на земній поверхні поділяють на ламінарний і турбулентний.

Ламінарний рух спостерігається тоді, коли окремі струмені води рухаються паралельно, з невеликою швидкістю та створюють суцільний потік.

Турбулентний рух характеризується більшими швидкостями і вихоровими перемішуваннями струменів води, які спричиняють розриви суцільного потоку.

Рівномірний рух характеризується постійною швидкістю $V = const$, ***нерівномірний*** – змінною швидкістю $V \neq const$.

Реальний потік підземних вод, який рухається крізь пористе середовище, замінюється фіктивним (умовним), який займає весь водоносний шар. Такий умовний потік називається ***фільтраційним***.

В середині XIX ст. Анрі Дарсі (французький гідравлік) проводив досліди з фільтрації води в циліндрі, наповненому піском. У результаті своїх дослідів Дарсі встановив, що кількість води, яка профільтрувалася крізь пісок за одиницю часу, прямо пропорційна різниці напорів ΔH, віднесеної до висоти шару піску (***l***), площі перерізу циліндра (w) і деякому коефіцієнту $K_Ф$, який залежить від:

1) властивостей піску, 2) температури води), 3) її в'язкості.

Закон Дарсі виражається такою формулою

$$Q = K_Ô \frac{H_1 - H_2}{l} w, \qquad (1.1)$$

де Q – витрата води, що проходить через трубку, заповнену дисперсними матеріалами; $\Delta H = H_1 - H_2$ – різниця напорів у крайніх перерізах трубки; w – площа перерізу; l – довжина трубки (довжина шляху фільтрації). Коефіцієнт $K_Ф$ характеризує проникність матеріалу, який заповнює трубку, має назву коефіцієнта фільтрації.

Коефіцієнт фільтрації вимірюється в м/д.

Орієнтовні значення $K_Ф$:

пісок з галькою	- 100 - 50 м/д;
пісок крупнозернистий	- 50 - 15 м/д;
пісок середньозернистий	- 15 - 5 м/д;
пісок глинистий	- 1,0 - 0,5 м/д;
суглинки	- 0,1 - 0,001 м/д;
глини	< 0,001 м/д.

Щоб дослідні дані можна було порівняти між собою, отримані значення $K_Ф$ приводять до температури $+10^0$С.

Відношення $\frac{\Delta H}{l} = I$ характеризує зміну рівня або напору на шляху фільтрації і називається ***гідравлічним ухилом*** або ***напірним градієнтом.***

Під час руху рідини в пористому середовищі енергія потоку, а разом з нею і напір витрачається на подолання сил тертя, у зв'язку з чим напір зменшується у напрямку руху потоку підземних вод.

У зв'язку з цим можна вважати, що у всіх випадках рух підземних вод йде від області з більшим напором до області з меншим напором.

Поділивши обидві частини рівняння (1.1) на площу поперечного перерізу фільтра (w), одержимо інший запис закону Дарсі

$$V_{\hat{O}} = \hat{E}_{\hat{O}}{}^{2}, \qquad (1.2).$$

для якого буде справедливим вираз ***"швидкість фільтрації прямо пропорційна напірному градієнту".***

K_{Φ} характеризує водопроникність гірських порід. Чисельно коефіцієнт фільтрації K_{Φ} дорівнює швидкості фільтрації V_{Φ}, якщо напірний градієнт дорівнює одиниці. Коефіцієнт фільтрації залежить від:а) структури порового середовища; б) гідродинамічних властивостей фільтруючої рідини: густини і в'язкості.

Закон Дарсі використовується тільки для ламінарного руху і має межі застосування: нижня межа відповідає глинистим грунтам, у яких зв'язана вода втримується значними молекулярними силами; верхня межа зумовлена проявом інерційних і пульсаційних сил при фільтрації в породах високої проникності і високих швидкостей фільтрації. Значна швидкість зустрічається рідко і є характерною для карстових, сильно тріщинуватих, великоуламкових і галечникових порід. За даними Г.М.Каменського, закон Дарсі застосовується при дійсних $V_{Д}$ швидкостях руху підземних вод, що досягають 1000 м/д.

Витрата фільтраційного потоку визначається за формулою

$$Q = wV_{\hat{O}} = w\hat{E}_{\hat{O}} \times I, \qquad (1.3)$$

де w – площа поперечного перерізу пористого середовища; V_{Φ} - швидкість фільтрації.

У дійсності ж, вода рухається не через всю площу перерізу, а тільки порами, тобто швидкість фільтрації виражає фіктивну або наведену швидкість. Щоб одержати дійсну швидкість руху підземних вод у порах ґрунту, треба витрату води розділити на площу, зайняту порами:

$$V_{\ddot{A}} = \frac{Q}{w \cdot n}; \quad V_{\hat{O}} = \frac{Q}{w}; \quad V_{\ddot{A}} = \frac{V_{\hat{O}}}{n}; \quad V_{\hat{O}} = n \cdot V_{\ddot{A}}; \quad V_{\ddot{A}} > V_{\hat{O}}, \qquad (1.4)$$

де n – коефіцієнт пористості; V_{Φ} – фільтраційна швидкість; $V_{Д}$ – дійсна швидкість.

Дійсна швидкість руху підземних вод більша від швидкості фільтрації, тому що ***n < 1***.

Витрата потоку підземних вод є об'ємом води, який протікає через переріз водоносного пласта в одиницю часу [27].

Витрата ***ґрунтового*** потоку при горизонтальному заляганні водонепроникної підошви виражається формулою

$$Q = wV_{ô} = BhV_{ô} \quad , \tag{1.5}$$

де $w = Bh$ - площа перерізу потоку (B - ширина потоку, h - висота потоку).

Якщо поділити ліву і праву частини формули (1.5) на B, то одержимо

$$q = Q / B = K_{Ô} hI \, . \tag{1.6}$$

Величина q називається ***одиничною витратою потоку,*** тобто витратою, віднесеною до одиниці ширини потоку. Одинична витрата потоку є постійною величиною при сталому русі.

При <u>*горизонтальному заляганні*</u> водонепроникної підошви, гідравлічний ухил ґрунтового потоку можна записати як $I = \dfrac{dh}{dx}$, звідки

$$q = -K_{Ô} h \frac{dh}{dx} \, . \tag{1.7}$$

Інтегруючи це рівняння від перерізу 1 до перерізу *2*, прийдемо до рівняння

$$\frac{q}{K_{Ô}} \cdot (x_2 - x_1) = \frac{h_1^2 - h_2^2}{2} ; \tag{1.8}$$

$$q = K_{Ô} \cdot \frac{(h_1^2 - h_2^2)}{2 \quad (x_2 - x_1)} = K_{Ô} \cdot \frac{(h_1^2 - h_2^2)}{2 \cdot L_{1-2}} \quad . \tag{1.9}$$

Цю формулу вивів Дюпюі. Вона запропонована для розрахунків одиничної витрати потоку підземних вод із вільною поверхнею, при сталому русі в однорідному пласті із горизонтальним водонепроникним ложем.

Область застосування формули може розширитись, якщо використовувати осереднені значення $h_{сер}$ і $I_{сер}$

$$h_{сер} = \frac{h_1 + h_2}{2} ; \quad I_{ñåð} = \frac{h_1 - h_2}{L_{1\text{-}2}} ; \text{ тоді} \tag{1.10}$$

$$q = K_{Ô} \cdot h_{ñåð} \cdot I_{ñåð} = K_{Ô} \cdot \frac{h_1 + h_2}{2} \quad \frac{h_1 - h_2}{L_{1\text{-}2}} = K_{Ô} \cdot \frac{h_1^2 - h_2^2}{2 \quad L_{1\text{-}2}} \tag{1.11}$$

Формула вказує, що вільна поверхня потоку підземних вод за відсутності інфільтраційного живлення має параболічну форму.

Загальна витрата плоского потоку підземних вод із вільною поверхнею

$$Q = B \cdot q = B \cdot K_{\hat{O}} \cdot \frac{(h_1^{\,2} - h_2^{\,2})}{2 \cdot L_{1-2}} \quad . \tag{1.12}$$

При ***радіальних потоках*** підземних вод, які часто спостерігаються на поворотах і на непрямолінійних ділянках річкових долин, Г.М.Каменський рекомендує користуватися таким рівнянням

$$Q = K_{\hat{O}} \cdot \frac{B_1 - B_2}{ln\, B_2 - ln\, B_1} \cdot \frac{h_1^{\,2} - h_2^{\,2}}{2L_{1\text{-}2}}, \tag{1.13}$$

де B_1 і B_2 – ширина потоку у двох його перерізах.

Одинична витрата потоку напірних вод *при постійній потужності* водоносного пласта визначається за диференціальним рівнянням вигляду

$$q = -K_{\hat{O}} m \frac{dH}{dx} \;, \tag{1.14}$$

де m – потужність шару водоносного пласту, $\frac{dH}{dx}$ – напірний градієнт.

За умови $K_{\hat{O}} m = const$, після інтегрування прийдемо до розрахункової формули вигляду

$$q = K_{\hat{O}} \cdot m \cdot \frac{H_1 - H_2}{x_1 - x_2} = K_{\hat{O}} m \cdot \frac{H_1 - H_2}{L_{1\text{-}2}}. \tag{1.15}$$

В умовах пласта змінної товщини напірний потік рухається нерівномірно, тобто швидкість фільтрації змінюється від перерізу до перерізу. Крива депресії при цьому набуває криволінійного характеру.

Одиничну витрату напірного потоку змінної потужності за Г.М.Каменським наближено можна розрахувати за формулою [17]

$$q = K_{\hat{O}} \cdot \frac{m_1 + m_2}{2} \cdot \frac{H_1 - H_2}{L_{1-2}} \quad . \tag{1.16}$$

1.5 Основне рівняння теорії переносу солей у фільтраційному потоці

Під міграцією у фільтраційному потоці розуміють процеси тепло- та масопереносу в підземних водах. Закономірності переносу солей у однорідному фільтраційному потоці під дією конвективного і дифузійного переносу за умови, що потік переміщується уздовж осі x, описуються диференціальним рівнянням такого вигляду [32]

$$n\frac{\partial C}{\partial t} + V_{\hat{O}}\frac{\partial \tilde{N}}{\partial \tilde{o}} = D\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad , \tag{1.17}$$

де n – пористість; D – сумарний коефіцієнт дифузії; C – концентрація.

Фундаментальне розв'язання рівняння (1.17) для потоку, який мав постійну концентрацію C_0 та миттєво змінив її до C_1 на межі $x = 0$, має вигляд

$$\overline{C} = \frac{C(x,t) - C_0}{C_1 - C_0} = 0.5\left[erfc(\xi) + exp\left(\frac{V_{\hat{O}}x}{D}\right)erfc(\xi')\right], \tag{1.18}$$

$$\text{де } \xi = \frac{x - V_{\hat{O}}t/n}{2\sqrt{\frac{Dt}{n}}}; \xi' = \frac{x + V_{\hat{O}}t/n}{2\sqrt{\frac{Dt}{n}}}, \tag{1.19}$$

де erfc – табульована функція (табл.1.1); erfc = 1 - erf = 1 – Ф(x), причому Ф(x)= $\approx th(x)$, тобто може виражатись через гіперболічний тангенс; x - координата точки, в якій розраховується відносна концентрація C на момент часу t. Якщо фонова концентрація C_0 дорівнює нулю, то відносна концентрація дорівнює

$$\overline{C} = \frac{C(x,t)}{C_1}. \tag{1.20}$$

Функція erf (x) = Ф (x) змінюється від 0 до 1 при зміні x від 0 до ∞. Вона швидко наближається до одиниці; так, вже при $x = 2$; Ф (2) = 0,9953. Наближено функцію Ф (x) можна замінити функцією th (x); найбільша похибка такої заміни має місце при $0{,}7 \le x \le 1{,}7$. Функція erfc (x) = 1-Ф (x) змінюється від 1 до 0 при зміні x від 0 до ∞; вона швидко наближається до нуля із зростанням аргументу x; так, erfc (2) = 0,0047.

Таблиця 1.1 – Функції $\Phi(\lambda)$ та erfc , $\lambda = \xi$, $\Phi(\lambda) = \frac{2}{\sqrt{\pi}}\int_0^{\lambda} e^{-\lambda^2} d(\lambda)$; erfc λ=1-Ф(λ)

ξ	Ф(ξ)	erfc (ξ)	ξ	Ф(ξ)	erfc (ξ)	ξ	Ф	erfc ξ
0,00	0,000	1,000	0,41	0,438	0,562	0,81	0,748	0,252
0,01	0,011	0,989	0,42	0,448	0,552	0,82	0,754	0,246
0,02	0,023	0,977	0,43	0,457	0,543	0,83	0,760	0,240
0,03	0,034	0,966	0,44	0,466	0,534	0,84	0,765	0,235
0,04	0,045	0,955	0,45	0,476	0,524	0,85	0,771	0,229
0,05	0,056	0,944	0,46	0,485	0,515	0,86	0,776	0,224
0,06	0,067	0,933	0,47	0,494	0,506	0,87	0,781	0,219
0,07	0,079	0,921	0,48	0,503	0,497	0,88	0,787	0,213
0,08	0,090	0,910	0,49	0,512	0,488	0,89	0,792	0,208
0,09	0,101	0,899	0,50	0,520	0,480	0,90	0,797	0,203
0,10	0,113	0,887	0,51	0,529	0,471	0,91	0,802	0,198
0,11	0,124	0,876	0,52	0,538	0,462	0,92	0,807	0,193
0,12	0,135	0,865	0,53	0,547	0,453	0,93	0,812	0,188
0,13	0,146	0,854	0,54	0,555	0,445	0,94	0,716	0,184
0,14	0,157	0,843	0,55	0,563	0,437	0,95	0,821	0,179
0,15	0,168	0,832	0,56	0,572	0,428	0,96	0,825	0,175
0,16	0,171	0,829	0,57	0,580	0,420	0,97	0,830	0,170
0,17	0,190	0,810	0,58	0,588	0,412	0,98	0,834	0,166
0,18	0,201	0,799	0,59	0,596	0,404	0,99	0,839	0,161
0,19	0,211	0,789	0,60	0,604	0,396	1,00	0,843	0,157
0,20	0,223	0,777	0,61	0,612	0,388	1,05	0,862	0,138
0,21	0,234	0,766	0,62	0,619	0,381	1,10	0,880	0,120
0,22	0,244	0,756	0,63	0,627	0,373	1,15	0,897	0,104
0,23	0,255	0,745	0,64	0,635	0,365	1,20	0,910	0,090
0,24	0,266	0,734	0,65	0,642	0,358	1,25	0,923	0,077
0,25	0,276	0,724	0,66	0,649	0,351	1,30	0,934	0,066
0,26	0,287	0,713	0,67	0,657	0,343	1,35	0,944	0,056
0,27	0,297	0,703	0,68	0,664	0,336	1,40	0,952	0,048
0,28	0,308	0,692	0,69	0,671	0,329	1,45	0,960	0,040
0,29	0,318	0,682	0,70	0,678	0,322	1,50	0,964	0,036
0,30	0,329	0,671	0,71	0,685	0,315	1,60	0,976	0,024
0,31	0,339	0,661	0,72	0,691	0,309	1,70	0,984	0,016
0,32	0,349	0,651	0,73	0,698	0,302	1,80	0,889	0,011
0,33	0,359	0,641	0,74	0,705	0,295	1,90	0,993	0,007
0,34	0,369	0,631	0,75	0,711	0,289	2,00	0,9952	0,0048
0,35	0,379	0,621	0,76	0,718	0,282	2,10	0,997	0,003

Продовження табл. 1.1

0,36	0,389	0,611	0,77	0,724	0,276	2,20	0,9981	0,0019
0,37	0,399	0,601	0,78	0,730	0,270	2,30	0,99883	0,00117
0,38	0,409	0,591	0,79	0,736	0,264	2,40	0,9993	0,0007
0,39	0,419	0,581	0,80	0,742	0,258	2,50	0,99958	0,00042
0,40	0,428	0,572						

Контрольні запитання

1. Дати визначення підземних вод.
2. Класифікація підземних вод за їх походженням.
3. Класифікація підземних вод за особливостями водовмісних порід.
4. Класифікація підземних вод за їх гідродинамічними особливостями.
5. Перелічити основні типи підземних вод.
6. Дати визначення поняттям “зона аерації”, “верховодка”.
7. Дати визначення поняттю “ґрунтові води”.
8. Дати визначення поняттям “потужність водоносного горизонту” для грунтових та артезіанських вод.
9. Перелічити особливі типи підземних вод.
10. Перелічити генетичні типи підземних вод.
11. Назвати джерела антропогенного живлення підземних вод.
12. Дійсна швидкість фільтрації (дати визначення).
13. Записати формулу Дарсі.
14. Записати формулу Дюпюї.
15. Дати визначення міграції підземних вод.
16. Записати диференціальне рівняння переносу солей у фільтраційному потоці.
17. Записати рівняння для визначення концентрації речовини у потоці, який мав постійну концентрацію C_0 та миттєво змінив її до C_1 на межі $x = 0$.

2 ГЕОЛОГІЧНЕ ТА ГІДРОГЕОЛОГІЧНЕ РАЙОНУВАННЯ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ

2.1 Структурно-геологічний план території України

Територія України розташована в південно-західній частині Східноєвропейської докембрійської платформи [16]. Із заходу та сходу до неї примикають складчасті утворення Карпат і Кримських гір, які відносяться до Середземноморського геосинклінального поясу. В межах Східноєвропейської докембрійської платформи виділяють Український кристалічний щит, Волино-Подільську плиту, схил Воронезької антеклізи, Донецьку складчасту область, Дніпровсько-Донецьку, Галицько-Волинську та Причорноморську западини.

У вертикальному розрізі виділяються геологічні яруси. ***Геологічний ярус*** – межа загальної стратиграфічної шкали, яка об'єднує товщу горних порід, що утворилися протягом одного геологічного віку (табл.2.1).

Український кристалічний щит (УГЩ) простягається від Полісся до Азовського моря. Найбільш поширені осадово-метаморфічні та магматичні породи: гнейси, кристалічні вапняки, лабрадорити, граніти, сієніти. Кристалічні породи у верхній частині розрізу зазнали впливу процесів вивітрювання та каолінізації. Кристалічні породи й породи кори вивітрювання перекриваються у напрямі зверху до низу осадовими відкладами четвертинного, неогенового, палеогенового, крейдяного та юрського періодів. Залягають вони майже горизонтально, заповнюючи нерівності кристалічного фундаменту.

На захід від Українського кристалічного щита розташована ***Волино-Подільська плита***, розчленована на окремі блоки розломами субмеридіонального і субширотного напрямків, по яких відбувалися інтрузії та виливи базальтових лав. Кристалічний фундамент залягає на глибинах 2000-2500м. На південному заході плита зрізується Карпатським передовим прогином, а на півночі переходить у Прип'ятський вал, де кристалічні породи знаходяться на глибині 50-100м. Повсюди поширені породи четвертинного періоду.

Однією з найбільших западин Східноєвропейської докембрійської платформи є ***Дніпровсько-Донецька западина.*** Вона характеризується східчастою будовою бортів і наявністю глибокого (до 10-19 км) грабену північно-західного протягу (грабен - тектонічна форма порушення залягання гірських порід).

Таблиця 2.1 – Геохронологічна шкала

Ера	Період	Тривалість	Особливі риси
Кайнозой	Четвертинний або антропоген	3,5 млн. років тому від нашого часу	Виникнення людини. Льодовиковий період.
	Неоген	Від 3,5млн. до 23 млн. років тому від нашого часу	Розвиток та поширення ссавців
	Палеоген	Від 23 млн. до 65 млн. років тому від нашого часу	На межі крейдяного періоду та палеогену вимирають динозаври. Епоха вугле- і нафто-утворення
Мезозой	Крейда	Від 65 млн. до 110 млн. років тому від нашого часу	Горотворні рухи, пов'язані із альпійською складчастістю
	Юра	Від 110 млн. до 150 млн. років тому від нашого часу	Опускання материків та їх трансгресія у межі моря. Лише УКЩ та Донецький Кряж були вищі від рівня моря.
	Тріас	Від 150 млн. до 235 млн. років тому від нашого часу	Існування материків Гондвана та Лавразія, їх розділяв океан Тетіс
Палеозой	Перм	Від 235 млн. до 299 млн. років тому до нашого часу	Існування єдиної материкової брили Пангеї
	Карбон (кам'яно-вугільний)	Від 299 млн. до 345 млн. років тому від нашого часу	Розвиток флори і фауни
	Девон	Від 345 млн. до 400 млн. років тому від нашого часу	Поява земноводних і спорових рослин
	Силур	Від 400 млн. до 435 млн. років тому від нашого часу	-
	Ордовик	Від 435 млн. до 490 млн. років тому від нашого часу	-
	Кембрій	Від 490 млн. до 570 млн. років тому від нашого часу	Поява нових груп живих організмів

Донецьке складчасте утворення є продовженням Дніпровсько-Донецької западини, але сформувалося воно значно раніше. Головну роль у геологічній будові Донбасу відіграють відклади кам'яновугільного періоду (карбону) – потужні товщі вапняків, піщано-глинистих порід з пластами вугілля максимальною потужністю 10-12 км. Крейдяні відклади зустрічаються на півночі й півдні Донбасу й представлені білою крейдою та крейдоподібними мергелями. Пермські відклади представлені мідистими пісковиками, глинами, сланцями, гіпсами та кам'яною сіллю із загальною потужністю близько 3,2 км.

У північно-східній частині України знаходиться ***схил Воронезької антеклізи***, де породи кристалічного фундаменту залягають на глибині 150-950 м й перекриті осадовими відкладами пермського, юрського, крейдяного та палеогенового віку.

Причорноморська западина являє собою платформенну асиметричну споруду, обмежену на півночі системою східчастих схилів, які відділяють її від Східноєвропейської платформи. Найбільш потужна товща осадових порід відноситься до відкладів неогену.

Рівнинний Крим відноситься до молодої Скіфської плити, ***Гірський Крим*** – до альпійської геосинклінальної зони (геосинкліналь - лінійно витягнута ділянка земної кори, у межах якої проявляються вертикальні і горизонтальні рухи).

Українські Карпати становлять зовнішню частину північної гілки Середземноморської альпійської складчастої зони.

2.2 Гідрогеологічне районування території України

Розподіл підземних вод на території України зумовлений геологічною будовою та історією природного розвитку різних її частин, які являють собою відокремлені гідрогеологічні райони. Райони відрізняються один від одного за віком, складом й умовами залягання утворень, які їх складають, за сукупністю основних природних чинників, які визначають закономірності формування, розподілу, складу та умови експлуатації підземних вод.

При районуванні підземних вод України, яким в свій час займалися Б.Л. Лічков, В.І. Лучицький, К.І. Маков, О.К. Ланге, Н.І. Толстіхін, А.Є. Бабинець, Ф.А. Руденко, М.І. Дробноход, В.М. Шестопалов та інші дослідники, враховувались різноманітні природні та штучні чинники.

Гідрогеологічна структура [16] є частиною земної кори, у межах якої підземні води пов'язані в єдину зональну гідродинамічну систему, закономірно розповсюджені й характеризуються спільними умовами формування та розміщення.

Гідрогеологічний шар розглядається як виділений у вертикальному розрізі гідрогеологічної структури підрозділ водовмісних порід вищого рангу, який відповідає значному етапу (догеосиклінальному, геосинклінальному, квазіплатформенному та епіплатформенному) геотектонічного розвитку території.

Гідрогеологічна серія є частиною гідрогеологічного шару, яка у гідрогеологічній ієрархії представляє собою одиницю другого порядку. Вона охоплює водоносні, слабко водоносні і водотривкі породи єдиного седиментаційно-вулканічного або тектонічного циклу з різними гідрогеологічними властивостями. Прилеглі гідрогеологічні серії, так само як їх геологічні аналоги – яруси, відрізняються одна від одної значними стратиграфічними, кутовими неспівпадіннями або перервами в осадонакопиченні.

Водоносний комплекс (водоносна товща) є складовою гідрогеологічної серії. Один від одного водоносні комплекси відділяються потужними водотривами. Водоносний комплекс складається з двох і більше водоносних горизонтів.

Водоносний горизонт [16] – це більш менш визначений за площею однорідний постійно водонасичений пласт чи тріщинна зона (простий горизонт) або кілька умовно однорідних, не розділених водотривами водоносних пластів.

Водотривами або водотривкими породами називають відклади, які в звичайному стані не пропускають підземні води з прилеглих водоносних горизонтів і поверхневі води.

Ґрунтові води поширені майже скрізь, а їх кількісні та якісні характеристики залежать від особливостей будови і складу четвертинної товщі геологічних нашарувань, в яких води циркулюють.

Гідрогеологічне районування найчастіше виконують для артезіанських басейнів, межі яких співпадають з геологічними одиницями. Напірні води концентруються у кількох артезіанських басейнах, найбільшими з яких є Дніпровсько-Донецький, Волино-Подільський, Причорноморський. Крім того, існують менші за розмірами артезіанські басейни, які розглядаються як гідрогеологічні провінції: Український щит, Донецький басейн, Карпати, Гірський Крим (рис. 2.1)

Назви гідрогеологічних серій відповідають назвам геологічних ярусів. Один з ярусів неогенової системи (нижній ярус верхнього міоцену) має назву сарматського. Сарматський (від слова “Сарматія” – пізньоантична назва Східної Європи) ярус представлений морськими та континентальними відкладами вапняків, глинами, пісками та піщаниками. У межах України виділяють три види сарматських відкладів: нижній або волинський, середній або бесарабський, верхній або херсонський. Глибина залягання цих вод зростає від 20м на півночі України до 350 м на півдні.

Серед ярусів неогенової та палеогенової геологічних систем виділяються полтавський водоносний горизонт, харківський, бучакський та інші. Найбільше цінуються як незабруднені і придатні до питного використання води бучакського водоносного горизонту. Глибина їх залягання становить 60-120 м у Київській області. У Полтавській області глибина залягання досягає 150-150 м, а у деяких місцях – 300 м.

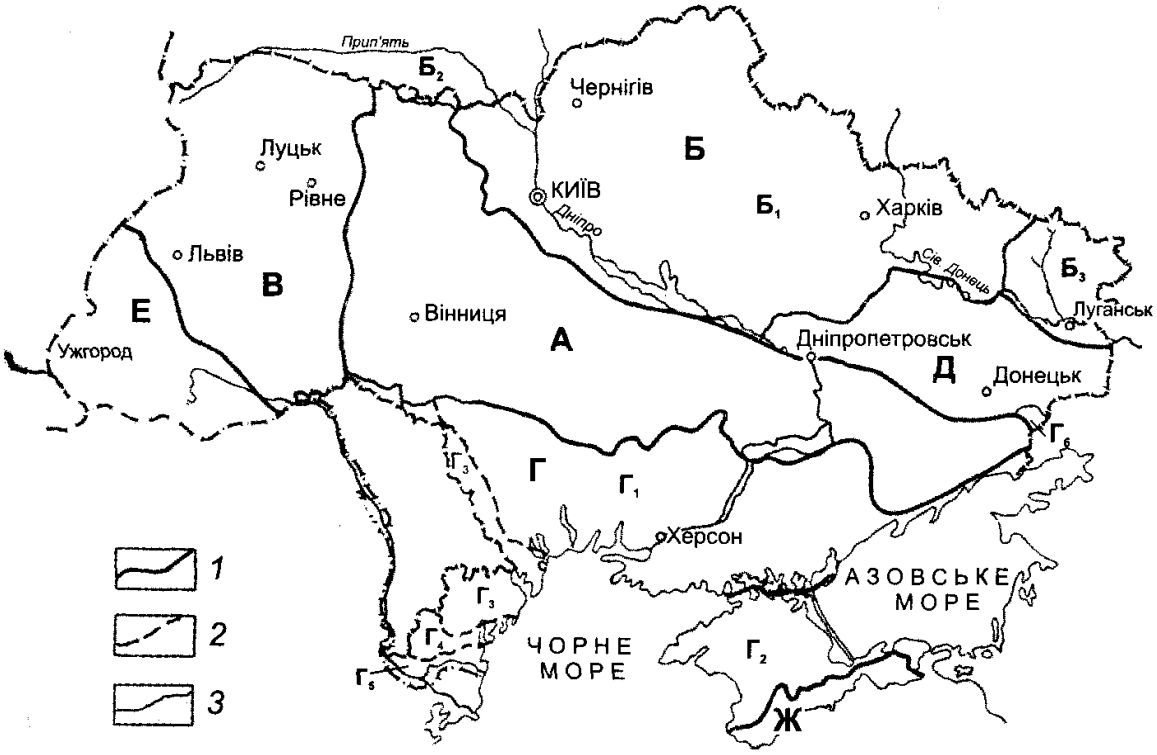

Рис.2.1 – Гідрогеологічне районування [16]

А – гідрогеологічна область Українського щита (масиву) з переважним поширенням тріщинно-жильних вод; Б – Дніпровсько-Донецький артезіанський басейн пластових вод з басейнами ІІ-го порядку: $Б_1$ – Дніпровський, $Б_2$ – Прип'ятський, $Б_3$ – Донецько-Донський; В – Волино-Подільський артезіанський басейн пластових вод; Г – Причорноморський артезіанський басейн пластових вод з басейнами ІІ порядку: $Г_1$ – Північно-Причорноморський, $Г_2$ – Рівнинно-Кримський; $Г_3$ – Дністровський $Г_4$ – Переддобруджинський; $Г_5$ – Придунайський; $Г_6$ – Азово-Кубанський; Д – Донецька гідрогеологічна складчаста область (басейн пластово-блокових вод); Е – Карпатська гідрогеологічна складчаста область; Ж – Гірськокримський басейн пластово-блокових і тріщинних вод (складчаста область).

Контрольні запитання

1. Перелічити головні одиниці геологічного районування України.
2. Перелічити головні одиниці гідрогеологічного районування.
3. У якому геологічному ярусі розташовані сарматські артезіанські води?
4. У якому геологічному ярусі найчастіше розміщуються грунтові води?
5. Назвіть три види сарматських відкладів у межах України.
6. Дати визначення водоносному горизонту.

3 ФОРМУВАННЯ ПІДЗЕМНОГО СТОКУ РІЧОК

3.1 Підземне живлення річок

Надходження підземних вод у поверхневі водойми та водотоки забезпечує їх підземне живлення. Підземний стік в річки є найбільш стійким джерелом живлення більшості річок, діючим майже цілий рік, що забезпечує їх водність у найбільш маловодні періоди - в літню і зимову межень.

Сучасне уявлення про підземне живлення річок ґрунтується на генетичному вивченні складного процесу формування підземного стоку. В ньому знайшло відображення різноманіття джерел підземного живлення річок, динаміка підземного стоку з різних гідродинамічних зон, характер гідравлічного зв'язку поверхневих і підземних вод та закономірності надходження підземного стоку в річки з окремих водоносних горизонтів, які дренуються руслом річки.

Підземне живлення річок розглядається як приплив підземних вод у поверхневі водотоки та водойми, який відбувається за рахунок грунтових та артезіанських вод [12]. Кількісною характеристикою підземного стоку є витрата підземних вод.

Коефіцієнтом підземного стоку є відношення величини стоку підземних вод до кількості опадів, які випали за розглянутий проміжок часу на водозбірну площу річки.

Коефіцієнт підземного живлення – це відношення витрати підземного стоку до загального річного стоку.

3.2 Водообмін у гідрогеологічних структурах

Водообмін у загальному випадку – це процес, який характеризує переміщення (рух) природних вод у виділених системах (структурах, зонах, сферах) або їх частинах. ***Водообмін у гідрогеологічних структурах*** є процесом, який характеризує надходження підземних вод у водоносну систему, переміщення її всередині та вихід з неї у суміжні системи (розвантаження) [16].

За М.Ігнатовичем [12], в артезіанських басейнах виділяються три вертикальні гідродинамічні зони: активного, відносно уповільненого і

дуже уповільненого водообміну. ***Зона активного водообміну*** характеризується активними обмінними процесами між підземними, поверхневими та атмосферними водами. Глибина цієї зони може досягати глибини врізання найбільш великих річкових долин. Повний водообмін триває в межах від 1 до сотень років. Гідродинамічна зона вільного інтенсивного водообміну в загальному випадку охоплює як безнапірні, так і напірні водоносні горизонти, розташовані у зоні впливу місцевої ерозійної мережі, локальних озерних котловин і безстічних западин. Просторовий розподіл безнапірних вод підлягає географічній зональності і залежить від змін кліматичних чинників. Більш глибоко розташовані напірні води також підлягають зональності, але мінливість їх змін залежить від багаторічних циклічних коливань клімату. Основне підземне живлення водотоків і водойм суші, в середньому на 98-99% здійснюється водами зони активного водообміну.

Зона відносно уповільненого водообміну розташовується нижче від регіональних потужних водотривких товщ. Ці води можуть дренувати великі річки з глибоким ерозійним врізом. Зв'язок із поверхнею може бути тільки в областях живлення або розвантаження. Глибина нижньої межі цієї зони визначається глибиною врізання морських западин. Водообмін може відбуватися протягом від 1000 до кількох сотень тисяч років. У цій зоні зустрічаються родовища газу та нафти.

Зона дуже уповільненого водообміну розташована в найбільш глибоких частинах водонапірних систем і характеризується застійним режимом підземних вод. Ці води можуть дренуватися тектонічними розломами земної кори, глибокими морськими та океанічними западинами [22]. Найчастіше тут знаходяться води давніх морських басейнів (***седиментаційні води***). Водообмін відбувається впродовж багатьох мільйонів років.

Характерною гідродинамічною особливістю підземних вод всіх зон є поступове зниження їх динамічності та збільшення термінів поновлювання зверху вниз. Навіть у гідродинамічній зоні вільного водообміну у верхній її частині водообмін у десятки разів більш динамічний, ніж у нижній.

Таким чином, при оцінці умов формування підземного стоку в річки необхідно враховувати не тільки гідрогеологічні особливості кожного водоносного пласта, але й інтенсивність стоку по гідродинамічних зонах.

У вертикальному розрізі артезіанських басейнів найчастіше існує пряма (вертикальна) гідрохімічна зональність:

- зона карбонатних вод;
- зона сульфатних вод;
- зона хлоридних вод.

3.3 Чинники формування підземного стоку

До чинників, які визначають надходження підземних вод до русел річок, відносяться:

- співідношення ресурсів тепла та вологи, які зумовлюють вплив клімату на формування поверхневого і підземного стоку;
- геологічна будова та літологічний склад порід, які впливають на умови надходження підземних вод до русел річок;
- вид поверхні водозбору;
- глибина ерозійного врізу річки у підстильну поверхню, яка впливає на кількість водносних горизонтів, що перерізаються руслом річки.

Основним джерелом формування підземного живлення водотоків і водойм є волога, яка надходить через зону аерації у водоносні горизонти. Кліматичні чинники (сонячна радіація, атмосферні опади, вітер) визначають співвідношення опадів і випаровування і вказують на потенційні можливості щорічного поповнення запасів підземних вод. Підземний стік у річці має сезонні, річні та багаторічні коливання, однак, ці коливання виражені звичайно значно менш різко, ніж коливання поверхневого стоку. Сезонні і річні зміни підземного стоку залежать від змінення метеорологічних умов, співвідношення опадів і випаровування. Багаторічні коливання підземного стоку в річки залежать від багаторічних коливань кліматичних факторів: посушливі періоди тягнуть за собою різке зменшення, а періоди інтенсивного зволоження - збільшення підземного стоку. Багаторічні коливання підземного стоку мають циклічний характер.

Геологічна будова і літологічний склад водовмісних гірських порід визначають кількість водоносних горизонтів, їх водопроникність, потужність окремих водоносних пластів і впливають на режим підземних вод і величину підземного стоку.

Характер рельєфу басейну річки і ступінь покриття його поверхні рослинністю можуть багато в чому забезпечити сприятливі умови інфільтрації атмосферних опадів і талих вод у водоносні горизонти, а отже, забезпечити поповнення запасів підземних вод.

Важливе значення має глибина ерозійного врізу річки, яка визначає ступінь дренування водоносних горизонтів підземних вод. Водоносні горизонти, головним чином зони вільного водообміну, частково або повністю розкриваються річковою і яружно-балковою мережею. І чим глибше, а отже, й повніше розкриті водоносні пласти, тим більш інтенсивним буде підземний стік.

У долинах річок на окремих ділянках можуть зустрічатися різні умови дренування безнапірних і напірних водовмісних горизонтів. Дренування може здійснюватися відкритим і закритим стоком.

Дренування «відкритим» стоком характеризує безпосереднє розвантаження безнапірних і неглибоких напірних вод в русло річки чи в підрусловий алювій (рис.3.1). Дренування більш глубоких напірних водоносних горизонтів здійснюється «закритим» стоком і характеризує розвантаження підземних вод у річку через слабкопроникну покрівлю.Такий процес називається перетіканням. Він можливий, коли п’єзометричні рівні нижніх водоносних горизонтів перевищують п’єзометричну поверхню вище розташованих водоносних горизонтів [22]. З нижніх водоносних горизонтів вода під напором надходить до покрівлі і крізь неї розвантажується у русло річки.

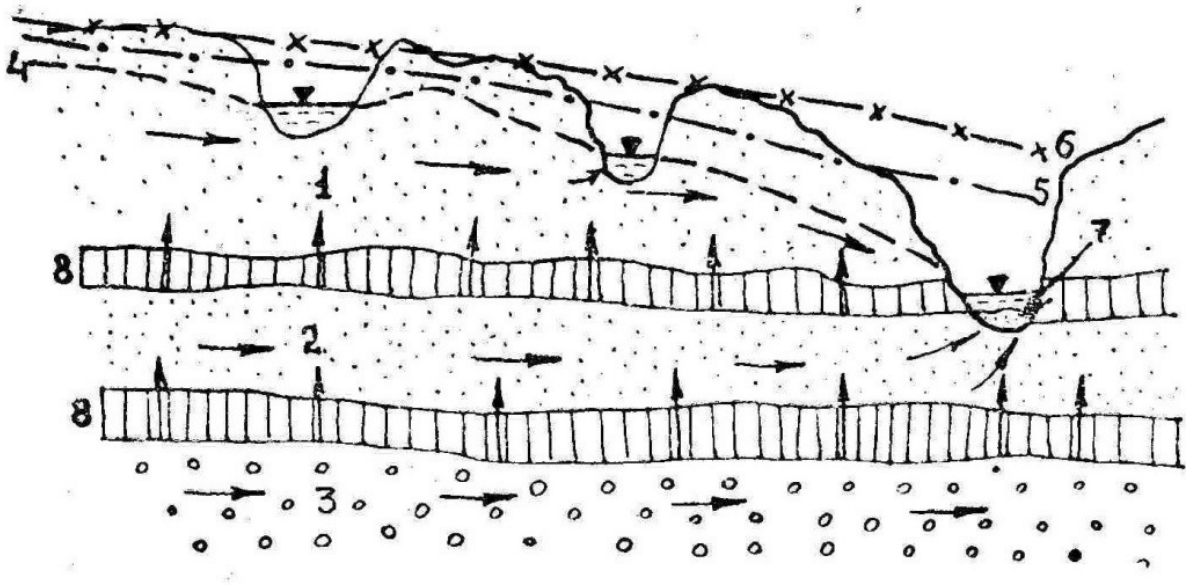

Рис. 3.1 – Схема дренування безнапірних і напірних водоносних горизонтів зони вільного водообміну:

1 – безнапірний водоносний горизонт; 2 – неглибокий напірний водоносний горизонт; 3 – глибокий напірний водоносний горизонт; 4 – депресивна крива безнапірного потоку; 5 – п'єзометрична поверхня верхнього напірного потоку; 6 – п'єзометрична поверхня нижнього напірного потоку; 7 – підрусловий алювіальний потік; 8 – слабкопроникні (водотривкі) породи; стрілки увказують напрямок руху підземного потоку.

На рис. 3.1 показано, що зв'язок річкових, грунтових і напірних вод здійснюється завдяки тому, що напори вод третього водоносного горизонту більші за напори підземних вод другого водоносного горизонту і напори вод обох водоносних горизонтів більші від гідростатичних напорів грунтових та річкових вод. Чим більша різниця напорів підземних і річкових вод, тим інтенсивніше відбуватиметься перетікання напірних вод в грунтові й далі в русло річки чи підрусловий алювій.

Дренування руслом річки водоносних горизонтів може бути повним або частковим. ***Повне дренування характеризується умовами, за яких усі води зони вільного водообміну стікають у гідрографічну мережу***. Часткове дренування характеризується неповним розкриттям водоносних горизонтів зони вільного водообміну і гідрогеологічними умовами, які утруднюють перетікання напірних підземних вод у вище розміщені водоносні горизонти. Підземний потік в цих умовах не повністю розвантажується в русло річки і деяка частина підземного стоку якби «проскакує» під руслом певної річки і надходить у більш глибокі ерозійні врізи річок.

3.4 Види підземного живлення річок

У підземному живленні річок виділяють дві основні гілки: грунтове і артезіанське (напірне). Грунтове живлення поділяється на сезонне грунтове і постійне [22]. Сезонне живлення річок грунтовими водами забезпечується водами зони аерації, типу верховодки, надмерзлотними водами діяльного шару областей розвитку багаторічномерзлих порід і спорадично поширеними тимчасовими водонасиченими пластами вулканічних пухких відкладів. Сезонне підземне живлення непостійне і пов'язане в основному з весняно-літніми та осінньо-зимовими періодами інтенсивної інфільтрації атмосферних опадів і талих вод.

Постійне грунтове живлення річок здійснюється за рахунок основних водоносних горизонтів грунтових вод на всю глибину дренування річковою долиною, надмерзлотних і частково міжмерзлотних вод, в областях молодого вулканізму – водами гейзерів і постійних джерел термального характеру. Постійний грунтовий стік забезпечує більш-менш стабільний приплив вод до річки, зазвичай протягом усього року. Виняток становлять порівняно короткі періоди, коли у високі води цей приплив може призупинятися через явище підпору.

Динаміка постійного грунтового живлення річок визначається гідравлічним зв'язком підземних і поверхневих вод, а отже, режимом грунтових та річкових вод. Вплив кліматичних чинників має сезонний, річний та багаторічний характер; цей вплив великий для перших від поверхні землі горизонтів грунтових вод і поступово затухає у міру переходу до наступних більш глибоких горизонтів грунтових вод.

У районах розвитку багаторічномерзлих порід у формуванні постійного грунтового стоку в річках беруть участь надмерзлотні води діяльного шару грунту, а також міжмерзлотні води.

Постійний грунтовий стік є одним з головних джерел підземного живлення річок, служить природним регулятором поверхневого стоку і в основному забезпечує мінімальні літні та зимові витрати річки.

Артезіанське живлення річок пов'язане із надходженням вод глибоких напірних підземних водоносних горизонтів: артезіанських, карстових, тріщинно-жильних, підмерзлотних, термальних та ін., і здійснюється в області розвантаження цих вод висхідним стоком. Якщо напірні водоносні пласти розвантажуються безпосередньо в долину річки, то артезіанське живлення може бути значним. В інших випадках надходження артезіанських вод здійснюється або через «гідрогеологічні» вікна, або перетіканням через відносно водонепроникну покрівлю.

Динаміка артезіанського живлення річки залежить від режиму висхідних джерел і визначається коливаннями напірного градієнта, який змінюється під дією багаторічних і вікових кліматичних впливів в областях живлення водоносних горизонтів. Велику роль в інтенсивності цих змін відіграють коливальні рухи земної кори. За сприятливих умов розвантаження напірних водоносних горизонтів артезіанський стік може робити значний внесок у формування загального стоку деяких річок, що характерно, наприклад, для Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну.

3.5 Види живлення водоносних горизонтів річковими водами

Особлива увага приділяється [19] втратам річкового стоку на живлення підземних вод (від'ємне підземне живлення). До них відносяться сезонні і постійні втрати.

Сезонні або тимчасові втрати відбуваються в періоди проходження на річках водопіль і паводків. У цей час в залежності від висоти паводків, їх тривалості, а також водопроникності порід, що складають береги, більша або менша частина річкових вод надходить у водоносні горизонти грунтових вод. При спаді рівнів в річці ці води, за винятком невеликих втрат, повертаються в річку. Більш істотне значення мають сезонні втрати у зоні багаторічномерзлих порід при промерзанні вод діяльного шару й утворенні льоду. Постійні втрати річкового стоку можуть формуватися в різних умовах взаємозв'язку річкових і підземних вод.

Наприклад, в посушливих областях, а також у гірських умовах досить поширене залягання підземних вод нижче від рівня води в річці. За цих умов в залежності від водопроникності ложа річки і напірних градієнтів деяка частина річкових вод втрачається на живлення водоносних горизонтів грунтових, карстових, а іноді й артезіанських вод (рис. 3.2).

Нерідко втрати річкового стоку спричиняються особливостями геологічної будови долини річки: при похилому заляганні безнапірних водоносних пластів (рис. 3.3).

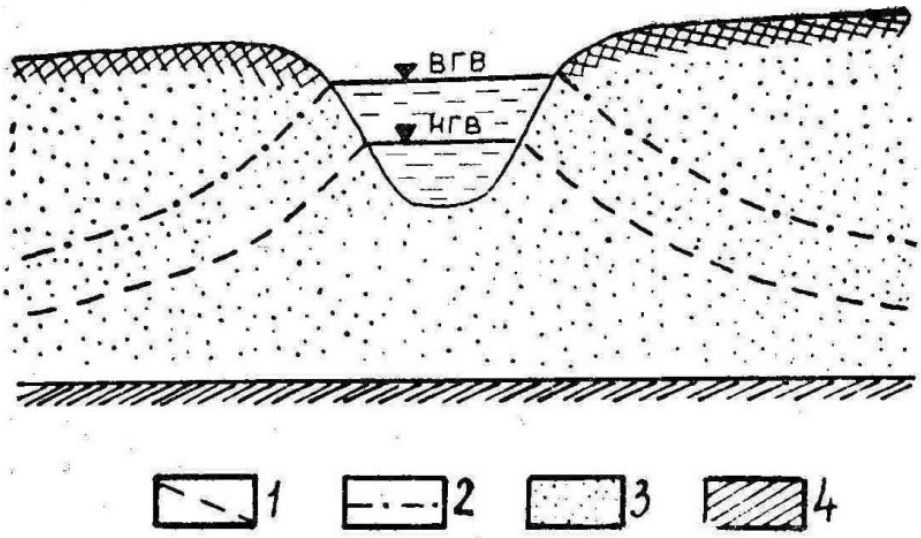

Рис. 3.2 – Втрати річкового стоку на живлення грунтових вод:
1 – дзеркало грунтових вод в період межені; 2 – те ж у період повені;
3 – водопроникна порода; 4 – водотривкий пласт

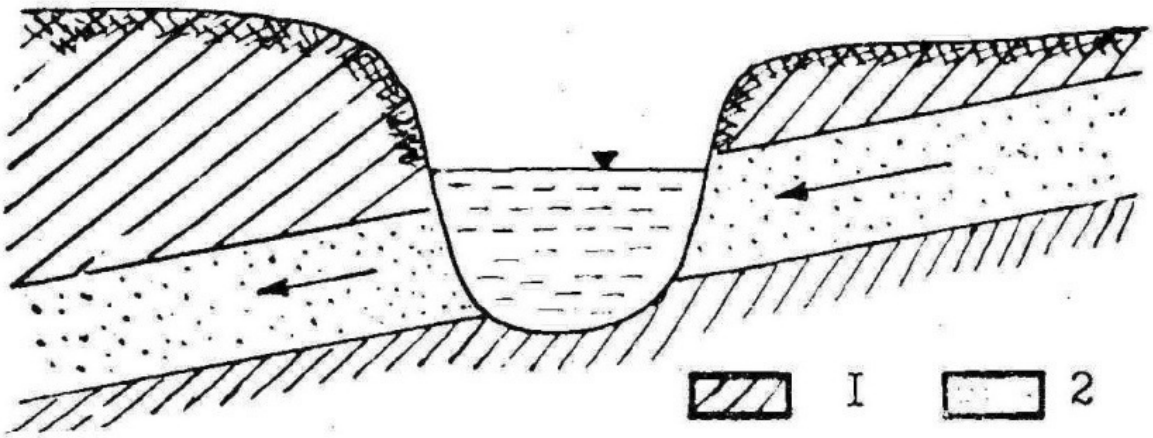

Рис. 3.3 – Втрати річкових вод при похилому заляганні водоносного горизонту:
1 – водонепроникні шари; 2 – водоносний пласт.
Стрілки – напрямок підземного потоку

Втрати річкових вод можуть спостерігатися і в разі близького паралельного розташування двох водотоків на різних рівнях. Міжрічний масив, складений водопроникними породами, буде живитися водами річки, які знаходяться на більш високих відмітках (рис. 3.4).

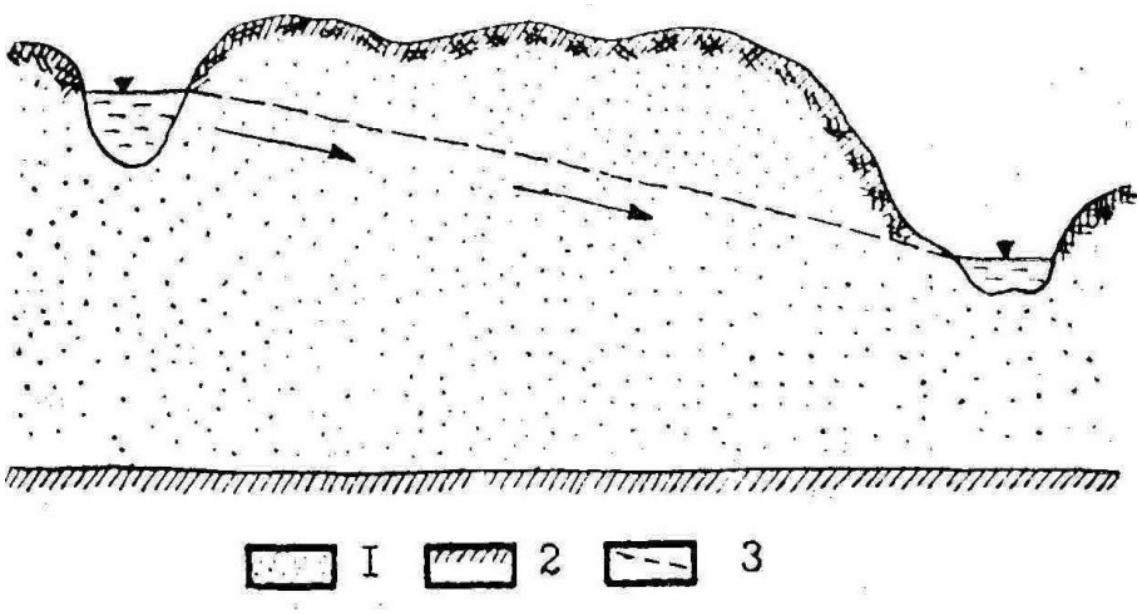

Рис. 3.4 – Втрати річкових вод в міжрічному масиві:
1 – водоносний пласт; 2 – водонепроникний шар; 3 – положення дзеркала грунтових вод

Таким чином, відповідно до розвитку основних гідрологічних процесів, підземний стік на ділянці річки може оцінюватися таким чином:

$$Q_{Ï.Ó.} = Q_{Ã.Â.} + Q_{Ã.Ï.} + Q_{à} + (-Q_0), \qquad (3.1)$$

де $Q_{П.У.}$ – підземний стік на ділянці річки; $Q_{Ã.Â.}$ – сезонний грунтовий стік; $Q_{Г.П.}$ – постійний грунтовий стік; Q_a – артезіанський (напірний) стік; Q_0 – втрати поверхневих вод.

Підземний стік в річку визначається як

$$Q_{Ï} = \sum_{ª=1}^{i=n} Q_{Ï.Ó.ª}, \qquad (3.2)$$

де $Q_{Ï.Ó.ª}$ – підземний стік на окремій *i*-й ділянці річки.

3.6 Взаємозв’язок підземних і поверхневих вод

Взаємозв'язок підземних і поверхневих вод полягає в тому, що залежно від умов залягання і типу підземних вод, впливу кліматичних чинників та особливостей гідрологічного режиму відбувається живлення поверхневих водотоків підземними водами, або навпаки виникають втрати річкових вод на поповнення запасів підземних вод.

Форми взаємозв'язку підземних і поверхневих вод у природному середовищі різноманітні і сам процес дуже складний. За характером гідравлічного зв'язку поверхневих і підземних вод у поєднанні з гідрогеологічними умовами можна виділити три основні схеми зв'язку:

1) гідравлічний зв'язок відсутній;
2) здійснюється постійний гідравлічний зв'язок;
3) має місце тимчасовий гідравлічний зв'язок.

Відсутність гідравлічного зв'язку поверхневих і підземних вод зазвичай зумовлена геологічними устроєм і характером водопроникності порід. Особливості геологічної будови полягають в тому, що покрівля водонепроникних порід, на яких формуються безнапірні грунтові води, залягає вище від максимальних рівнів води у водоймищі або водотоці (рис. 3.5а).

Водоносні горизонти грунтових вод, які не мають гидравлічного зв'язку з річкою, характеризуються режимом стоку, близьким до режиму поверхневого стоку, і відрізняються від нього тільки тим, що пік підземного стоку виражений менш різко і настає він дещо пізніше, ніж пік річкової повені. Цей тип режиму підземного стоку називається низхідним. Він зумовлює збільшення підземного живлення річки в період повені.

Режим підземного стоку в таких умовах відповідає режиму джерел, які розвантажуються в долину річки, при рівнях, вищих за максимальний рівень води в річці. Об’єм підземного живлення річки в цьому випадку буде дорівнювати сумі об’ємів води, що надходять з джерела безпосередньо у водотік. Найбільше зростання витрат підземного стоку характеризується **коефіцієнтом динамічності**, який показує, у скільки разів збільшується підземний стік в річку при порівнянні зі своїми мінімальними значеннями.

Постійний гідравлічний зв'язок поверхневих і підземних вод може мати місце в ряді випадків, які залежать від характеру водотоку і від геологічної будови прибережної смуги. Поверхневі водотоки і водойми протягом майже всього року дренують грунтові води, за винятком коротких періодів високих вод, коли створюються умови підпору і поверхневі води починають поповнювати водоносні горизонти грунтових вод (рис. 3.5 б).

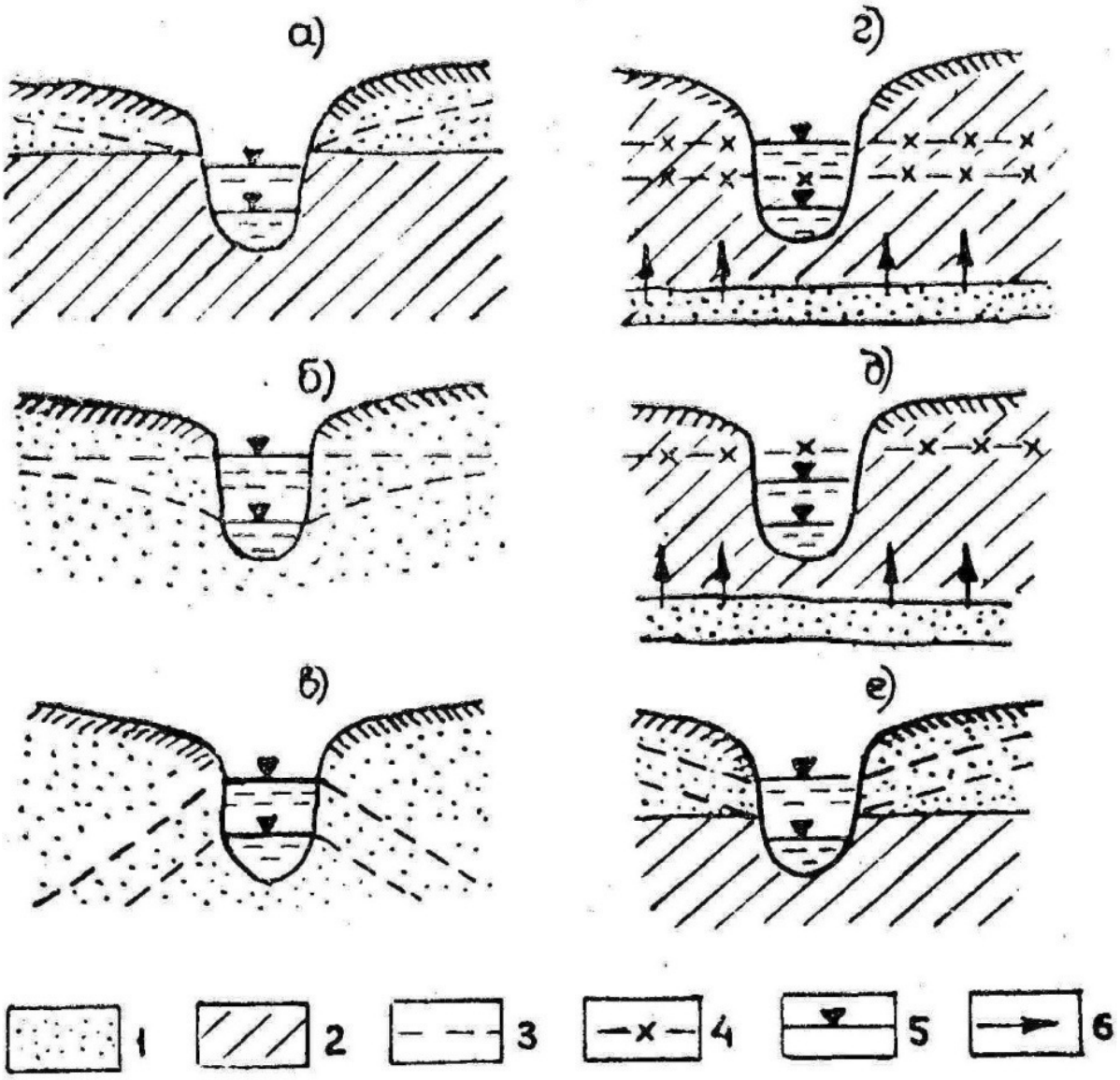

Рис. 3.5 – Схеми гідравлічного зв'язку грунтових та річкових вод:

1 – водоносні шари; 2 – водонепроникні або слабкопроникні пласти; 3 – положення дзеркала грунтових вод; 4 – п'єзометричні поверхні напірних вод; 5 – рівні річкових вод; 6 – напрямок руху підземних вод

Рівні підземних вод змінюють своє положення у просторі внаслідок підпору підземних вод, безпосередньої фільтрації поверхневих вод у водоносні горизонти і передачі гідростатичного напору. Зазвичай всі ці форми впливу діють одночасно.

Можливий випадок, коли поверхневий водотік весь рік живить водоносні горизонти підземних вод (рис. 3.5в). У періоди високих вод об’єми живлення зростають і відповідно зростають рівні підземних вод.

Такий тип гідравлічного зв’язку існує в аридних пустельних та напівпустельних областях.

У період межені п’єзометричні рівні напірних вод займають положення вище від рівня води у річці (рис. 3.5г), через що напірні води інтенсивно розвантажуються. Якщо ж рівень річкових вод зростає та стає вище за п’єзометричний рівень, то розвантаження напірних вод припиняється і відбувається фільтрація річкових вод до водоносних горизонтів. Коли у період паводка або водопілля рівень річкових вод розташовується нижче за п’єзометричного (рис. 3.5.д), то розвантаження напірних вод продовжується, хоч і в обмежених об’ємах.

3.7 Підземний іонний стік

Разом з масою підземних вод у поверхневі водотоки надходить велика кількість хімічних речовин, які, переміщуючись із підземними водами утворюють підземний іонний стік. З підземним стоком пов'язані винесення та перерозподіл речовин. Цей процес має назву денудаційного [9]. Підземна денудація, або підземна хімічна денудація, характеризує винос розчинених у підземних водах хімічних речовин; стосовно ж виносу механічних частинок, суспензій, то він тут відіграє незначну роль.

Кількісною характеристикою підземного стоку є витрата підземних вод. Для підземних вод зони активного водообміну, які активно взаємодіють з річковою мережею і живляться в основному за рахунок атмосферних опадів, важливими характеристиками підземного стоку є коефіцієнт підземного стоку та коефіцієнт підземного живлення річок. *Коефіцієнт підземного стоку являє собою відношення величини витрати підземних вод до кількості атмосферних опадів, тобто він показує, яка частина атмосферних опадів витрачається на живлення підземних вод. Коефіцієнт підземного живлення є відношенням підземного стоку, який формується за рахунок дренажу, до загального річкового стоку. Ця величина показує, яка частина витрат води річки зумовлена живленням підземними водами.*

Винесення розчиненої речовини з підземними водами - один з найбільш важливих процесів міграції хімічних елементів в земній корі. Щорічно підземним стоком перерозподіляється приблизно $2{,}8 \cdot 10^8$ т розчинених речовин, поверхневим же стоком виноситься в середньому $1{,}6 \cdot 10^8$ т.

3.7.1 Визначення підземного іонного стоку

Кількісна оцінка підземної хімічної денудації може здійснюватись шляхом розрахунку кількості розчинених речовин, які виносяться підземними водами, тобто розрахунку іонного підземного стоку. Такі розрахунки зазвичай робляться за меженним іонним стоком річок , виходячи з того, що в межень основним джерелом живлення більшості річок є підземні води. Але ці розрахунки досить умовні, через те, що меженний стік річок лише наближено характеризує підземний стік; хімічний склад річкових вод у період межені формується в результаті змішування підземних вод багатьох горизонтів, а також надходження вод зі схилів і промислових скидів. Додамо, що роль промислових скидів у формуванні хімічного складу річкових вод у меженний період перебільшена, оскільки стічні води скидаються в річки здебільшого в паводок.

Під підземним іонним стоком розуміється сума солей, які переносяться в розчиненому стані підземними водами від областей живлення до місць дренування. У районах, що дренуються річками, мігруючі речовини потрапляють в них, а потім виносяться в моря або внутрішні водойми, де й відбувається їх накопичення.

При складанні карти підземного іонного стоку для характеристики території використовується модуль підземного іонного стоку.

Підземний іонний стік для кожного району, який характеризується спільністю гідрогеологічних умов, можна розрахувати згідно з формулою

$$Q_{ï³äç.\,³} = ñQ_{ï³äç} \qquad (3.3)$$

де $Q_{ï³äç.\,³}$ – витрата підземного іонного стоку;

$Q_{ï³äç}$ – витрата підземного стоку;

c - концентрація хімічних компонентів у підземних водах.

Модуль підземного стоку іонів отримаємо після ділення $Q_{підз.і}$ на площу водозбору *F*.

$$q_{ï³äç.³} = \frac{Q_{ï³äç.\,³}}{F} \qquad (3.4)$$

На основі викладеного можна зробити деякі узагальнення, стосовно впливу техногенних умов на поверхні землі на підземний іонний стік.

У природних умовах, коли не спостерігається вплив різних форм господарської діяльності, підземний іонний стік буде формуватися за рахунок природних процесів взаємодії в системі вода-порода (розчинення,

вилуговування, катіонний обмін та ін.) й живлення незабрудненими атмосферними опадами. Назвемо його природним підземним іонним стоком.

В умовах господарської діяльності (у техногенних умовах) на природний підземний іонний стік буде накладатися потік з поверхні землі різних речовин антропогенного походження. Привнесення цих речовин у підземні води змінює їх хімічний склад у порівнянні з фоновим станом, впливає на процеси взаємодії підземних вод з породами.

Стічні води, які скидаються в приймачі, витрачаються на фільтрацію, випаровування; значна їх частина після очищення скидається в річки. Важко точно оцінити, яка частина зворотних вод досягає підземних вод й забруднює їх. Але близько 15-20% стічних вод, що надходять до приймальників відходів, фільтрується і потрапляє у водоносні горизонти. Разом з ними у водоносні горизонти потрапляють забруднювальні речовини, які містяться в цих водах. Вони включають понад 90 різних компонентів і сполук, значну частину яких складають органічні сполуки.

Ці сполуки, як і цілий ряд інших речовин, або порівняно швидко розкладаються, або сорбуються породами. Тому їх міграційна здатність невелика.

З точки зору тривалої міграції в підземних водах, а відповідно й участі у формуванні підземного іонного стоку, інтерес становлять стійкі речовини (головним чином, мінеральні сполуки), такі, як нітрати, хлориди, сульфати і ряд інших. Якщо взяти до уваги, що щорічно у водоносні горизонти фільтрується 20% зворотних вод, то разом з ними потрапляє в підземні води така ж частина речовин. Можна припустити, що антропогенна складова іонного стоку з урахуванням цих факторів буде становити не менше 15-20% всього підземного іонного стоку [9].

Для визначення концентрацій мінеральних речовин, властивих підземному стоку різних річок України, рекомендується застосовувати гідрохімічне районування, виконане для території України в Київському Національному університеті імені Тараса Шевченка під керівництвом проф. В.І. Пеляшенка та Л.М. Горєва (рис. 3.6) [8].

3.7.2 Визначення підземного стоку на основі генетичного підходу А.М. Бефані

Для визначення підземного іонного стоку необхідна інформація про підземний стік, яка зазвичай відсутня. У таких випадках рекомендується використовувати просторові узагальнення гідрологічних та гідрохімічних характеристик підземного стоку. Згідно з генетичним підходом

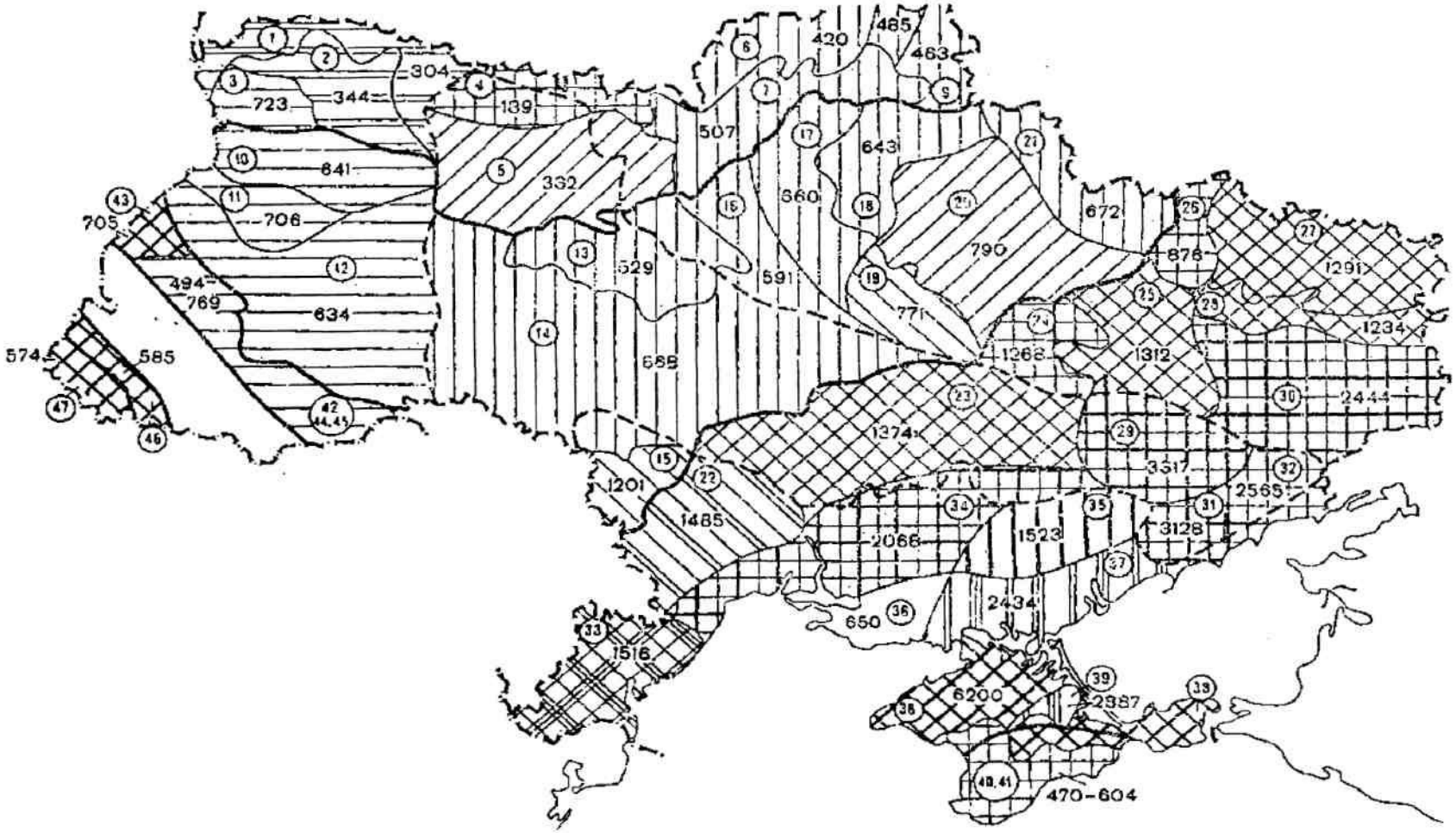

Рис. 3.6 – Хімічний склад підземних вод у відкладах четвертинного періоду України (у центрі полів – середні значення мінералізації, мг/дм^3, в кружках – номери однорідних гідрохімічних полів)

А.М. Бефані (1957) та О.В. Попова (1968), водні ресурси можна розглядати як суму двох складових - поверхневої і підземної [3].
Для визначення середніх багаторічних величин річного підземного стоку А.М.Бефані та його учнями виконали просторові узагальнення чинників, які зумовлюють формування підземного стоку. Основою є дані про підземну складову стоку, які визначаються шляхом розчленування гідрографів стоку. В результаті побудовані карти ізоліній річних норм інфільтрації U_0 річних опадів у водоносні горизонти, показники гідрогеологічної будови водозборів ($a_Г, F_{1кр}$), а також дані про площі водозборів. Згідно з дослідженнями А.М. Бефані (1957), річка отримує стійке підземне живлення, коли її русло «перерізає» основні водоносні горизонти. Стабілізація підземного живлення настає при площі, яка має назву «другої критичної» і позначається як $F_{2кр}$. Перша критична площа $F_{1кр}$ відповідає площі водозбору, при якій річка починає отримувати підземне живлення. При площі водозбору меншій від другої критичної та більшій за $F_{1кр}$ ($F_{1êð} < F < F_{2êð}$) існує залежність припливу підземних вод в русло річки від площі водозбору. Із збільшенням площі водозбору зростає її ерозійний врiз у підстильну поверхню, що супроводжується збільшенням ґрунтового живлення.

Формула А.М. Бефані для розрахунків середньої багаторічної величини підземного припливу до русла річки має такий вигляд

$$\overline{Y}_{ÏÃÄÇ} = \varphi U_0 \qquad (3.5)$$

де U_0 – норма інфільтрації опадів у водоносні горизонти

Карти ізоліній U_0 для різних територій України наведені у роботі [3, 28] та представлені на рис. 3.7

Вплив площі водозбору та його гідрогеологічних особливостей на підземний стік враховується за допомогою редукційного множника

$$\varphi = th\left(a_{\tilde{A}} \sqrt[n_3]{\frac{F}{F_{1kp}} - 1} \right), \qquad (3.6)$$

де $à_{\tilde{A}}$ – гідрогеологічний параметр, рівний відношенню потужності всіх потоків підземних вод зони дренування по вертикалі до максимальної глибини дренування;
n_3 – показник інтенсивності наростання підземного припливу;
F – площа водозбору;
$F_{1кр}$ – перша критична площа.

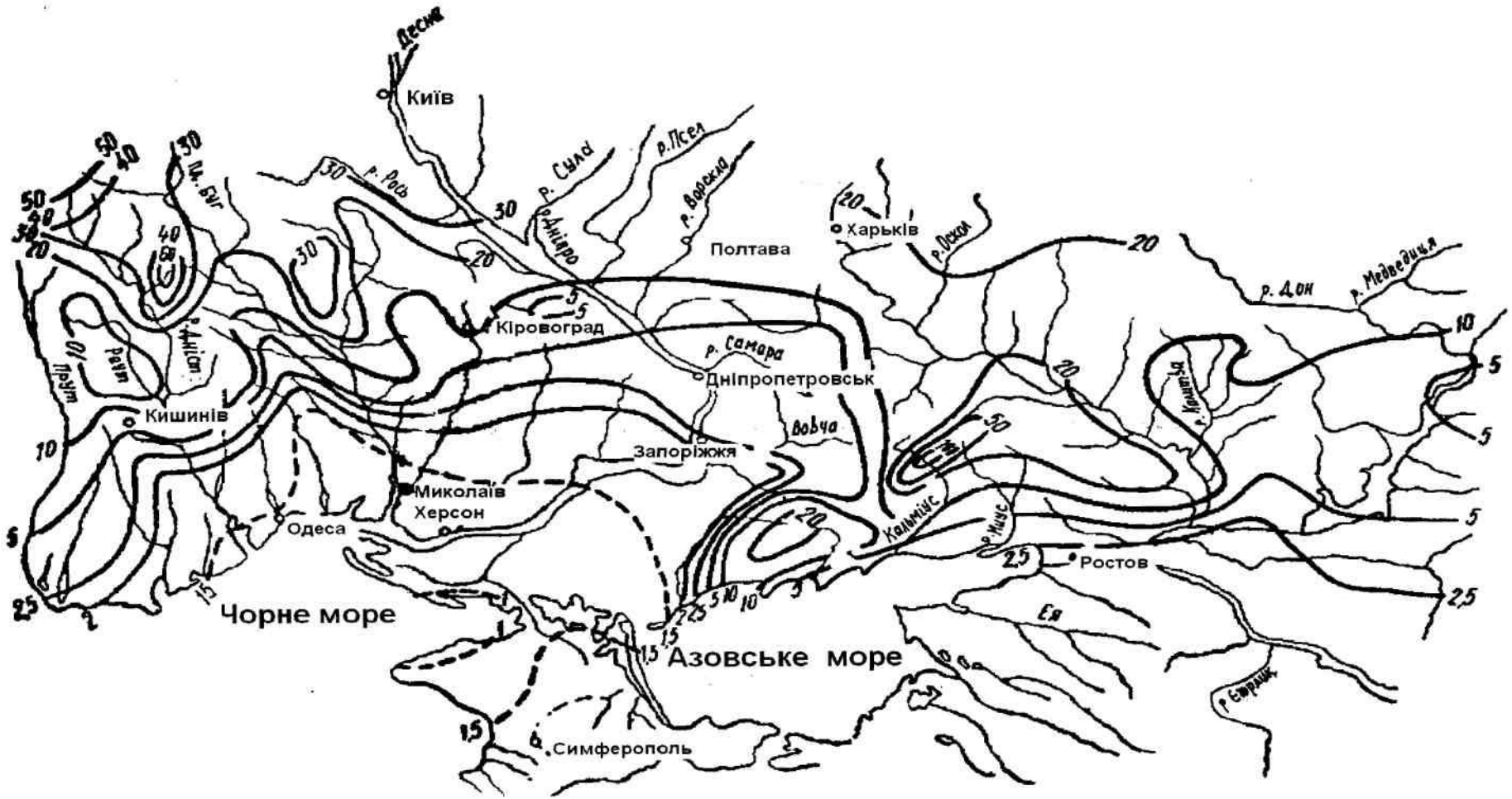

Рис. 3.7 – Карта норми інфільтрації [28].

Параметр $a_Г$ для території України береться рівним 0,25. Першу критичну площу також можна визначити за такою формулою

$$F_{1êð} = \frac{1}{\rho^2}, \tag{3.7}$$

де ρ – коефіцієнт густоти річкової мережі.

У табл. 3.1 наведене співставлення розрахунків норм підземного припливу, визначених на основі розчленування гідрографів і розрахованих за формулою А.М. Бефані, на основі чого можна зробити висновки щодо їх задовільної узгодженості.

Таблиця 3.1 – Середні багаторічні величини річного підземного припливу, визначені за (3.5)

№ п/п	Річка-пост	F, км^2	$\overline{Q}_П$, м^3/с	$\overline{Y}_{ПІДЗ}$, мм	$\overline{Y}_{ПІДЗ}$, мм (за А.М. Бефані)
345	р. Псел – м. Суми	7770	6,67	27	26
346	р. Псел – м. Гадяч	11300	10,6	30	28
347	р. Псел – с. Запсілля	21800	24,0	35	30
352	р. Хорол – м. Миргород	1740	1,04	19	22
352	р. Говтва – с. Михнівка	1560	0,91	18	22
356	р. Ворскла – с. Чернеччина	5790	4,62	25	24
	р. Ворскла – м. Полтава	9370	8,41	28	25
357	р. Ворскла – м. Кобеляки	13500	13,2	31	27
360	р. Мерло – м. Богодухів	309	0,122	12	13
430	р. Сів.Донець – с. Кисельово	740	0,361	15	15
431	р. Сів.Донець – с. Дальні Піски	1700	1,01	19	17

Продовження табл. 3.1

432	р. Сів.Донець – с. Огірцеве	5540	4,38	25	22
433	р. Сів.Донець – м. Чугуїв	10300	9,46	29	24
434	р. Сів.Донець – м. Зміїв	16600	17,0	32	26
440	р. Болховець – м. Білгород	394	0,165	13	13
441	р. Нежеголь – с. Великотроїцьке	274	0,105	12	12
444	р. Короча – с. Короча	378	0,157	13	13
445	р. Вовча – м. Вовчанськ	1330	0,747	18	17

За необхідності визначити підземний приплив у річку для кожного року можна використати наближений підхід: річна величина припливу підземних вод розраховується як середнє арифметичне місячних норм стоку у період зимової та літньо-осінньої межені

$$q_{i^3äç} = \frac{q_{30,ë} + q_{30,ç}}{2} \qquad (3.8)$$

де $q_{підз}$ – модуль підземного стоку;

$q_{30,л}$, $q_{30,з}$ – 30-добові мінімальні модулі стоку за літньо-осінню та зимову межінь відповідно.

На стік межені значно впливає залісеність водозбору, яка має водорегулююче і водоохоронне значення. Окрім гідрологічної ролі лісам властива і їх екологічна значущість: штучні лісові насадження затримують змив з розораних площ верхнього шару ґрунтів з отрутохімікатами та вимивання з нього хімічних речовин. Важливою властивістю лісових ґрунтів є їх здатність до взаємодії з важкими металами, при якій утворюються комплексні хімічні сполуки. Так, на річках Самара й Орель, на водозборах яких розташовані великі промислові комплекси, значна частина важких металів зосереджується у луково-лісових ґрунтах заплав. *Луки, як і ліси, затримують та акумулюють у кореневій і надземній частинах хімічні елементи, які надходять з полів. Луки, ліси та болота відіграють дуже важливу роль у накопиченні біогенних елементів і є природним* біофільтром.

Контрольні запитання

1. Назвати три вертикальні гідродинамічні зони підземного водообміну.
2. Описати вертикальну гідрохімічну зональність розподілу підземних вод.
3. Описати закритий та відкритий види розвантажень підземного стоку в русло річки.
4. Надати визначення повному та частковому дренуванню руслом річки підземних водоносних горизонтів.
5. Надати приклад відсутності гідравлічного зв'язку між річковими і підземними водами.
6. Надати приклад наявності гідравлічного зв'язку між річковими та підземними водами.
7. Визначення витрати підземного іонного стоку.
8. Записати вираз для визначення модуля підземного іонного стоку

4 АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ НА ГІДРОГЕОЛОГІЧНЕ СЕРЕДОВИЩЕ

У загальному випадку ***геологічне середовище є верхньою частиною земної кори, яка перебуває під впливом інженерно-господарської діяльності людства. До складу геологічного середовища входять гірські породи, корисні копалини, підземні води та рельєф земної поверхні.***

Геологічне середовище є складовою довкілля, з ним прямо або опосередковано пов'язані всі компоненти ландшафту будь-якої ділянки нашої планети. З одного боку, гірські породи як основна складова геологічного середовища безпосередньо впливають на ґрунтовий і рослинний покриви, які на них розвиваються, а опосередковано – і на тваринний світ та інші компоненти природи. З іншого боку, рельєф, клімат, рослинний і тваринний світ і людина впливають на стан геологічного середовища.

У наш час вплив людини на геологічне середовище досяг гігантських розмірів і став відчутним не лише в окремих регіонах, а й у глобальному масштабі на всій планеті. Серед екзогенних процесів з'явився цілий комплекс нових, які узагальнюються під назвою антропогенез або техногенез. Наукове поняття «техногенез» запропонував в 1937 р. академік О.Є. Ферсман при вивченні рудних родовищ. В загальному розумінні, за В.І.Вернадським, ***техногенез описує процеси зміни складу й будови верхньої частини земної кори, в першу чергу природних комплексів на її поверхні, під впливом людської діяльності***. За своїми масштабами і значенням геологічна діяльність людини на сьогодні може бути зіставленою з будь-яким із екзогенних процесів.

В антропогенному геологічному процесі спостерігаються такі головні риси техногенезу:

- ***руйнування первинної речовини земної кори, подрібнення матеріалу;***
- ***переміщення продуктів руйнування (транспортування) та їх розсіювання(дисоціація);***
- ***утворення нових гірських порід.***

Крім того, відбувається зміна хімічного складу підземних вод та порушення на локальному рівні гідрохімічної зональності.

Під впливом людини ці процеси протікають значно швидше, а іноді мають більші масштаби, ніж природні перетворення. Так, руйнування земної кори відбувається внаслідок видобування корисних копалин, різноманітних будівельних та вибухових робіт тощо. З метою переробки для господарських потреб людства порушується структура гірських порід, умови залягання, масивність.

Добуті з надр Землі гірські породи, особливо руди, вугілля, різноманітні будівельні матеріали, мінеральні добрива та інше, транспортують у великих обсягах на значні відстані.

Утворення нових гірських порід пов'язане з видобуванням (відвалами) та переробкою корисних копалин. З відходів виробництва формуються нові пухкі відклади, складені з подрібнених уламків пустої породи або й нових хімічних сполук, які утворюють шари, лінзи, а іноді й цілі гори на поверхні землі (терикони).

Найбільше на геологічне середовище впливає гірничодобувна промисловість, сільськогосподарська діяльність людей, будівництво та експлуатація різноманітних будівель та інженерних споруд [36], будівництво і експлуатація лінійних комунікацій (газонафтопроводів, залізниць, автомобільних шляхів), експлуатація крупних промислово-міських водозаборів.

4.1 Вплив гірничодобувної та хімічної промисловості

Деякі рудні й нерудні корисні копалини видобуваються ще з доісторичних часів. Особливого розвитку їх видобуток набув протягом останніх двох століть. На сьогодні щороку на Землі видобувається близько 100 млрд. т руди, паливної сировини й понад 300 млн. т сировини для виробництва мінеральних добрив та різноманітних будівельних матеріалів. Це призводить до великих змін, переважно негативних, як у геологічному середовищі, так і в навколишньому середовищі взагалі.

Найбільше впливають на природне середовище відкриті гірничі виробки, ***кар'єри***, глибина яких у багатьох країнах світу вже досягає 500-600 м і більше. Спорудження таких глибоких виїмок порушує рівновагу в масиві гірських порід і спричиняє розвиток різноманітних геологічних процесів. Це призводить до порушення природної структури гірських порід, інтенсивного вивітрювання, розвитку тріщинуватості [15]. Спостерігаються порушення статичної рівноваги порід і ***розвиток зсувних деформацій*** та явищ в укосах, випирання дна та бортів виїмок внаслідок пучення глинистих порід, фільтраційних деформацій порід, зумовлених різкими змінами гідрогеологічних умов. Щоб запобігти затопленню кар'єрів, ***знижують рівень підземних вод за допомогою*** свердловин, пробурених навколо них. Це не лише змінює режим підземних вод, а й впливає на режим джерел, колодязів, струмків і навіть річок, а в легкорозчинних породах спричиняє карстові процеси.

З кар'єрів та шахт лише у Криворізькому басейні щороку відкачується близько 50 млн. $м^3$ високомінералізованих вод з мінералізацією 28-30 і навіть 47 $г/дм^3$. Ці води завдають значної шкоди сільськогосподарським угіддям не тільки цього регіону, а й значної частини півдня України, оскільки засолюють як поверхневі, так і підземні води верхніх водоносних горизонтів.

У районах ведення гірничих робіт розвиток ***техногенного карсту*** нерідко супроводжується катастрофічними наслідками. Особливого розвитку цей процес набув у районах видобутку солей в межах Закарпатської, Івано-Франківської, Львівської та Донецької областей (Солотвинське, Калуське, Стебніківське, Новокарфагенське та інші родовища); в межах родовищ сірки (Івано-Франківська, Львівська, Тернопільська області); у районах розробки флюсодоломітової сировини в Західному Донбасі; на ділянках шахторозробок і внаслідок шахтного водовідливу (Донецька, Дніпропетровська, Луганська, Львівська області) [1].

З гірничодобувною промисловістю пов'язані ***великі втрати родючих земель***, які відводяться під кар'єри, відвали покривних порід, відходів переробки руд тощо. Наприклад, у Донецькій області площі кар'єрних полів перевищують 130 км^2, а площі, зайняті різними відвалами й териконами, – понад 220 км^2 [13]; в Криворізькому басейні площа останніх сягає 50 км^2, а хвостосховищ – 47,1 км^2. Потужність відкладів у відвалах досягає 110м [36]. Слід зазначити, що породи териконів, піддаючись фізичному й хімічному вивітрюванню, розвіюються вітром, переносяться на значні відстані, забруднюючи атмосферу, грунти, поверхневі й підземні води. Наприклад, відвали Криворізького басейну виділяють за рік 42-65 тис. м^3 пилу, а шламосховища додають ще 30-70 тис. т залізо-кварцового пилу. Крім того, від вибухів у кар'єрах на місто Кривий Ріг щодня випадає до 500 т пилу, який складається з оксидів заліза, кремнію та інших елементів. Невипадково кількість професійних захворювань у цьому місті серед робітників гірничорудної промисловості в 20-30 разів вища, ніж по Україні в цілому.

Зонами екологічного лиха у зв'язку з ввезенням з-за кордону та безсистемним ***складуванням власних високотоксичних промислових відході***в, стають раніш благополучні райони в Закарпатті (Берегівський), Львівській, Волинській, Полтавській, Хмельницькій, Одеській областях, які могли б бути зонами оздоровлення, міжнародного туризму або заповідними. Підземні води в зоні впливу цих осередків забруднені хлоридами, сульфатами, нітратами, аміаком, роданідами, фенолами, нафтопродуктами, марганцем, свинцем, стронцієм та іншими полютантами в кількостях, які в окремих випадках у декілька разів перевищують норми ГДК.

Видобування рудних і нерудних корисних копалин здійснюється як відкритим способом,так і шахтним. Глибина розвідувальних свердловин на нафту й газ у Внутрішній зоні Передкарпатського прогину нині досягає 7000м [18]. У такий спосіб людська діяльність порушує будову земної кори, оскільки у зв'язку з розробкою корисних копалин створюються ***підземні порожнини***, які за масштабами перевершують форми підземного карсту. Звідси походять явища осідання земної поверхні [15]. Наприклад, у Криворізькому басейні, де донедавна існувало 24 шахти для видобутку

залізної руди (завглибшки від 300 до 1200 м), площа шахтних полів досягла 74,5 км^2, а сумарна площа зафіксованих ділянок осідання земної поверхні – 16,4 км^2.

Суттєво позначився на довколишньому природному середовищі бурхливий розвиток вугільної промисловості в Україні за повоєнні роки. Нині вуглевидобуток в Україні зосереджений у трьох басейнах: Донецькому, Львівсько-Волинському та Дніпровському. Всього в Україні на 2006 рік діяли 173 шахти й 6 розрізів. Шахти досягають глибини 1300 і більше метрів.

Саме вугільній промисловості належить особливо значна роль в порушенні еколого-геологічних умов в Донбасі. Розробка кам'яного вугілля тут проводиться з XIX століття. На початок дев'яностих років XX століття працювало 254 шахти, на яких видобувалося майже 180 млн. т/рік вугілля, а також 65 вуглезбагачувальних фабрик, якими в місцеву гідрографічну мережу скидалося понад 22,0-25,8 м^3/с (1,90-2,23 млн. м^3/д) забруднених шахтних вод (з мінералізацією в середньому 2,4-4,5 г/дм^3). Ці води вміщували велику кількість завислих твердих частинок [2].

Великої шкоди навколишньому середовищу завдають нафта, газ, конденсат та високомінералізовані пластові води, які надходять і накопичуються в гірських породах під час випробування свердловин. Дуже шкідливими для навколишнього середовища є аварійні викиди і відкрите фонтанування свердловин, особливо нафтою. Часто вони супроводжуються пожежами, людськими жертвами, виселенням людей з населених пунктів, втратою свердловин і природних ресурсів, виведенням з ладу значних ділянок родючих земель та істотними матеріальними витратами на їх ліквідацію. ***Аварійне фонтанування*** може тривати від декількох діб до 2-3 років.

Під час видобутку нафти й газу, основними забруднювалиними речовинами, які впливають на геологічне середовище, є нафта й значні запаси мінералізованих пластових вод. Нафта має надзвичайно високі токсичні властивості, а тому незначна її кількість у воді робить непридатною воду для господарсько-побутового використання, негативно впливає на флору і фауну. Сильно забруднена нафтою територія стає майже непридатною для рослинного й тваринного світу. За результатами обстежень 2006-2007 років значне забруднення ґрунтових вод виявлене в місцях тривалої експлуатації нафтобаз, особливо тих, що приурочені до військових аеродромів (м.м. Узин, Запоріжжя, Миколаїв), автозаправочних станцій (АЗС «Альянс» в м.м. Одеса, Переяслав-Хмельницький, Васильків, с.Митниця Васильківського району Київської області, сел. Олександрівка Кіровоградської області, с.с. Леніне, Рощино АР Крим та ін.).

4.2 Вплив землеробства

Незважаючи на поверхневий характер землеробства, ця діяльність суттєво впливає на геологічне середовище у зв'язку з охопленням значних площ, а з середини минулого сторіччя – внаслідок широкого застосування багатьох мінеральних добрив та різноманітних хімічних засобів боротьби з бур'янами та шкідниками сільськогосподарських культур (пестицидів, інсектицидів і гербіцидів), проведення водних меліорацій. В Україні цей вплив особливо відчутний, оскільки сільськогосподарське освоєння території становить 70*%,* а розораність - 56 %. Найбільший в Україні відсоток порушених (більш ніж 85 *%)* і розораних (близько 71 %) земель нині припадає на Дніпропетровську область.

Глибина експлуатаційних колодязів і свердловин, з допомогою яких організоване господарське й питне водопостачання сільських районів, змінюється від 50 до 350 м.

В останні десятиріччя на території України щороку використовується до 19 млн. т мінеральних добрив, 130 тис.т пестицидів і значна маса хімічних меліорантів (гіпсу, фосфогіпсу, вапна). Цей процес відбувається безперервно протягом тривалого часу в регіональному масштабі. З мінеральними добривами в геологічне середовище вносяться калій, фосфор, азот, а також чисельні домішки, серед яких найшкідливіші – важкі метали, радіонукліди, які в різних концентраціях потрапляють в добрива з вихідної сировини. Зокрема, фосфатні добрива містять такі метали й радіонукліди, як мідь, цинк, кадмій, хром, кобальт, свинець, нікель, ванадій, стронцій, уран-238, торій-232, радій-226, свинець-210, полоній-210 [14].

Токсичні домішки містять також хімічний фосфогіпс, який широко застосовується в зоні поширення ґрунтів з лужною реакцією. В Україні використовувалось близько 200 найменувань і препаративних форм пестицидів (значна частина з яких застосовується й нині), близько 50 з яких становлять особливу небезпеку для людини, оскільки містять дуже шкідливі важкі метали, зокрема ртуть, мідь, миш'як, цинк, свинець та ін. Слід зазначити, що багато з пестицидів є стійкими в навколишньому середовищі і здатні зберігатись в ґрунті від 4 до 12 і навіть до 50 років. В кожному регіоні на сьогодні зберігається близько 700 т непридатних до використання пестицидів, більшість з яких відноситься до І класу небезпеки, тобто заборонені [24, 29]. Інфільтруючись з атмосферними опадами, ***пестициди проникають у підґрунтові шари, забруднюючи ґрунтові води, гірські породи й навіть глибокі горизонти підземних вод***. У розчиненому вигляді та з твердим стоком пестициди і важкі метали з оброблюваних полів переносяться в річки й накопичуються в донних відкладах водойм.

Отже, сільськогосподарське виробництво через його хімізацію перетворилось на ***потужний фактор зміни хімічного складу геологічного***

середовища. Внесення в нього хімічних елементів і сполук, у тому числі синтезованих, не властивих природі, здійснюється в таких кількостях, які не можуть бути поглинуті в повному обсязі, тому відбувається їх накопичення в ґрунтах, донних відкладах, гірських породах, поверхневих і підземних водах. У результаті геологічне середовище як частина біосфери, не лише забруднюється, а й набуває в регіональних масштабах нової властивості – **токсикогенності**, що в екологічному відношенні є загрозою для біосфери в цілому.

4.3 Вплив будівництва і експлуатації різноманітних промислових, комунальних та інженерних споруд

Найвиразніше проявляється техногенез на територіях великих міст, які іноді займають величезні площі (від 600 до б 000 км^2). Тут людина змінює природний рельєф, гідромережу, якість та запаси підземних вод, ґрунтовий покрив, рослинність, склад повітря, характер прояву екзогенних процесів і навіть клімат. Особливо активно антропогенні процеси розвиваються в районах великих хімічних і гірничопереробних заводів, де створюється специфічний ландшафт, змінюється ґрунтовий і рослинний покрив, склад атмосфери, на поверхні нагромаджуються відходи виробництва.

За даними інженерно-геологічних досліджень, в Україні налічується 327 міст, які потребують захисту від тих чи інших небезпечних природних чи природно-техногенних геологічних процесів.

У промислових центрах Придніпров'я, Донбасу, Миколаївщини інтенсивно відбуваються сучасні ***процеси техногенного осадонакопичення***. Насипні відклади значної потужності, що формуються поблизу промислових підприємств, здебільшого в балках і ярах, на узбережжі дельт річок і лиманів Чорного моря характеризуються неоднорідним складом і пухкою будовою. Потужність їх досягає 20 м. Намивні утворення формуються під час інженерної підготовки заплавних територій і представлені переважно дрібнозернистими пісками. На намивних ґрунтах поширене цивільне й промислове будівництво (Київ, Дніпропетровськ).

У великих містах і промислових центрах дуже поширене таке шкідливе явище як ***підтоплення***, яке часто пов'язане з втратами води з водопровідної мережі, будівництвом ставків, водосховищ тощо. З підтопленням і локальним змочуванням лесів і лесовидних суглинків, на яких проводиться будівництво, пов'язані процеси просідання ґрунтів, які перебувають в напруженому стані від зовнішнього навантаження чи власної маси ґрунту. Просідання спричиняють чисельні деформації конструкцій будівель і споруд. Формування верховодки, а іноді й нових водоносних горизонтів у містах, веде до затоплення підвалів, просідання або набухання ґрунтів,

деформації будинків старої забудови, активізації зсувних процесів, а з перетіканням техногенних вод у нижні водоносні горизонти – до погіршення якості підземних вод.

Особливо помітно техногенез поширюється навколо ***гідротехнічних споруд.*** У зв'язку з будівництвом гребель різко змінюється вигляд і гідрологічний режим річок, збільшується площа водного дзеркала. Підпір води в річках змінює режим підземних вод, рівень їх піднімається, місцями відбувається заболочення, а в посушливих районах, крім цього, - засолення ґрунтів. Підтоплення в зоні активного впливу підпору водосховища сприяє активізації екзогенних геологічних процесів (зсуви, суфозії, просідання тощо). У районах гідротехнічного і меліоративного будівництва (Каховське водосховище, Північно-Кримський канал) спостерігається широкий розвиток техногенного карсту.

Серед сучасних інженерно-геологічних та гідродинамічних процесів підтоплення територій у степовій зоні України є найбільш очевидним та поширеним явищем, яке відображає глибоку трансформацію природних умов живлення, розвантаження та формування запасів вод зони активного водообміну. За даними Державної геологічної служби Мінприроди, Українського державного геологорозвідувального інституту та Державного науково-виробничого підприємства «Геоінформ України», динаміка процесу підтоплення залишається прогресуючою. Процес підтоплення набув регіонального характеру саме у південних областях (рис. 4.1): Дніпропетровській, Запорізькій, Миколаївській, Одеській, Херсонській, а крім них, і в Полтавській та Харківській областях, де зосереджено 87 % всіх підтоплюваних орних земель. В АР Крим станом на 01.01.2007 р. підтоплено 210 сільських населених пунктів, в тому числі 5 селищ міського типу. Площа підтоплених територій в Криму в цілому за 2006 р. склала 37,094 тис. га, що на 24,3 тис. га більше ніж в 2005 р. [6].

Для цих територій підтоплення стало частиною загального процесу зміни стану геологічного середовища, пов'язаного з інтенсивним освоєнням земель (забудова, зрошення, гідротехнічне будівництво). Середній приріст підтоплення в цих областях сягає від 150 до 500 км^2/рік. У той час як на Поліссі (Волинська, Житомирська, Рівненська та північна частина Київської областей) приріст нульовий або навіть відбувається зменшення підтоплених площ. Спостереження свідчать про негативну тенденцію зростання підтоплених площ у зонах впливу водосховищ і зрошуваного землеробства, у гірничодобувних регіонах, на урбанізованих територіях.

За даними багаторічних спостережень режиму ґрунтових вод на масивах зрошення півдня України, інтенсивність приросту рівнів знаходиться в чіткій залежності від водоподачі і в середньому складає 0,3-0,8 м/рік. За результатами обстежень, проведених підрозділами Гідрогеолого-меліоративної служби Держводгоспу, у 2005 році на території 17 областей у сільській місцевості у підтопленому стані (рівні ґрунтових вод менші ніж

1,5 м) знаходилось 148 тис. га сільськогосподарських угідь, або 0,5 % від всієї площі сільгоспугідь, у тому числі 18,1 тис. га у зоні зрошення (0,8 % від наявних), а також 454 сільські населені пункти (рівні ґрунтових вод менші ніж 2 м), з них 123-у зоні зрошуваного землеробства.

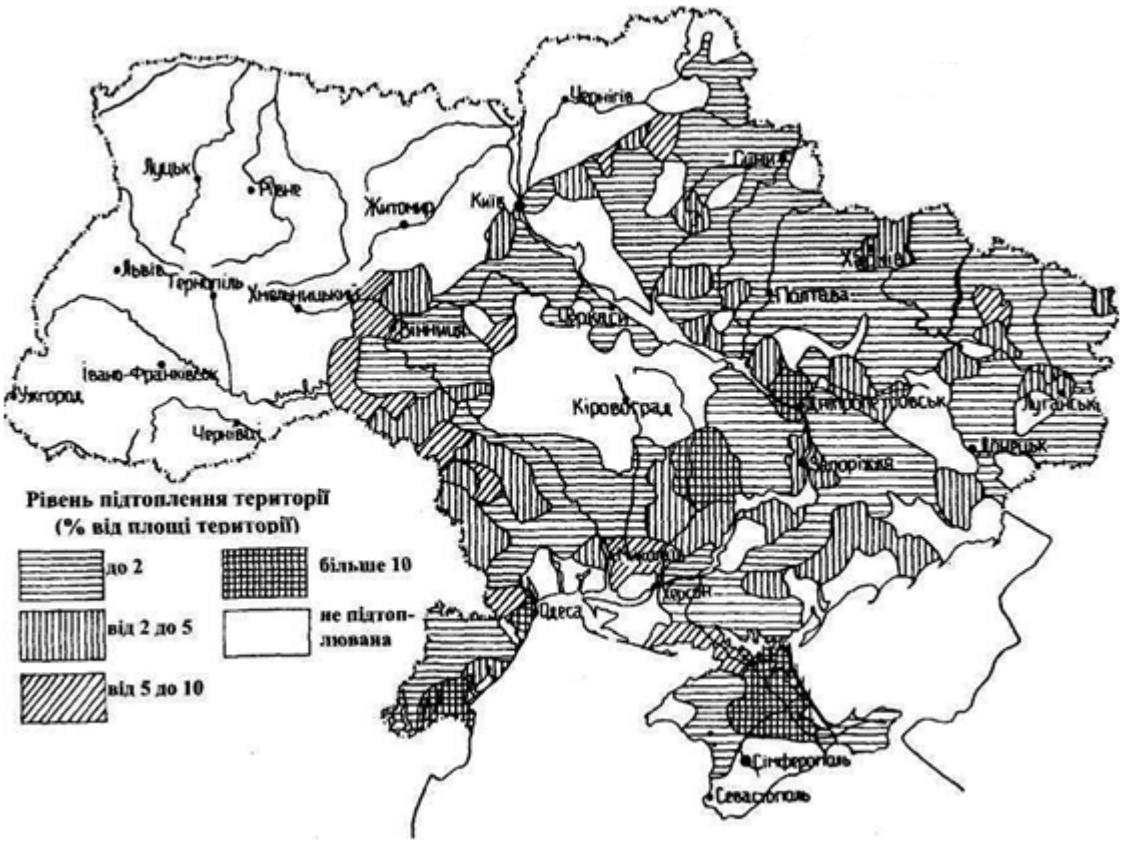

Рис. 4.1 – Підтоплення територій в Україні за даними на 2003р.

У результаті реструктуризації вугільної промисловості Донбасу по Донецькій області за період 1996-2005 р.р. проведено закриття і ліквідацію вугільних шахт, у тому числі: у Донецько-Макіївському вуглепромисловому районі – 24; Торезо-Сніжнянському – 18; Центральному – 9; Червоноармійському – 4 [6]. При виведенні шахт з експлуатації способом «мокрої консервації», тобто їх затоплення до статичного рівня, раніше здреновані товщі затоплюються, розміри депресійних воронок зменшуються, змінюються швидкості потоку підземних вод, відбувається підйом рівнів підземних вод. На площах, де відбулись просадки над виробленим простором та незворотна консолідація пухких порід за рахунок їх осушення, нині розвиваються процеси підтоплення.

У західних областях України найбільші площі підтоплення збігаються з площею видобування вугілля у Львівсько-Волинському басейні. Спорудження і експлуатація магістральних трубопроводів, залізничних і

автомобільних шляхів теж справляє значний вплив на стан геологічного середовища. Специфіка цих лінійних об'єктів полягає в їхній протяжності, прокладанні в різних природно-кліматичних зонах, транспортуванні шкідливих для навколишнього середовища продуктів - нафти, аміаку, етилену, кам'яного вугілля, мінеральних добрив тощо. Крім безпосереднього втручання, пов'язаного з технологією будівництва й експлуатації, є небезпека виникнення аварій, пожеж, забруднення атмосфери, ґрунтів і вод продуктами, що викидаються. Все це завдає шкоди не лише геологічному середовищу, а й усьому довкіллю.

4.4 Вплив експлуатації великих і тривалих водозаборів підземних вод

В промислово-міських агломераціях, де постійно діють і розширюються потужні водозабори підземних вод для питного і технічного водопостачання, а також в районах видобутку корисних копалин, де виконується водопониження й осушувальні заходи, формуються великі депресійні і п'єзометричні воронки, які часто носять регіональний характер. До змін гідрогеологічних умов відносяться: 1) зміни умов живлення, руху і розвантаження підземних вод; 2) формування депресійних і п'єзометричних воронок підземних вод в процесі великого водовідбору; 3) осушення суміжних водоносних горизонтів; 4) зміна хімічного складу вод, що відбираються, в результаті взаємодії водоносних горизонтів і переміщення вод різної мінералізації в плані.

На територіях великих міст, де щороку відкачують сотні мільйонів кубометрів підземної води спостерігається різке зниження рівня підземних вод, що у свою чергу спричиняє ущільнення порід і опускання поверхні землі в цих районах.

Під впливом інтенсивного водовідбору на 2007 рік сформувалось 29 ділянок виснаження підземних вод (3 – в Дніпропетровській області, 26 – в АР Крим) [6]. Крім зниження рівня, в їх межах відбувається підтягування солоних вод із нижчерозташованих водоносних горизонтів і, в результаті, – збільшення мінералізації та загальної жорсткості підземних вод в горизонтах, які могли б використовуватися для питного водопостачання.

В Київській області використовується шість великих водозаборів підземних вод: Бориспільський, Оболонський, Деснянський, Бортницький, Правобережний і Лівобережний (Осокорки). Всі вони відбирають воду із сеноман-келовейського та середньоюрського (переважно байоського) водоносних комплексів. За 2006 рік сумарний водовідбір з байоського горизонту склав 137,68 тис. $м^3$/д. В результаті експлуатації цього горизонту в

Києві утворилась депресійна воронка радіусом 60 км з пониженням рівня підземних вод в епіцентрі до 100-120 м. У деяких містах Причорномор'я за останні два десятиріччя суттєво знизилися рівні артезіанських вод (наприклад, у Мелітополі п'єзометричний рівень знизився майже на 1,0 м, а діаметр депресійної воронки досяг 60 км).

В той же час не можна не відзначити зменшення водовідбору за останні роки водозаборами Миколаївської, Херсонської областей та АР Крим (Євпаторійський водозабір), у зв'язку з чим тут спостерігається відновлення рівнів підземних вод експлуатаційних горизонтів.

Під впливом роботи Павлоградського, Вербського, Тернівського водозаборів (Дніпропетровська область) і шахтного водовідливу центральної групи шахт (Благодатної, Павлоградської, Тернівської) у бучацько-обухівському водоносному горизонті сформувалась регіональна асиметрична депресія підземних вод, ширина і довжина якої по роках змінювались таким чином: у 1990 р. - 23 на 28 км, у 1992 р. -17 х 27 км (почали зменшуватись у зв'язку із скороченням водовідбору); 1995 р. - 16 х 21 км, 1997 р. - 15 х 20 км, у 2000 р. - зменшились до 14,2 х 20,3 км, а у 2005 р. - до 10 х 15 км.

Тривалий видобуток вугілля поблизу Донецька (протягом 200 років), пов'язаний з осушенням продуктивних горизонтів, викликав практично повне зневоднення території.

На площі діючих шахт в Торезо-Сніжнянському, Красноармійському і Донецько-Макіївському районах у кам'яновугільних відкладах сформувались регіональні депресійні воронки також асиметричної форми, глибина яких у 80-ті роки минулого сторіччя складала 50-60 м, ширина 2-6 км, а довжина досягала кількох десятків кілометрів [35, 36].

При вилученні великих об'ємів підземних вод змінюються не лише гідрогеологічні умови, але й ландшафтні, інженерно-геологічні,відбуваються зміни фізико-механічних властивостей грунтів тощо.

В районах вуглевидобутку та шатного водовідливу на Донеччині (Макіївка) і Дніпропетровщині (Криворіжжя) відбуваються характерні масштабні просадки поверхні землі та підтоплення міських районів: у Макіївці підтопленням охоплено більш ніж 40 % території міста [38]; в межах Кривого Рогу підтоплення території спостерігається в житлових масивах Долгінцево, Залізничне, ім. Калініна, в центральній частині Центральноміського району (рівні ґрунтових вод – на глибинах 1,52-6,27 м) [7].

Контрольні запитання

1 Що означає термін техногенез?
2 Три характерні риси техногенезу.
3 Описати наслідки впливу на підземні води гірничодобувної та хімічної промисловості.
4 Указати причини виникнення зон підтоплення.
5 Описати наслідки впливу експлуатації великих і тривалих водозаборів підземних вод.

5 ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

5.1 Основні поняття про процес забруднення підземних вод

Ступінь придатності води для тих чи інших цілей характеризується поняттям «якість води». *Якість води* є поєднанням хімічного і біологічного складу та фізичних властивостей води, яке зумовлює її придатність для водокористування і водоспоживання. Установлені значення спеціально розроблених показників якості води (фізичні, хімічні та біологічні) називаються нормами якості води і відповідають певним стандартам [30].

До фізичних показників якості води належать температура, прозорість чи мутність, колірність, запах і смак.

До хімічних показників якості води належать показник активної реакції (pH),окиснюваність, наявність азотних сполук, розчинені гази, сухий залишок, твердість, лужність, хлориди, сульфати, залізо, марганець та інші компоненти.

До біологічних показників якості води відносяться бактеріологічні показники (колі-титр, колі –індекс), характеристики зон сапробності.

Джерелом забруднення називають господарський або природний об'єкт, а також природне явище, що спричинюють забруднення води.

Забруднювальна речовина являє собою будь-яку хімічну речовину, тепло чи біологічний вид, який в результаті господарської діяльності людини потрапляє у водний об'єкт або утворюється у ньому в кількостях, які виходять за природні межі коливання або значно перевищують середній природний фон й спричиняють погіршення якості води.

В результаті господарської діяльності людини на поверхні землі скупчуються величезні кількості різних речовин, переважно антропогенного походження. До таких речовин відносяться, перш за все, *відходи* (промислові, комунальні, транспортні, сільськогосподарські), які створюють основну частку навантаження природного середовища забруднювальними речовинами, а також використані у сільському господарстві і промисловості *добрива й отрутохімікати*, які накопичуються на поверхні землі та під землею, *нафтопродукти, хімічні реагенти* й інші. Забруднювальні речовини, які фільтруються разом із стічними водами, атмосферними опадами і частиною поверхневого стоку, проникають в підземні води й змінюють їх якість – хімічний і органолептичний склад, фізичні властивості. Все це є причинами забруднення підземних вод.

Іншою важливою причиною, що призводить до погіршення якості підземних вод, є їх відбір для цілей *водопостачання, осушення,*

експлуатації родовищ корисних копалин, будівництва. В результаті такого відбору відбувається проникнення у водоносний горизонт і підтягування до ділянки водозабірної споруди мінералізованих підземних вод, які можуть міститися як в самому експлуатованому горизонті, так і в суміжних водоносних горизонтах. У експлуатований водоносний горизонт можуть надходити також забруднені або природні солоні поверхневі води. Наприклад, в прибережних районах має місце інтрузія морських вод в горизонти прісних підземних вод. При роботі водозаборів поблизу моря можливе їх проникнення у водоносний горизонт, що експлуатується.

До забруднення підземних вод можуть призводити різні *будівельні, гірничодобувні і розкривні роботи*, що порушують умови гідродинамічної рівноваги в надрах, захищеність водоносних горизонтів.

Найбільшою мірою зазнають забруднення підземні води, розташовані близько від поверхні землі. Такими є ґрунтові води та підземні води перших від поверхні напірних горизонтів, складові зони активного водообміну. Зона активного водообміну характеризується порівняно високими швидкостями руху підземних вод по пласту, і отже, відносно невеликим, в порівнянні з глибшими водоносними горизонтами, часом руху підземних вод від області живлення до області розвантаження.

У гідрохімічному відношенні підземні води, приурочені до зони активного водообміну, переважно прісні (мінералізація до 1 **г/дм^3*).*** Тому саме прісні води найбільше зазнають дії забруднювальних речовин, і поняття «забруднення підземних вод» відноситься насамперед до них.

Зміна якості підземних вод під впливом техногенних дій може проявлятися в збільшенні їх мінералізації, більшому вмісті типових для них речовин (хлор, сульфати, кальцій, магній, залізо, фтор та інше), в появі в підземних водах невластивих їм речовин штучного походження (наприклад, СПАР, пестициди, нафтопродукти), в зміні температури та pH, в появі запаху, зміні забарвлення та інше.

При характеристиці поняття «забруднення підземних вод» слід виходити з конкретних і кількісно визначених показників. Такими є показники якості води в природних умовах (фонові показники) і норми якості води, що обумовлюють можливість використання підземних вод для тих або інших цілей. Норми якості води, яким має відповідати питна вода, встановлені за стандартом 2874-82 «Вода питна. Гігієнічні вимоги та контроль за якістю». Якщо вода не відповідає вимогам, її обробляють і доводять до встановленої норми. Основні вимоги до якості води включають близько 40 показників.

Отже, ***поняття «забруднення підземних вод» визначає собою спричинені господарською діяльністю зміни якості води (фізичних, хімічних, біологічних властивостей) в порівнянні з природним станом і нормами якості води за видами водокористування, які роблять цю воду***

частково або повністю непридатною для використання за цільовим призначенням.

Зупинимося докладніше на показниках якості води в природному стані і показниках якості залежно від виду водокористування.

До показників якості води в природному стані відносяться перш за все показники якості підземних вод, що не зазнали помітних змін внаслідок господарської діяльності. Обов'язковою умовою віднесення показників якості підземних вод до природних є ідентичність гідрогеологічних умов на ділянці, де хімічний склад підземних вод розглядається як непорушений, і на ділянці, де підземні води забруднені.

Проте не завжди якість підземних вод залишається незмінною і для них зберігається первинний природний гідрохімічний режим. В наш час у багатьох випадках має місце вже змінений деякою мірою склад підземних вод, і часто первинний стан відновити неможливо. В цьому випадку ***під фоновим якісним станом підземних вод слід розуміти гідрохімічний режим підземних вод, що склався у віддаленні від досліджуваної області забруднення, але в аналогічних з нею гідрогеологічних умовах*** [30]. Встановлення фонових показників якості підземних вод у зв'язку з вивченням забруднення і оцінкою його масштабів є актуальним завданням.

Прісні підземні води, перш за все, використовуються для питного водопостачання, вони є його найважливішим джерелом. Тому нормами якості прісних підземних вод слід вважати норми якості для питних вод, які визначаються ДОСТом 2874-82 «Вода питна. Гігієнічні вимоги та контроль за якістю». Цей ДОСТ розроблений ще у 1982 році і діє в Україні разом з ДСАНПІН 1996р.

Норми якості питних вод включають три групи показників: ***бактеріологічні, органолептичні та показники хімічного складу води***.

Бактеріологічні показники поділяються на: 1) загальну кількість бактерій у воді і 2) кількість бактерій групи кишкової палички. Перший показник визначається загальною кількістю бактерій в 1 мл нерозбавленої води, яка не повинна перевищувати 100. Другий показник характеризується двома величинами: ***колі-індексом*** P_I , який показує абсолютну кількість кишкових паличок в 1 дм^3 (літрі) води, (колі-індекс не повинен перевищувати 3) та ***колі-титром*** P_T, який становить собою найменший об'єм води, що припадає на 1 кишкову паличку. Колі-титр виражається у мілілітрах, причому слово "мл" не пишеться. Колі-титр не повинен бути менший ніж 300. Між P_I та P_T існує залежність вигляду

$$Đ_2 \approx 1000 / Đ_Ô . \qquad (5.1)$$

Шкала сапробності також відноситься до бактеріологічних показників і побудована на співставленні певних видів водоростей і

найпростіших із складу води. В результаті цього співставлення виділяються три зони забруднення:

- полісапробна (дуже забруднена);
- мезосапробна (середня забрудненість);
- олігосапробна (чиста).

До органолептичних показників відносяться запах, присмак, кольоровість, мутність води. Згідно з ДОСТу 2874-82, запах води при 20^0 С і нагріванні до 60 °С не повинен перевищувати 2 балів, кольоровість за платиново-кобальтовою шкалою повинна бути не більша за 20^0, мутність за стандартною шкалою – не більша ніж 1,5 мг/л, присмак при 20^0 С – не більший від 2 балів. Вода не повинна містити ледь помітні неозброєним оком водні організми і не мати на поверхні плівку.

Показники хімічного складу води включають гранично допустимі концентрації (ГДК) речовин, які зустрічаються в природних водах і є результатом промислового, сільськогосподарського і комунального забруднення, а також при очищенні води. ДОСТ 2874-82 «Вода питна» лімітує вміст в питній воді сухого залишку берилію, молібдену, миш'яку, нітратів, поліакриламіду, свинцю, селену, стронцію, фтору, урану природного і урану-238, радію-226, стронцію-90, хлоридів, сульфатів, заліза, марганцю, міді, цинку, загальної жорсткості і показника pH. При вмісті у воді декількох з вказаних речовин (за винятком фтору, нітратів, радіоактивних речовин) сума їх відносних концентрацій не повинна перевищувати одиниці, тобто

$$\tilde{N}_1 / \tilde{N}_{\tilde{A}\ddot{A}\hat{E}1} + \tilde{N}_2 / \tilde{N}_{\tilde{A}\ddot{A}\hat{E}2} + ... + \tilde{N}_n / \tilde{N}_{\tilde{A}\ddot{A}\hat{E}n} \le 1, \qquad (5.2)$$

де $c_1, c_2, ... c_n$ – виявлені концентрації речовин у воді, мг/дм^3;

$C_{ГДК1}$, $C_{ГДК2}$, $C_{ГДКn}$ – гранично допустимі концентрації цих же речовин, мг/дм^3.

Допустимі концентрації інших речовин, які не увійшли до ДОСТУ 2874-82, не повинні перевищувати значень, установлених для джерел централізованого водопостачання.

Вимоги до ГДК речовин в питній воді в різних країнах дещо різняться (табл. 5.1). Повертаючись до визначення поняття «забруднення підземних вод», підкреслимо, що воно характеризується показниками якості підземних вод в природних (фонових) умовах і гранично допустимими значеннями показників для питних вод. Позначимо показники якості води в природних умовах (фонові показники) через $c_{ПР}$, а гранично допустимі значення показників для питних вод через $c_{ГДК}$. Відзначимо, що під величиною *c* може розумітися сухий залишок, загальна жорсткість, концентрації окремих речовин й так далі.

Таблиця 5.1 – Стандарти якості питної води різних країн за деякими компонентами [30]

Речовина	Одиниця вимірю-вання	Стандарт 2874-82	Між-народний (ВООЗ)*	Європейсь-кий	США
Арсен	мг/ дм^3	0,05	0,05	0,20	0,05
Свинець	мг/ дм^3	0,1	0,05	0,1	0,05
Берилій	мг/ дм^3	0,0002	-	-	-
Молібден	мг/ дм^3	0,5	-	-	-
Хлориди	мг/ дм^3	350,0	600,0	350,0	250,0
Нітрати	мг/ дм^3	45,0	45,0	50,0	45,0
Марганець	мг/ дм^3	0,1	0,1	0,1	0,1
Сульфати	мг/ дм^3	500,0	400,0	250,0	250,0
Мідь	мг/ дм^3	1,0	1,5	3,0	1,0
Цинк	мг/ дм^3	5,0	15,0	5,0	5,0
Селен	мг/ дм^3	0.001	0,01	0,05	0,01
Залізо	мг/ дм^3	0,3	1,0	0,1	0,3
Фтор	мг/ дм^3	0,7-1,5	1,0-1,5	1,5	0,7-1,7
Ціаніди	мг/ дм^3	-	0,2	0,01	0,2
Мінералі-зація	мг/ дм^3	1000,0	1500,0	-	500,0

* - Всесвітня організація охорони здоров’я

В більшості випадків фонові концентрації речовин в прісних підземних водах менші за ГДК цих речовин, тобто $C_{ПР} < C_{ГДК}$. Але можуть бути й інші випадки. Наприклад, підземні води, залишаючись за сухим залишком прісними (сухий залишок менший ніж 1000 мг/дм^3), можуть містити окремі речовини в кількостях, що перевищують ГДК.

У погіршенні якості підземних вод можна виділити дві основні

стадії: I – дограничне, початкове забруднення або ознаки забруднення (вміст забруднювальної речовини вищий від фонового, але менший за ГДК); II надграничне забруднення (вміст забруднювальної речовини вищий за ГДК). Для стадії I характерне зростання вмісту забруднювальної речовини в часі, хоча воно і залишається нижче за ГДК:

$$C_{ÏÐ} < C \le C_{ÃÄÏÊ} \text{ або } \overline{\tilde{N}}_{ÏÐ} < \overline{C} \le 1, \qquad (5.3)$$

де $\overline{C}_{ÏÐ} = \tilde{N}_{ÏÐ} / \tilde{N}_{ÃÄÏÊ}$, $\overline{\tilde{N}} = \tilde{N} / \tilde{N}_{ÃÄÏÊ}$.

У стадії I доцільно виділити два ступеня початкового забруднення, які записуються як Іа та Іб:

$$\textbf{Ia} - \overline{\tilde{N}}_{ÏÐ} < \overline{C} \le 0{,}5, \textbf{ I б} - 0{,}5 < \overline{C} \le 1 \qquad (5.4)$$

Для стадії II характерні такі співвідношення:

$$\tilde{N} > C_{ÃÄÏÊ}, \text{ при } \tilde{N} > C_{ÏÐ} \text{ або } \overline{\tilde{N}} > 1 \qquad (5.5)$$

У стадії II виділяються три ступеня забруднення: IIа) $-1 < \overline{C} \le 10$; IIб) – $10 < \overline{C} \le 100$; IIв) – $\overline{C} > 100$. Ступінь IIв – екстремальне забруднення в загальному випадку, для токсичних речовин екстремальним забрудненням слід вважати $C \ge 10 ГДК$. Усередині цих ступенів можуть бути більш дробові підрозділи [9].

Найбільш небезпечною є стадія забруднення II, коли *вміст забруднювальних речовин перевищує гранично допустимі значення показників якості води. Саме цей випадок вважається власне забрудненням підземних вод.* Але не менш важливо виявити початкову стадію забруднення і встановити стійку тенденцію погіршення якості підземних вод, навіть якщо не перевищуються гранично допустимі значення. Виявлення початкового етапу забруднення особливо необхідне у зв'язку з профілактичними захисними заходами щодо попередження забруднення підземних вод і запобігання його розвитку, яке вже почалося. Локалізувати область забруднення і зменшити його інтенсивність простіше в початковій стадії цього процесу, ніж тоді, коли забруднення досягне високих меж. Таким чином, виявлення початкового забруднення має важливе практичне значення для своєчасного здійснення водозахисних заходів. Тому в поняття «забруднення підземних вод» повинні бути включені обидва випадки.

Забруднення підземних вод, яке відповідає стадіям I і II, може спостерігатись за межами зони активної дії техногенних джерел, а також на ділянках водозабірних споруд. Ступінь IIа зустрічається поблизу

порівняно невеликих за інтенсивністю джерел забруднення. На ділянках водозаборів цей ступінь забруднення зустрічається рідко, лише в окремих свердловинах і зазвичай не перевищує 1,5-2,0 раза, оскільки інакше такий водозабір перестають експлуатувати або використовують воду тільки для технічних цілей. Забруднення підземних вод, яке відповідає ступеням IIб і IIв, характерне для ділянок, які зазнають тривалого й інтенсивного впливу крупних джерел та розташовані у віддаленні від водозабірних споруд. Виділення ступенів I, II (IIа, IIб та IIв) має сенс, як вже наголошувалося, стосовно своєчасного здійснення захисних заходів. Найбільш ефективним вживання цих заходів буде на стадіях I і IIа.

Забруднення підземних вод спричиняється великою кількістю речовин – декількома десятками й більше. Тому виникає питання, за якими речовинами або показниками характеризувати забруднення підземних вод. Очевидно, така характеристика повинна, з одного боку, надаватися за специфічними, властивими цьому об'єкту речовинами. Якщо таких речовин декілька, то вибирають 2-3 з них, найбільш характерні і такі, що містяться в найбільших, в порівнянні з іншими речовинами, кількостях. Під найбільшою кількістю розуміється не абсолютна концентрація певної речовини у воді, а її вміст відносно ГДК.

З іншого боку, ця ж область забруднення підземних вод повинна характеризуватися деякими загальними для всіх областей забруднення показниками. Під загальними розуміються такі показники якості підземних вод або такі речовини, які виявляються найчастіше й повсюдно. Так, практично у всіх областях забруднення, підземні води відрізняються підвищеними значеннями мінералізації, загальної жорсткості, вмісту хлоридів, нітратів, органічних сполук. Тому, ***до загальних показників забруднення можна віднести сухий залишок, загальну жорсткість, вміст хлоридів, нітратів, важких металів, загального вуглецю, бактеріологічні і органолептичні показники***. Загальні показники необхідні як для характеристики кожної конкретної області забруднення, так і для порівняння цих областей між собою та визначення їх узагальненої характеристики. Картина забруднення підземних вод повинна даватися в сукупності за загальними і специфічними показниками.

Перераховані загальні показники не виключають характеристики областей забруднення і за іншими речовинами, які часто зустрічаються, наприклад за вмістом фтору, сульфатів, заліза, але вказані вище загальні показники повинні включатися в характеристику області забруднення як найбільш легко визначувані хіміко-аналітичними методами; деякі з них можуть визначатися дистанційним шляхом.

5.2 Забруднювальні речовини

Речовини, які погіршують якість води у порівнянні з її природним станом і нормами водокористування, називаються забруднювальними. Вони містяться, перш за все, у відходах, які утворюються в результаті господарської діяльності людини, – промислових, комунальних, сільськогосподарських. Ці відходи скупчуються на поверхні землі, і звідти рідка їх фаза надходить в підземні води. Джерелами забруднення можуть бути й корисні речовини, особливо такі, як нафта та її похідні, пестициди, мінеральні добрива, хімічні реагенти й інші кінцеві продукти промислового виробництва. Нарешті, підземні води можуть забруднюватися природними некондиційними водами. Останні проникають у водоносний горизонт у процесі відбору підземних вод, але можуть забруднювати верхні водоносні горизонти з поверхні землі в процесі видобутку корисних копалин і відкачування підземних вод (води шахтного та рудникового водовідливу).

Забруднювальні речовини підземних вод за генетичною ознакою (за походженням) класифікуються таким чином: а) промислові відходи, включаючи викиди автотранспорту; б) комунальні відходи; в) забруднювальні речовини сільського господарства; г) нафта і нафтопродукти; д) природні некондиційні води; е) води шахтного і рудникового водовідливу. До забруднювальних речовин сільського господарства входять як відходи (переважно тваринницькі), так і корисні агрохімічні продукти – пестициди та мінеральні добрива.

За своїм фізичним станом забруднювальні речовини поділяються на тверді, рідкі і газоподібні. Всі три категорії містяться в промислових відходах: майже виключно газоподібні забруднювальні речовини містяться у викидах автотранспорту, переважно тверді та рідкі – в комунальних, а також в сільськогосподарських відходах.

Основне значення в забрудненні підземної гідросфери мають рідкі речовини, які шляхом фільтрації проникають у підземні водоносні горизонти. Тверді відходи та речовини впливають на підземні води, розчиняючись і частково переходячи в рідку фазу при випаданні атмосферних опадів або під впливом поверхневого стоку. Важливе значення в забрудненні природного середовища й підземної гідросфери мають газоподібні речовини, які на відміну від рідких і тим більше твердих речовин розповсюджуються на велику площу і впливають на підземні води в регіональному масштабі, хоча й зі значно меншим ступенем інтенсивності. Газоподібні речовини потрапляють в підземні води із пилом, який осідає на поверхні землі, із забрудненими дощовими опадами та із снігового покриву.

За хімічною ознакою забруднювальні речовини, головним чином, рідкі, можуть бути поділені на такі групи: 1) які містять, переважно, неорганічні сполуки; 2) які містять органічні сполуки; 3)які містять неорганічні і органічні сполуки; 4)які містять важкі метали; 5) які містять радіоактивні речовини.

До першої групи відносяться стічні води підприємств содової, калійної промисловості, підприємств з виробництва мінеральних добрив, кислот і ряду інших хімічних виробництв, а також природні некондиційні, шахтні й копальневі води; до другої групи – нафта і нафтопродукти, пестициди, стічні води підприємств анілінофарбової та фармацевтичної промисловості, виробництва штучних матеріалів та інше; у третій групі – стічні води нафтопереробних, коксохімічних та металургійних заводів, підприємств целюлозно-паперової промисловості, комунальні стічні води; до четвертої групи – стічні води гірничо-збагачувальних фабрик, гальванічних цехів; до п'ятої – стічні води підприємств з переробки радіоактивної сировини і підприємств атомної енергетики.

Стічні води за ступенем забрудненості і вмістом токсичних речовин (показник – кратність їх розбавлення до ГДК за найбільш токсичною компонентою) поділяються на три групи: високотоксичні – розбавлення понад 10^{10} разів; середньотоксичні – від 10^5 до 10^{10} разів; слаботоксичні – від 10^2 до 10^5 разів. Ознака кратності розбавлення може використовуватись для характеристики стічних вод за інтенсивністю їх забарвлення і запаху.

За стійкістю забруднювальні речовини можуть бути такими, що не розкладаються (наприклад, хлориди), дуже стійкими – час розпаду більший за 10 років; стійкими – від 1 року до 10 років, нестійкими – від 1 місяця до 1 року, дуже нестійкими – менше 1 місяця.

Речовини, які забруднюють підземні води, поділяються також на *консервативні* (хлор, кальцій) і *неконсервативні* (органічні сполуки, катіонні форми металів). До перших відносяться речовини, які не вступають у взаємодію з породою, до других – такі, що взаємодіють з породою.

Коротко розглянемо забруднювальні речовини різного генезису.

5.2.1 Промислові відходи

Серед промислових відходів головну роль в забрудненні підземних вод відіграють промислові стічні води. Це зумовлено великою їх кількістю, високим вмістом в них різних, зокрема токсичних, компонентів.

Розглянемо на окремих прикладах, що є стічними водами і як вони утворюються.

Стічні води виробництва сірчаної кислоти поділяються на умовно чисті і забруднені. Об'єм стічних вод по відношенню до виробництва 1 т сірчаної кислоти коливається в межах 45-70м^3, з них умовно чисті складають 95-97%, решта в кількості (3-5%) – забруднені води. Умовно чисті води утворюються в процесі охолоджування технологічної апаратури, надходять вони безперервно і рівномірно. Забруднені стічні води утворюються, головним чином, при промивці технологічного устаткування (електрофільтри, збірники кислоти, холодильники, сірчанокислотні башти); вони містять сірчану кислоту, сірчанокислі солі, іноді миш'як. Умовно чисті і забруднені води відводяться роздільно, але потім для розбавлення концентрованих стоків часто змішуються. Аналогічним чином утворюються стічні води від виробництва азотної кислоти.

Очищення стічних вод, забруднених сірчаною або азотною кислотою, полягає в їх нейтралізації.

Стічні води виробництва тринітротолуолу. Тринітротолуол отримують шляхом послідовної триразової нітрації толуолу сумішшю сірчаної і азотної кислот. Отриманий розчин відстоюють. Промивка тринітротолуолу проводиться спочатку гарячою, потім холодною водою і остаточно розчином сульфату натрію. При цьому на 1 т готового продукту припадає 12-18 м^3 стічних вод, з них $^2/_3$ охолоджується та $^2/_3$ промивається.

Промивні води мають колір від темно-жовтого до яскраво-червоного і запах гіркого мигдалю. Основними речовинами, які забруднюють промивні води, є тринітротолуол і різні кислоти. Так, концентрація в цих водах в середньому складає: тринітротолуолу 250-500 мг/дм^3, сірчаної кислоти 2-2,5 г/ дм^3, тринітробензойної кислоти 750-850 мг/ дм^3. Стічні води від промивки тринітротолуолу розчином сульфату натрію відрізняються високим вмістом нітросполук (600-800 мг/ дм^3). Ці ж речовини, тільки в значно менших кількостях, містяться і в охолоджувальних водах.

Стічні води виробництва нітроцелюлози. Нітроцелюлозу отримують з очищеної бавовни шляхом її обробки сумішшю сірчаної й азотної кислот і води. Стічні води утворюються, головним чином, від багатократної промивки нітроцелюлози; реакція їх може бути від нейтральної до сильно кислої; вони містять кислоти, нітроцелюлозу й інші органічні речовини. При обробці целюлози скидається суміш кислот, яка складається приблизно на 70% з сірчаної кислоти і на 20% з азотної кислоти. Близько $^2/_3$ цієї суміші потрапляє в стічні води. Нітроцелюлоза, що міститься в стічних водах, додає їм характерного запаху. Кількість стічних вод на великих заводах становить більше 10 тис. м^3/д, з них близько 80% – води з реакцією від нейтральної до слабко кислої (так звані

солодкі води), близько 15% – сильно кислих вод і 5% – відносно чисті, призначені для охолодження води.

Стічні води виробництва нітробензолу. Нітробензол отримують шляхом нітрації бензолу сумішшю сірчаної й азотної кислот. Стічні води надходять від промивки бензолу і його охолоджування. Для вод після промивки характерні червоно-бурий або жовтий колір, різкий запах, висока мінералізація (30-60 г/дм^3), значний вміст нітропродуктів (1,5-3,2 г/дм^3), сульфатів (10-23 г/дм^3), сірчаної і азотної кислот (1-2 г/дм^3). Для усунення запаху і забарвлення необхідне розбавлення 1:2000-1:4000. Кількість стічних вод від всіх виробничих процесів досягає 50-60 м^3 на 1 т нітробензолу.

Очищення стічних вод виробництва нітротолуолу, нітроцелюлози і особливо нітробензолу, зважаючи на їх токсичність, сильний запах і інтенсивне забарвлення, є дуже складним.

Стічні води виробництва соди поділяються на дві групи: умовно чисті (80-85% загального стоку) та забруднені (15-20%). Основною забруднювальною речовиною стічних вод є дистилятна рідина. До її складу у великих кількостях входять хлористий натрій, хлористий кальцій, гідроокис магнію та інше. Стічні води містять велику кількість домішок, суспензій і шламу. Мінералізація забруднених стічних вод дуже висока і становить 150-200 г/дм^3; їх розбавляють умовно чистими стічними водами. Об’єм стічних вод на содовому заводі коливається залежно від його потужності і технології виробництва в межах 20-40 тис. м^3/д.

Стічні води виробництва тетраетилсвинцю. Характерною особливістю стічних вод цього виробництва є наявність в них специфічних забруднювальних речовин – тетраетилсвинцю і мінерального свинцю, що зумовлює їх високу токсичність, а також дуже велику мінералізацію (250-320 г/дм^3) так званих кубових залишків. Через дуже високу токсичність тетраетилсвинцю стічні води потребують спеціального очищення. Поглинання свинцю, який міститься у воді, реалізується активованим вугіллям, хлоруванням стічних вод. Руйнування тетраетилсвинцю можливе хімічним і електролітичним шляхом.

Стічні води підприємств анілінофарбової промисловості. Виробництво органічних фарбників пов’язане з багатостадійною переробкою початкової сировини і отриманням великого числа проміжних продуктів. Найбільш забрудненою стічною водою цих виробництв є фільтрати маткових розчинів, які характеризуються дуже високою мінералізацією (понад 100 г/дм^3). Склад концентрованих стічних вод різноманітний; у великих кількостях в них містяться хлористі, сірчисті і сірчанокислі солі натрію, луги, гіпосульфіт, органічні сполуки й інші речовини. Витрата стічних вод на 1 т продукції коливається від 5 до 30 м^3/д.

Стічні води фармацевтичних підприємств відрізняються великою різноманітністю за складом і кількістю. До складу стічних вод входять маткові луги, різні органічні речовини, продукт виготовлення та його основні частини; досить часто вони містять токсичні речовини. Наприклад, при виробництві антибіотиків утворюються такі види відходів: відпрацьовані живильні розчини з дуже високим вмістом органічних речовин ($БПК_5$ від 4000 до 8000 мг/дм^3), мінеральних і органічних солей, вуглеводів, кислот; промивні води, забруднені кислотами, лугами, ацетоном; промивні води, що містять значну кількість органічних сполук ($БПК_5$ від 600 до 2500 мг/дм^3).

Стічні води виробництва фтору. Початковою сировиною зазвичай є плавиковий шпат. При виробництві фтору отримується фтористоводнева кислота, її солі, зокрема подвійна натрієво-алюмінієва сіль (синтетичний кріоліт), та інші продукти. Стічні води включають води охолоджування і промивні води, що утворюються при виробництві кріоліту. Всі стічні води мають сильно виражену кислу реакцію (pH$\approx$2,2), містять соляну і плавикову кислоти (промивні води) і багато шламу.

Навіть ці окремі приклади промислових стічних вод показують, наскільки вони різноманітні за складом і яку велику кількість забруднювальних речовин можуть містити. Для більшості промислових стічних вод характерні висока мінералізація, інтенсивне забарвлення і запах. Наприклад, стічні води виробництва соди, мінеральних кислот, калійних добрив, тетраетилсвинцю, ртуті, йоду і брому відрізняються дуже високою мінералізацією – від 70 до 250 г/дм^3. Така висока мінералізація стічних вод зумовлює їх велику густину в порівнянні з густиою прісних і слабко солоних підземних вод. Разом з цим стічні води ряду виробництв, наприклад целюлози, штучного каучуку, штучного волокна, відрізняються порівняно невеликою мінералізацією і в той же час високим вмістом токсичних речовин.

Промислові стічні води більшості виробництв мають підвищену температуру (40-60°С), а деякі, як, наприклад стічні води виробництва соди, окислу етилену, жирних кислот – високу температуру (до 80°С). Багато стічних вод (виробництва нітросполук ртуті, фарбників та інше) інтенсивно забарвлені і потребують дуже великого розбавлення для зникнення забарвлення.

У стічних водах нерідко містяться у великих кількостях завислі речовини (наприклад, в стічних водах виробництва целюлози, підприємств текстильної промисловості, гірничозбагачувальних фабрик і інших видів виробництв).

Кількість стічних вод промислових підприємств змінюється в широких межах – від сотень до тисяч і десятків тисяч кубічних метрів на добу. Великі кількості стічних вод, що обчислюються десятками тисяч

кубічних метрів на добу, утворюються в процесі виробництва соди, мінеральних добрив, целюлози, переробки нафти.

Необхідно відзначити таку важливу обставину, що стосується кількості промислових стічних вод. На підприємстві утворюються стічні води двох видів: умовно чисті і забруднені. Хоча перші і називаються умовно чистими, але в більшості випадків вони є безумовно забрудненими. Загальний стік підприємства містить і ті й інші. Зазвичай забруднені води складають 20-30% від загальної кількості стічних вод, що скидаються підприємством. З погляду санітарної безпеки навколишнього середовища і підземних вод, найбільш важливе очищення і утилізація забруднених стоків.

Серед забруднювальних речовин, що містяться в промислових стічних водах, значну частку складають органічні сполуки. В стічних водах можуть міститися: гумінові речовини, ПАВ, матеріали флотацій гірничодобувних підприємств й збагачувальних фабрик; ціаніди, феноли, смолоподібні компоненти металургійних заводів; гумінові речовини, ціаніди, феноли коксохімічних заводів; метанол, фурфурол, тімол, розчинні вуглеводні, меркаптани, сульфіди, лігнін і його похідні, терпени, смоляні кислоти підприємств з виробництва целюлози; продукти розпаду білка, чинбові речовини, мила підприємств шкіряної промисловості; смоляні кислоти, полісахариди, клейковина, целюлозні волокна, засоби флотацій паперового виробництва.

Особливе місце серед промислових стічних вод займають теплообмінні води. Вони утворюються практично на всіх промислових підприємствах, але насамперед на енергетичних установках. Теплообмінні води не забруднені хімічними речовинами і відрізняються тільки високою температурою (до 50-60°С).

5.2.2 Викиди автотранспорту

Одним з основних джерел забруднення природного середовища і особливо атмосфери у великих населених пунктах є автотранспорт. В окремих містах забруднення атмосфери автотранспортом досягає 60-80% від загального газодимового викиду забруднювальних речовин.

До складу вихлопних газів автомобілів входять вуглекислий газ, окисел вуглецю (від неповного згорання палива), оксиди азоту, альдегіди, вуглеводні (етан, метан, етилен, бензол, пропан, ацетилен, толуол, бутан), складні ароматичні вуглеводні (сірчистий газ, свинець, цинк, тетраетилсвинець). З цих речовин найбільш характерні для викидів автотранспорту свинець, бенз(а)пірен, окисел вуглецю, тетраетилсвинець.

Слід зазначити, що бенз(а)пірен є активним канцерогеном. Він потрапляє в зовнішнє середовище сорбованим на частинках сажі і пилу. Протягом сотень діб він зберігається в ґрунті: через 120 діб в пробах ґрунту залишається до 50 % його первинної кількості, внесеної в ґрунт. Підвищений його вміст відзначається у великих містах. Наявність бенз(а)пірену в ґрунті може вплинути на протікання процесу нітрифікації: у малих кількостях (0,1-0,5 міліграм у 1кг ґрунту) він стимулює цей процес, а у великих кількостях (10 мг і більше в 1кг ґрунту) – пригнічує його.

5.2.3 Комунальні відходи

Під комунальними відходами розуміються відходи непромислового походження, які утворюються в населених пунктах, а саме: відходи підприємств, служб і господарств з обслуговування населення, відходи житлових приміщень. У ряді робіт комунальні відходи називають побутовими.

До комунальних відходів відносяться фекалії, стічні води, тверді відходи житлових приміщень, підприємств громадського харчування і торгівлі, видовищних місць, спортивних і інших споруд, міське сміття, шлами комунальних очисних споруд та інше.

Одним з основних видів комунальних відходів є фекалії. Їх характерні компоненти – азот, амоній, органічні кислоти, хлориди, фосфор, калій, натрій, сірка. У фекальних стічних водах містяться різні ентеровіруси, грибки, протозої. Таке саме відмічається в комунальних стічних водах. За зовнішнім виглядом господарсько-побутові стічні води є рідиною з низькою прозорістю, сірим кольором й неприємним запахом. Для них характерна насиченість яйцями гельмінтів і бактеріальною флорою.

Дуже велика кількість твердих комунальних відходів. До них відносяться харчові залишки, консервні банки, пляшки, контейнери і балони, папір для обгорток, поліетиленові та паперові пакети, автомобільні покришки, що прийшли в непридатність, предмети побутового вжитку, службових і суспільних приміщень. В порівнянні з промисловими комунальні відходи відрізняються сильнішою мінливістю складу, вищим вмістом органічних речовин, а також мікроорганізмів і, в цілому, значно меншою токсичністю та інтенсивністю забруднення.

5.2.4 Води шахтного та рудникового водовідливу

У гірничодобувних районах забруднення прісних підземних вод може відбуватися внаслідок скидання на поверхню землі попутних підземних вод, які відкачуються при видобутку корисних копалин, і подальшої їх фільтрації в приповерхневі, що залягають неглибоко, водоносні горизонти. Попутні води, що відкачуються з шахт і рудників, називають також водами шахтного і рудникового водовідливу.

У багатьох випадках ці води відрізняються підвищеною мінералізацією і порівняно високим вмістом окремих компонентів. Так, шахтні води вугільного басейну Західного Донбасу, що відкачуються з кам'яновугільних відкладів, мають мінералізацію 35-50 г/дм^3, за складом вони сульфатно-хлоридні та хлоридні.

Підвищеною і навіть високою мінералізацією відрізняються попутні води рудних родовищ. Особливо це відноситься до мідно-колчеданних родовищ. Мінералізація копальневих вод на них становить 50-70 г/дм^3 і більше.

Дуже високих значень може досягати вміст в копальневих водах металів: миш'яку – до 5200 мг/дм^3 при ГДК 0,05 мг/дм^3, свинцю – до 90 мг/дм^3 при ГДК 0,1 мг/дм^3, міді – до 500 мг/дм^3 при ГДК 0,1 мг/дм^3. Деякі копальневі води відрізняються кислою реакцією, значення pH в них становить 2,5-1,8.

Якщо такі води при видобутку руди потрапляють на поверхню, то вони можуть стати джерелом забруднення поверхневих і прісних підземних вод.

При розробці нафтоносних пластів разом з нафтою витягується на поверхню велика кількість вод пластів. Як і всі води нафтових родовищ, води пластів мають високу мінералізацію (50-70 г/дм^3), містять великі кількості хлоридів, сульфатів, магнію. Ці води потрапляють на поверхню землі не тільки при видобутку нафти, але і в процесі розвідувальних робіт на нафту і газ, при проведенні відкачувань, в результаті самостійного виливання та аварійних ситуацій.

Високо мінералізовані розчини можуть утворюватися і забруднювати поверхню землі і горизонти прісних підземних вод при видобутку корисних копалин методом підземного вилуговування.

5.2.5 Нафта і нафтопродукти

Нафта поділяється на сиру і товарну (первинно-оброблену). До нафтопродуктів відносяться бензини, газ, паливо для повітряно-

реактивних двигунів, дизельні і котельні палива (мазут), масла, мастила і так далі, найчастіше забруднення поверхневих і підземних вод спричиняється нафтою, бензинами, газом. Іншими нафтопродуктами, такими, як мастила, масла, важкі палива, підземні води забруднюються значно рідше, що пояснюється великою в'язкістю цих речовин, унаслідок чого зменшуються їх розповсюдження в зовнішньому середовищі.

Нафта та її похідні на 90-95% є сумішшю різних вуглеводневих сполук, які поділяються на три класи: парафін, циклопарафін і ароматичні вуглеводні. З невуглецевих сполук в нафті містяться сірка, азот, метали в кількості 5-10%.

За умови надходження нафтопродуктів в підземні води вони істотно впливають на їх певні властивості, особливо густину, розчинність, температуру кипіння. Густина нафти і більшості нафтопродуктів менша від одиниці, тобто менша, ніж густина води; виняток становлять мазут, окремі змащувальні масла.

Нафта в цілому погано розчиняється у воді і заведено вважати, що нафта і вода утворюють систему рідин, які не змішуються. Але серед вуглеводнів є група ароматичних сполук (бензол, толуол, ксилол, етилбензол та інші), які порівняно добре розчиняються у воді. У воду переходять переважно ароматичні вуглеводні (головним чином, бензол, толуол, етилбензол, ксилол), створюючи з нею дійсні розчини (на молекулярному рівні). Інші вуглеводні утворюють з водою емульговані суміші.

Необхідно відзначити, що нафтопродукти, які містяться в підземних водах, під впливом біогенного розкладання, а також хімічного окислення можуть руйнуватися. При цьому утворюються нафтенові кислоти, феноли, ефіри, карбонільні сполуки, які є полярними і характеризуються дуже високою розчинністю. Внаслідок цього склад водорозчинної частини нафтопродуктів та їх похідних змінюється в часі.

Температура кипіння нафтопродуктів характеризує їх здатність до випаровування. Вуглеводні з низькою температурою кипіння, що містяться у великій кількості в бензинах, можуть порівняно легко випаровуватися з поверхні забруднених ними ґрунтових вод, утворюючи в зоні аерації газову хмару, що використовується на практиці при вивченні областей забруднення підземних вод.

5.2.6 Забруднювальні речовини сільського господарства

Основними із забруднювальних речовин сільського господарства є пестициди, відходи тваринницьких господарств, мінеральні добрива.

Пестициди. Цією назвою об'єднують хімічні засоби захисту рослин. Залежно від призначення розрізняють гербіциди (для боротьби із смітними рослинами), інсектициди (для боротьби з комахами), фунгіциди (для боротьби з грибками).

За хімічним складом пестициди поділяються на хлорорганічні (ДДТ, ГХЦГ, ліндан, альдрин, гептахлор, діхлоретан, хлорпікрин та інші), фосфорорганічні (дихлофос, метафос, карбофос, фосфамід, хлорофос), ртутьорганічні (гранозан, меркуран, родосан, миш'якові складові), похідні речовини.

Дуже важливою є характеристика пестицидів по їх стійкості, за якою вони поділяються на такі класи: а) стійкість у водному середовищі: I – менше 5 діб, II – від 5 до 10 діб, III – від 11 до 30 діб, IV – понад 30 діб; б) стійкість в ґрунті; I – менше 1 місяця, II – від 1 до 5 місяців, III – від 5 до 24 місяців, IV – понад 24 місяці. Класи III і IV в обох випадках є відповідно небезпечними та особливо небезпечними.

До найбільш стійких відносяться миш'якові, ртутьорганічні (до 10 років), хлорорганічні (до 4-5 років) пестициди. Найменш стійкими в зовнішньому середовищі і такими, що швидко розкладаються, є фосфорорганічні пестициди, які розкладаються протягом від декількох діб до десятків діб.

Високотоксичними є миш'якові, ртутьорганічні та фосфорорганічні пестициди. Хлорорганічні пестициди відносяться в основному до речовин із середньою токсичністю, проте, внаслідок їх стійкості, разом з миш'яковими і ртутьорганічними пестицидами, вони становлять значну небезпеку для навколишнього природного середовища.

ДОСТ поділяє пестициди за ступенем їх небезпеки для підземних вод на такі класи: А – практично безпечні; В – мало небезпечні, такі, що легко розкладаються, але не здатні до накопичення; С – мало небезпечні, але здатні до накопичення і також легко розкладаються; Д – небезпечні, такі, що не розкладаються або слабко розкладаються.

Найбільш небезпечними пестицидами, що відносяться до різних класів, є: клас Д – засоби, що містять ртуть та миш'як; клас С – дихлорофос, метазол, паратіон, дінобутон, мевінфос та інші; клас В – піразофос, тет-радіфон, мелатіон, дінокап, трихлорфон та інше.

Пестициди є біологічно активними і в цілому токсичними речовинами; багато з них метаморфуються в проміжні сполуки (метаболіти), часто не менше, а навіть більш токсичні, ніж початкові речовини.

Пестициди, як правило, погано розчиняються у воді. Розчинність деяких пестицидів при температурі 20-30°С становить: ДДТ 0,0002 мг/дм^3, гептахлор 0,06 мг/дм^3, дільдрин 0,186 мг/дм^3, токсафен 3,0 мг/дм^3, альдрін 0,027 мг/дм^3, хлордан 0,1 мг/дм^3, ендрин 0,1 мг/дм^3, γ = ГХЦГ 10,0 мг/дм^3.

Пестициди використовуються у вигляді розчинів і емульсій, порошків і аерозолів. Вони вносяться до ґрунту, розпилюються з літаків, ними обприскують рослини.

Тваринницькі відходи. Одним з основних видів забруднювальних речовин в сільському господарстві є відходи великих тваринницьких комплексів і ферм, головним чином, рідкий гній. Їхня дія на навколишнє природне середовище подібна впливу промислових об'єктів. У ряді країн тваринницькі комплекси відіграють основну роль в забрудненні навколишнього середовища. Підраховано, що стадо в 100 тисяч голів великої рогатої худоби забруднює навколишнє середовище так само, як місто з мільйонним населенням. Розрізняють комплекси великої рогатої худоби, свинарські, вівчарські. До них же умовно відносять птахівницькі комплекси. За поширенням і за розміром виділяються комплекси рогатої худоби й свинарські.

Основними хімічними компонентами відходів цих комплексів є азот, фосфор, калій, які є живильними речовини для рослин. Особливе значення мають азотисті сполуки і, перш за все, нітрати, які є головними забруднювальними компонентами відходів тваринництва.

Азот міститься в гнійній рідині у вигляді різних органічних сполук та NH_4^+. Органічно зв'язаний азот поступово мінералізується і переходить в амонійний азот. Останній в процесі нітрифікації перетворюється на нітритний азот, який потім переходить в нітратний. Нітрати є стійкими, добре мігруючими сполуками. Вони є характерними для тваринницьких відходів.

Мінеральні добрива. У сільськогосподарському виробництві використовуються такі основні види добрив: азотні, фосфорні, калійні, мікродобрива, комплексні. Основними складовими цих добрив є сполуки азоту, фосфору та калію. Особливе значення мають азотисті сполуки і, перш за все, нітрати. Вони не зв'язуються ґрунтом, відрізняються високою мобільністю і можуть мігрувати на великі відстані. Вимивання з ґрунтів нітратів, які накопичуються там при внесенні добрив, залежить від типу ґрунтів. Найбільше винесення нітратів в ґрунтові води відмічається в районі південних чорноземів, найменше – в зоні опідзолених, вилужених і типових чорноземів. Фосфорні добрива вимиваються з ґрунтів в цілому незначно, проте, із засолених ґрунтів винесення фосфатів різко зростає. Калій і магній зв'язуються в ґрунті, і міграція їх дуже обмежена.

Стічні води сільськогосподарських територій завдають значної шкоди водоймам і річкам, а також підземним водам. Збільшення ерозії ґрунтів при розорюванні сільгоспугідь, а особливо при поливі сприяє виносу мінеральних речовин. Склад мінеральних солей, які вилуговуються з ґрунту, залежить від ступеня й характеру засоленості ґрунту, умов поливу, стану колекторно-дренажної мережі. Кількість солей, які виносяться з 1 га, коливається у межах від 1 до 200 т/рік. У зв'язку із

широким використанням добрив значна частка із загального складу мінеральних компонентів, які виносяться з сільгоспугідь, припадає на азот і фосфор. Винос пестицидів зумовлюється стійкістю препаратів у природному середовищі.

Контрольні запитання

1. Дайте тлумачення поняттю «забруднення підземних вод».
2. Що таке фоновий якісний стан?
3. Перелічіть групи показників, які формують норми якості питних вод?
4. Які показники забруднення можна віднести до загальних?
5. Які речовини називають забруднювальними, їх класифікація за генезисом?

6 ОСНОВНІ ВИДИ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Забруднювальні речовини проникають у водоносні горизонти у вигляді розчинів і спричиняють забруднення підземних вод, яке можна поділити на такі види: хімічне, бактеріальне (або мікробне), теплове. Існує також радіоактивне забруднення. Іноді відзначають також механічне забруднення (або засмічення), розуміючи під ним наявність в підземних водах нерозчинних речовин (механічних домішок), але підземним водам цей вид забруднення невластивий [9].

6.1 Хімічне забруднення

Цей вид забруднення спричиняється практично всіма розглянутими вище забруднювальними речовинами за винятком теплообмінних вод і радіоактивних речовин. Але основну роль в його виникненні відіграють промислові відходи.

Хімічне забруднення проявляється в збільшенні концентрацій (по відношенню до фонової концентрації) в підземних водах макро- і мікро-компонентів. В підземних водах утворюються невластиві їм мінеральні і органічні сполуки і простежується збільшення їх концентрацій в часі. Хімічне забруднення може супроводжуватися інтенсивним забарвленням води, появою запаху, підвищеною температурою.

У забруднених підземних водах містяться різні речовини, але *найчастіше зустрічаються хлориди, сульфати, кальцій, магній, залізо, нітрати, фтор, нафтові вуглеводні, феноли, органічні сполуки, важкі метали.*

Хімічне забруднення є в цілому стійким, зберігається протягом тривалого часу, може розповсюджуватися на значну відстань по водоносному горизонту, що особливо характерно для мінеральних забруднювальних речовин. Хімічне забруднення прісних підземних вод, використовуваних з питною метою, є найбільш небезпечним і його важко усувати.

Нафтове забруднення. Відмінність властивостей нафтових вуглеводнів і води зумовлює особливості їх знаходження в підземних водах. Більшість нафтових вуглеводнів мають меншу густину, ніж вода. Нафта і нафтопродукти є сумішшю вуглеводнів, які характеризуються різною, але в цілому слабкою розчинністю у воді. Нафта і вода розглядаються як рідини, що не змішуються. Унаслідок цих особливостей вуглеводнів вони розташовуються переважно у верхній частині розрізу водоносного горизонту. Частина вуглеводнів розміщується у вигляді лінзи

на поверхні водоносного горизонту (у випадку ґрунтових вод). Ця лінза складається з однофазної рідини — вуглеводнів; її потужність залежно від кількості нафтопродуктів, що надійшли у водоносний горизонт, може коливатися від декількох сантиметрів до 1-2 м і більше.

Інша частина вуглеводнів, розташована нижче за однофазний шар (лінзи) і за її межами, утворює з водою двофазну суміш у вигляді емульсії. Нарешті, найбільш розчинні вуглеводні (в основному ароматичні) утворюють з водою розчин. Таким чином, по вертикалі і в плані вуглеводні утворюють якби три зони – лінза однофазної рідини, що не змішується з водою (вуглеводнів); зона двофазної системи (емульсія нафти у воді); зона розчину вуглеводнів у воді. Розміри цих зон неоднакові: площі, зайняті емульсованими і розчиненими у воді вуглеводнями в декілька і навіть десятки разів більші від площі, яку займає зона однофазних вуглеводнів у вигляді лінзи.

З рухом двофазної системи (поява шарів емульсії нафти у воді) пов'язані поняття фазової проникності пористого середовища. Проникність породи для однієї фази (наприклад, нафти) залежить від вмісту в породі іншої фази (води). Якщо вміст нафти перевищує 80-85%, то порода буде практично непроникна для води і в ній відбуватиметься рух тільки нафти. І навпаки, при вмісті нафти менше 20-15% порода буде проникна тільки для води.

Характерним проявом нафтового забруднення підземних вод є специфічний запах нафти і нафтопродуктів, наявність на поверхні води нафтової плівки.

Хлоридне забруднення спричиняється різними відходами, головним чином, промисловими, природними некондиційними, рудниковими і шахтними водами, високо мінералізованими водами глибоких горизонтів, які вилучаються на поверхню. Найбільш показовим в цьому плані є забруднення прісних підземних вод стічними водами заводів з виробництва соди, калійних добрив і ряду інших виробництв, а також засолення прісних підземних вод в прибережних районах морськими водами.

Вказані стічні води, які є високо концентрованими, переважно хлоридними розчинами, і морські води мають більшу густину, ніж прісні води. *Потрапляючи у водоносний горизонт, хлоридні розчини осідають, спускаючись до підошви пласта. Внаслідок цього область хлоридного забруднення тяжіє до нижньої частини водоносного горизонту.*

Хлориди добре розчиняються у воді й утворюють з нею систему взаємно розчинних рідин. Це стійкі речовини, такі, що не розкладаються і не сорбуються, мають високу міграційну здатність. Тому хлориди можуть розповсюджуватися по водоносному горизонту на значні відстані й утворювати великі за протяжністю й площею області забруднення.

Нітратне забруднення переважно пов'язане з сільськогосподарською діяльністю, хоча помітну роль в його виникненні відіграють також промислові і комунальні відходи. Воно найчастіше зустрічається в районах інтенсивного сільськогосподарського освоєння. Основною причиною його утворення є мінеральні добрива і відходи великих тваринницьких комплексів. Тваринницькі комплекси стають джерелом забруднення підземних вод *азотистими сполуками*. У підземних водах вони зустрічаються в основному в трьох формах — амонійній, нітритній і нітратній. Нітратний азот є кінцевим продуктом в ланцюжку послідовних перетворень азоту при його окислюванні: амонійний азот, нітритний азот, нітратний азот. Процес нітрифікації, в результаті якого нітритна форма азоту переходить в нітратну, продовжується порівняно недовго, до 1-1,5 місяців, але він може сповільнюватися або прискорюватися залежно від температури і зміни гідрогеохімічного стану водоносного горизонту. При міграції азотистих сполук відбуваються і зворотні процеси – денітрифікація, в результаті якого нітратний азот відновлюється до нітратного і амонійного. В умовах відновного середовища у водоносному горизонті процеси нітрифікації сповільнюються або припиняються. У такому випадку амонійний азот може зберігатися протягом тривалого часу і не переходити в нітратний. Проте і амонійний, і нітритний азот є проміжними, нестійкими формами. Зрештою вони переходять в найбільш стійку форму – нітратний азот, і саме в цій формі відбувається переважне накопичення азоту в підземних водах.

Нітрати добре розчиняються у воді, відрізняються порівняно невеликою здатністю до сорбції. Вони можуть мігрувати по водоносному горизонту на значну відстань.

Особливістю знаходження азотистих сполук в підземних водах є те, що разом з основним їх перетворенням від амонійної форми до нітратної можливий і зворотний, відновний процес. Це зумовлює мінливість їх знаходження в підземних водах, яка виявляється не тільки по шляху їх міграції, але і в часі, тобто в залежності від пори року.

Забруднення важкими металами. У відходах різних виробництв, викидах автотранспорту, використаних на сільськогосподарських полях отрутохімікатах та у інших продуктах містяться різноманітні метали. Значне місце серед них займають *важкі метали, до яких відносяться кольорові метали з щільністю, більшою, ніж у заліза (*7,874 г/см^3*), а саме: свинець, мідь, цинк, нікель, кадмій, кобальт, сурма, олово, вісмут, ртуть.* Особливо багато важких металів міститься у відходах підприємств, які переробляють руду кольорових металів і самі метали. Тут їх вміст може в сотні й тисячі разів перевищувати фонові значення. В пилу, що утворюється при спалюванні побутового сміття, вміст кадмію, наприклад в

2000 разів більший від фонового; у пилу виробництв лаку та фарби вміст ртуті і кадмію в тисячі разів перевищує фоновий.

З важких металів, які забруднюють підземні води, найбільш поширені свинець, цинк, мідь, кадмій. Часто зустрічаються залізо, хром, ртуть. *Важкі метали, що містяться в підземних водах в катіонній формі, зазвичай добре піддаються сорбції. Тому ореоли забруднення ними підземних вод, зумовлені впливом локальних джерел (наприклад, басейнів промислових стічних вод, хвостосховищ), в цілому мають обмежені розміри.*

Важкі метали відносяться до стійких забруднювальних речовин, вони слабко розкладаються в природних умовах.

6.2 Бактеріальне забруднення

У відходах, особливо комунальних і сільськогосподарських, містяться різні мікроорганізми, які при попаданні у водоносний горизонт змінюють біологічні властивості і погіршують санітарний стан води. ***Під бактеріальним, або мікробним, забрудненням підземних вод розуміється збільшення їх вмісту в порівнянні з природним станом патогенних і санітарно-показових мікроорганізмів.*** До санітарно-показових мікроорганізмів відносяться бактерії групи кишкової палички, ентерокок. Патогенними або хвороботворними мікроорганізмами називаються бактерії, що спричиняють появу інфекційних захворювань. До патогенних мікроорганізмів відносяться ентеробактерії (шигелли і сальмонели), бактеріофаг Е, ентеровіруси (вірус поліомієліту). Особливе значення для мікробіологічної характеристики води мають бактерії групи кишкової палички. Як відомо, безпека води в епідемічному відношенні визначається загальним числом мікроорганізмів і числом бактерій групи кишкової палички.

Бактеріальне забруднення є частиною більш загального біологічного забруднення, яке, окрім бактерій, може спричинятись водоростями, вірусами й іншими представниками мікрофлори і мікрофауни. Відомі випадки появи в підземних водах і водозабірних спорудах, що експлуатують водоносні горизонти поблизу мілководих водосховищ, залізобактерій і синьо-зелених водоростей.

Основною особливістю бактеріального забруднення є обмеженість його розповсюдження всередині водоносного горизонту. Це зумовлено порівняно невеликим часом виживаності бактерій в підземних водах. Згідно з вітчизняними і зарубіжними публікаціями, цей час становить 30-400 діб [4]. Час **виживаності** бактерій залежить від різних чинників: їх кількісного вмісту у воді, швидкості фільтрації, геохімічної обстановки,

температури, наявності у воді інших забруднювальних речовин. Так, час виживаності окремих патогенних бактерій залежно від їх щільності у воді при температурі 4-6°С становить: для сальмонел черевного тифу при густоті 102 (кількість мікробних тіл в 1 л води) приблизно 50 діб, а при густоті 104 – до 120 діб; шигел дизентерії при густоті 102 і 104 відповідно 170 й більше 300 діб; сальмонел паратифу В при густоті 102 і 104 близько 220 і 70-400 діб.

Цікаво відзначити, що хімічні забруднювальні речовини (детергенти, нафтопродукти), що додаються у воду, на рівні їх ГДК практично ніякого впливу на час виживаності бактерій не чинять. В той же час збільшення вмісту детергенту до 5 мг/дм^3 у присутності фенолів і нафтопродуктів продовжувало життя бактерій і сприяло їх розмноженню.

У роботі [4] рекомендуються такі розрахункові значення часу виживаності мікроорганізмів: 200 діб — при їх надходженні з порівняно невеликих за інтенсивністю забруднення джерел і 400 діб — за наявності інтенсивних і постійно діючих джерел забруднення.

Обмежена дальність розповсюдження бактерій в підземних водах залежить від їх поглинання породою, тобто від сорбції. При поглинанні породою бактерії можуть зберігати свою хвороботворну здатність протягом тривалішого часу, ніж у вільному стані. В цілому, внаслідок обмеженого часу виживаності і процесів поглинання область бактеріального забруднення у водоносному горизонті має тимчасовий і локальний характер.

6.3 Теплове забруднення

Одним з видів забруднення підземних вод є теплове, яке проявляється в підвищенні їх температури у порівнянні із звичайною (фоновою). Із зміною температури підземних вод пов’язана зміна їх хімічного складу, вмісту газу й, особливо, кисню, зміна їх біологічних властивостей та смакових якостей.

Теплове забруднення зумовлене різними причинами, з яких можна виділити дві головні: утворення, які виникають в районах великих промислових підприємств, особливо енергетичних (теплові, атомні електростанції та інше), а також місць теплових аномалій в навколишньому середовищі; скидання на поверхню землі нагрітих промислових і комунальних стічних вод. У першому випадку позитивна температурна аномалія, що формується в навколишньому природному середовищі, захоплює також надра землі, унаслідок чого відбувається нагрівання підземних вод. У другому випадку, нагріті стічні і теплообмінні води, що фільтруються з поверхні землі, проникають у водоносний

горизонт і створюють там область підвищеної температури, тобто область теплового забруднення. В більшості випадків обидві причини діють спільно й одночасно.

Значні зміни температурного режиму підземних вод (на декілька градусів) зумовлені не тільки окремими промисловими підприємствами, а і населеними пунктами в цілому. В метеорологічній літературі використовується вираз «острів тепла», яким позначається позитивна температурна аномалія в атмосфері, що утворюється в місті. Можна стверджувати, що на території великих населених пунктів формується «острів тепла» як в атмосфері, так і в надрах.

Найбільш інтенсивні зміни температурного режиму і теплові забруднення підземних вод пов'язані із великими промисловими підприємствами, оскільки їх стічні води часто мають підвищену температуру. Так, стічні води виробництва окислу етилену, синтетичних жирних кислот характеризуються температурою 90-95°С; стічні води содових заводів (дистилятна рідина) мають температуру 50-70°С. Для деяких видів відходів і стоків атомних електростанцій характерне підвищення їх температури з часом (самостійне розігрівання).

Серед промислових стічних вод велику питому вагу мають нагріті теплообмінні води, скидання яких на поверхню землі, в поверхневі водоймища і річки призводить до теплового забруднення підземних і поверхневих вод.

Кількість теплообмінних вод зростатиме в часі, особливо у зв'язку з розвитком атомної енергетики. Збільшення витрат води, необхідної для охолоджування енергетичних установок атомних електростанцій у зв'язку з будівництвом останніх, призведе до збільшення викиду тепла в навколишнє середовище, а отже, і до збільшення температури природних вод на ділянках розташування енергетичних установок.

Теплове забруднення найчастіше зустрічається в ґрунтових водах, але воно може також проявлятися в глибоких водоносних горизонтах. У ґрунтових водах теплове забруднення виникає в результаті фільтрації з поверхні землі стічних вод, а в глибоких водоносних горизонтах – через закачування в них стічних вод, створення підземних сховищ різного призначення, теплової дії на пласт при видобутку нафти. Найбільш значні теплові аномалії формуються під великими поверхневими сховищами стічних вод. Розширення в часі області теплового забруднення в підземних водах відбувається внаслідок конвективного перенесення нагрітих вод, а також молекулярної (кондуктивної) теплопровідності. При цьому конвективна складова перенесення тепла має переважне значення в горизонтальному напрямі в пласті і у вертикальному – безпосередньо під сховищем стоків, а значення кондуктивної складової зростає у вертикальному напрямі за межами сховища стоків при розповсюдженні тепла через водотривкі відклади. Тепло передається вгору (в зону аерації) і

в підстильний водонепроникний пласт, який розділяє ґрунтові і напірні води, а також безпосередньо в ґрунтові води по лінії контакту стічні – ґрунтові води.

У глибоких водоносних горизонтах джерело теплового забруднення розширюється під впливом закачування промислових стічних вод через нагнітальні свердловини. Тепло витрачається на нагрівання водонепроникних товщ у покрівлі й підошві пласта, а також в місці контакту стічних і підземних вод. У глибоких горизонтах, де води можуть мати високу природну температуру, може виникнути також «негативне» теплове забруднення, тобто забруднення, що характеризується нижчою температурою в порівнянні з температурою вод пластів. В цьому випадку область негативного теплового «забруднення» поглинатиме тепло з водоносного горизонту й водотривких порід, що перекривають його.

У водах, що зазнали теплового забруднення, зменшується вміст і інших газів, зокрема вуглекислого газу, азоту. У підземних водах, багатих на розчинений бікарбонат, нагрівання може спричинити випадання в осад карбонату кальцію. *Із зростанням температури води внаслідок теплового забруднення збільшується розчинювальна здатність води, що може інтенсифікувати карсто-суфозійні процеси.*

Зміна температури води впливає на токсичність забруднювальних речовин, що містяться в ній. При підвищенні температури води від 15 до 25°С токсичність цинку зростає майже в 3 рази; з підвищенням температури збільшується токсичність ціанідів (їх вміст характерний для стічних вод металургійних заводів) і окремих пестицидів, наприклад гексохлорана. Теплове забруднення підземних вод у багатьох випадках поєднується з хімічним забрудненням, оскільки стічні води переважно, окрім вмісту забруднювальних речовин, характеризуються підвищеною температурою. Тому на ділянках, де одночасно має місце і теплове, і хімічне забруднення, можна чекати прояву підвищеної токсичності речовин, які містяться в підземних водах.

Таким чином, теплове забруднення порушує перебіг природних гідрохімічних процесів, часто спричиняє евтрофікацію водойм [30]. *У нашій країні встановлені граничні норми підвищення температури води у результаті скидання теплих вод. Ця температура не повинна перевищувати більш ніж на* 3^0 *температуру водойми в літній період.*

Звітні дані про види забруднювальних речовин і типи забруднення підземних вод, спричиненого ними, значення забруднювальної речовини у формуванні того або іншого типу забруднення, види показників забруднення підземних вод представлені в табл. 6.1, 6.2.

6.4 Радіаційне забруднення

Природна радіоактивність води пояснюється наявністю в основному розсіяних елементів – радію, урану, торію, радону і продуктів їхнього розпаду, а також ізотопу 40К, який міститься в натуральному калії в кількості 0,011%.

Таблиця 6.1 – Типи забруднення підземних вод промислово-комунального виробництва*

Тип забруднення підземних вод	Забруднювальні речовини			
	Промислові відходи (1,2,3)	Нафта та нафтопродукти (1,2)	Шахтний і рудниковий водовідлив, стоки нафтопромислів (1,2)	Комунальні відходи (3,2,1)
Хімічне: Неорганічне	Переважає (1,2)	Немає	Переважає	Немає
Органічне (не нафтове)	Переважає (1,2)	Немає	Немає	Немає
Неорганічне та органічне (не нафтове)	Переважає (1,2)	Немає	Відносно невелике	Відносно невелике
Метали	Переважає	Немає	Немає	Немає
Вуглеводне (нафтове)	Переважає (1,2,3)	Переважає	Немає	Немає
Бактеріальне	Відносно невелике (2,3)	Немає	Немає	Переважає
Теплове	Переважає (2,3,1)	Немає	Відносно невелике	Відносно невелике
1-показники токсичних хімічних речовин				
2- показники органічних речовин				
3- показники бактеріологічних речовин				

Радіоактивні елементи мають властивість адсорбуватися завислими речовинами, які є у воді. Останні осідають і спричиняють радіоактивне забруднення донних відкладів. Тому при вивченні водойм на можливе радіоактивне забруднення необхідно відбирати проби донних відкладів, рослинності і водних тварин.

Атоми радіоактивних елементів мають три види випромінювань: α, β, γ. Найбільш небезпечним є α-випромінювання, яке спричиняє порушення важливих життєвих функцій.

Радіоактивне забруднення вивчається за допомогою радіометричних методів, більшість з яких базується на принципі вимірювання іонізації газу під дією випромінювання.

Таблиця 6.2 –Типи забруднення підземних вод сільським господарством

Тип забруднення підземних вод	Пестициди (1,3)	Добрива (1,3,2)	Відходи тваринництва (1,3,2)
Хімічне: Неорганічне	Немає	Відносно невелике	Відносно невелике
Органічне (не нафтове)	Переважає	Відносно невелике	Відносно невелике
Неорганічне та органічне (не нафтове)	Переважає	Переважає	Відносно невелике
Метали	Немає	Немає	Немає
Вуглеводне (нафтове)	Немає	Немає	Немає
Бактеріальне	Немає	Відносно невелике	Переважає
Теплове	Немає	Немає	Відносно невелике
1-показники токсичних хімічних речовин			
2- показники органічних речовин			
3- показники бактеріологічних речовин			

Контрольні запитання

1. На які види можна поділити забруднення підземних вод?
2. Перерахувати основні речовини хімічного забруднення підземних вод
3. Назвіть основну особливість бактеріального забруднення.
4. Чим небезпечне теплове забруднення підземних вод?

7 ДЖЕРЕЛА ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

7.1 Загальна характеристика

Забруднювальні речовини надходять в підземні води з різних господарських об'єктів, а також з природних середовищ, природний режим яких порушено діяльностю людини. Тому за ознакою походження всі джерела забруднювальних речовин можна поділити на дві групи – *антропогенні і природні.*

До *антропогенної групи* відносяться: промислові та сільськогосподарські підприємства, які виробляють велику кількість відходів; поверхневі накопичувачі рідких і твердих відходів; автозаправні станції та миття машин; склади пального, отрутохімікатів та хімічних реагентів; автотранспорт. Особливо сильне забруднення підземних вод відбувається на ділянках складування промислових, комунальних й сільськогосподарських відходів. Антропогенним джерелом забруднення природного середовища і підземних вод є також населений пункт в цілому. Під великим населеним пунктом у верхній частині земних надр і в підземних водах формуються геотемпературні та гідрохімічні аномалії. На території населеного пункту й навіть на території окремого промислового або сільськогосподарського підприємства, забруднювальна дія цих об'єктів має нерівномірний характер. Так, в межах населеного пункту є ділянки, на яких забруднення підземних вод може відбуватися інтенсивніше, ніж в інших місцях (наприклад, ділянки розташування промислових підприємств, сміттєвих звалищ, автозаправних станцій). Обстеження стану підземних вод поблизу автозаправних станцій [9] показали, що вміст нафтопродуктів в підземних водах на цих ділянках різко підвищений. В окремих випадках на поверхні ґрунтових вод навіть формується лінза нафтопродуктів потужністю від декількох до десятків сантиметрів.

Антропогенні джерела забруднення можна поділити на індустріальні, сільськогосподарські, комунальні, транспортні й урбанізовані.

Серед *природних джерел* забруднення можна виділити природні *некондиційні* та *антропогенні некондиційні*. До перших відносяться природні підземні і поверхневі водні об'єкти (наприклад, солоні водоносні горизонти, солоні озера), які містять природні некондиційні (з погляду питних якостей) води. Такі води відіграють важливу роль в засоленні та забрудненні прісних підземних вод. З ними пов'язана актуальна для багатьох країн проблема інтрузії морських вод в прибережні горизонти прісних підземних вод. *Але у більшості випадків, говорячи про природні джерела забруднення, мають на увазі природні середовища (атмосфера,*

ґрунт, поверхневі і підземні водні об'єкти), які були забруднені внаслідок господарської діяльності і є складовими другої підгрупи природних джерел - антропогенних некондиційних.

Основну роль в забрудненні підземних вод відіграють антропоїдні джерела забруднення, особливо при формуванні областей інтенсивного забруднення. Разом з тим на якість підземних вод значно впливають і природні джерела забруднення. Цей вплив позначається переважно на великих територіях, тобто в регіональному плані, але із значно меншою інтенсивністю.

Господарські об'єкти і населені пункти є *первинними джерелами*, а складові зовнішнього середовища, які зазнають їхнього впливу, – *вторинними джерелами забруднення* підземних вод.

Джерелами антропогенного забруднення підземних вод є приймачі відходів, призначені для відстою, освітлення, охолодження, випаровування, накопичення та доочищення стічних вод.

Ставки відходів є накопичувачами стічних вод. Якщо із ставка-накопичувача йде скидання у водотоки і водойми, то він має назву буферного ставка. Деякі ставки виконують роль штучного випаровувача. Площі, які займають ставки, невеликі – від декількох квадратних километрів до десятків. Глибина таких ставків може змінюватися від 3 до 20м.

«Білі моря» призначені для складування рідких і твердих відходів содових та цементно-содових заводів. Назва таких приймачів відходів походить від білої кірки, що вкриває поверхню. Площі, які займають "білі моря", досить великі і налічують десятки квадратних кілометрів.

Хвостосховища – це сховища для рідких та твердих відходів гірничо-збагачувальних фабрик. При розтіканні пульпи по виділеній одамбованій території утворюються "хвости", які є відкладами твердих часток. Хвостосховища займають площі в декілька квадратних кілометрів.

Шламосховища є сховищами рідких і твердих відходів металургійної та машинобудівної промисловості, це – великі земляні споруди з глибиною заповнення до 50 м і строком експлуатації 10-15 років.

Гідровідвали, ставки-охолоджувачі пов'язуються з підприємствами енергетичної промисловості.

На *золовідвалах* складуються відходи теплових електростанцій.

Всі ці будови обносяться дамбами та споруджуються на слабко проникних ґрунтах.

Поля зрошування є полями, призначеними для очищення стічних вод шляхом фільтрації та одночасного вирощування сільськогосподарських культур. На поля зрошування подаються комунальні, слабко забруднені промислові стічні води, розбавлені тваринницькі відходи.

При надходженні в ґрунт стічних вод органічні речовини окислюються (за наявності вільного кисню) мікроорганізмами, без яких чисто хімічним шляхом

ніякого окиснення органічних речовин у ґрунті не було б. Населення ґрунту представлено досить широко: бактерії, гриби, водорості, найпростіші й безхребетні. Але домінують бактерії.

Для очистки стічних вод у природних умовах використовуються типи споруд: поля зрошення, поля фільтрації, поля підземної фільтрації.

На полях зрошення агрономічні інтереси поєднуються із завданням очистки стічних вод. Стічна рідина, протікаючи між грядками, фільтрується; на поверхні ґрунту затримуються колоїдні та суспензійні речовини, які потім окиснюються біохімічним шляхом. Розчинені речовини в стічній рідині проходять по капілярах ґрунту на глибину близько 0,5 м. За час проходження крізь діяльний шар ґрунту вони окиснюються до вуглекислоти, води, нітратів і сульфатів. Для того, щоб окиснення відбувалось безперервно, необхідно постійне надходження атмосферного повітря у грунт. Глинисті ґрунти не є придатними для полів зрошування, оскільки характеризуються низьким коефіцієнтом фільтрації. Непридатними для них є й великозернисті піски, оскільки стічна рідина швидко фільтрується крізь них і процеси окислення, адсорбції не встигають відбуватися. Найбільш оптимальними ґрунтами для влаштування полів зрошування є супіщаники, суглинки і чорноземи.

Недоліком полів зрошування є сезонність їх роботи, оскільки в зимовий час ефективної очистки не відбувається.

Для запобігання можливому поширенню інфекції через ґрунтові води забороняється розташовувати поля зрошення на територіях, які входять до першого і другого поясів зон санітарної охорони джерел централізованого водопостачання, мінеральних джерел, курортів, у заплавах річок, а також за високого стояння рівня ґрунтових вод.

У стічних водах, що надходять на поля, присутня значна кількість завислих і жироподібних речовин, які швидко замулюють ґрунт; в них є також яйця гельмінтів і патогенні мікроби, які можуть потрапити до сільськогосподарських культур. Стічні води перед надходженням на поля зрошення пропускають через первинні відстійники, де за 2 роки відстоювання затримується близько 90% гельмінтів.

Поля фільтрації. На полях фільтрації сільськогосподарські культури не вирощуються, а здійснюється лише очистка попередньо освітлених стічних вод. Навантаження на ці поля є більш високим, ніж на поля зрошення. Разом з тим різко погіршується постачання киснем аеробних біоценозів. Тому рекомендується кілька разів протягом літа переорювати поля фільтрації, обладнувати дренажі. При розміщенні полів фільтрації треба враховувати санітарні норми (через запахи, поширення мух). Вони повинні розташовуватись на відстані 300-1000 м від міської забудови і огороджуватись зоною зелених насаджень.

Поля підземної фільтрації (зрошення). У цьому випадку стічні води розподіляються по трубах під землею, тобто відбувається дренаж.

Дренажні труби розміщуються на межі між підґрунтовим і діючим шаром ґрунту. Влаштування полів підземної фільтрації припустиме лише при низькому рівні ґрунтових вод (не вище 2 м від земної поверхні). На полях пропонується вирощувати різні сільськогосподарські культури і розміщувати їх поблизу від житлових споруд (8-25 м). Поля підземної фільтрації використовуються для очистки стічних вод невеликих населених пунктів, груп споруд, санаторіїв, шкіл.

7.2 Класифікація джерел забруднення

Усі джерела забруднення за їх *конфігурацією* у просторі поділяються на [9]:

- локальну або точкову область забруднення, яка займає невелику площу(промислові майданчики, кладовища, ділянки сховищ);
- лінійну область забруднення, яка відповідає забрудненим річкам, автомагістралям, нафтопроводам, колекторам промислової та комунальної каналізації;
- площову область забруднення, яка утворюється на великих сільськогосподарських масивах та населених пунктах.

За ***початковим фактором забруднення*** виділяються області первинного забруднення, тобто забруднення прямим шляхом і вторинного – через опосередковані середовища.

За ***типом спричиненого забруднення*** підземних вод виділяються джерела хімічного, теплового, бактеріального забруднення. Промислові джерела призводять до хімічного і теплового забруднення. Сільське господарство формує області хімічного та бактеріального забруднення. Транспорт зумовлює переважно хімічний тип забруднення.

За розмірами області забруднення (площею *F* та довжиною *L)* виділяються такі джерела:

- місцеве $F \le 10$ км^2, $L \le 20$ км;
- обмежено регіональне $10 < F \le 1000$ км^2, $20 < L \le 200$ км;
- регіональне $F > 1000$ км^2, $L > 200$ км.

За ступенем забруднення джерела забруднення класифікуються таким чином:

- помірне, якому відповідає $\tilde{N}_{ÏÐ} < C < C_{ÃÄÊ}$;
- значне, коли $C_{ГДК} \le C \le 10C_{ГДК}$;
- високе, коли $10\tilde{N}_{ÃÄÊ} < C \le 100C_{ÃÄÊ}$;
- екстремальне, $C > 100C_{ГДК}$.

7.3 Розрахунки забруднення підземних вод атмосферними опадами

Опади можна віднести до *антропогенно некондиційних* джерел забруднення. Опади забруднюються у процесі вимивання хімічних речовин антропогенного походження із атмосфери. Концентрація (мінералізація) забруднювальних речовин у опадах визначається чотирма складовими

$$\tilde{N} = \tilde{N}_1 + \tilde{N}_2 + \tilde{N}_3 + \tilde{N}_4, \qquad (7.1)$$

де C_1 – концентрація забруднювальних речовин, які надійшли до опадів за рахунок вимивання хімічних речовин із хмар (характерно для гірських територій);

C_2 – концентрація забруднювальних речовин, які надійшли до опадів за рахунок вимивання хімічних речовин із повітря, розташованого нижче хмар (пустельні та напівпустельні області);

C_3 – концентрація забруднювальних речовин, які надійшли до опадів за рахунок вимивання хімічних речовин з приземного шару повітря (характерно для залісених районів);

C_4 – концентрація забруднювальних речовин, техногенного походження;

При інтенсивних дощах мінералізація (концентрація забруднювальних речовин) зменшується наприкінці випадання дощу, що пояснюється очищенням атмосфери. Якщо інтенсивність дощу мала, то зменшення мінералізації (концентрацій забруднювальних речовин) відбувається повільно.

Середня мінералізація (концентрація забруднювальної речовини) для опадів різного генетичного походження (дощ або сніг) визначається як середня зважена за кількістю опадів величина

$$\overline{\tilde{N}} = \overline{\tilde{N}}_{Д} \frac{\tilde{O}_{д}}{\tilde{O}_{д} + \tilde{O}_{сн}} + \overline{\tilde{N}}_{сн} \frac{\tilde{O}_{сн}}{\tilde{O}_{д} + \tilde{O}_{сн}}, \qquad (7.2)$$

де $\overline{C}$ – відносна середня мінералізація опадів (стосовно до річної суми опадів);

$\overline{C}_{Д}$ – відносна середня мінералізація дощових опадів (стосовно до річної суми);

$\overline{C}_{сн}$ – відносна середня мінералізація твердих опадів у вигляді снігу (стосовно до річної суми опадів);

$X_д$ – сума опадів за рік у вигляді дощу;

$X_{сн}$ – сума опадів за рік у вигляді снігу.

Як правило, дощові опади більш мінералізовані, ніж снігові. Мінералізація атмосферних опадів у вигляді моросі або облогового дощу вища ніж при зливових опадах, тому що малих крапель більше і швидкість їх падіння менша, що забезпечує тривалий контакт із атмосферою.

Газо-димові викиди погіршують стан атмосфери через викид у повітря сполук сірки та азоту і подальшого утворення кислотних дощів. Сірка та азот, які викидаються в атмосферу промисловими підприємствами, поєднуються з атмосферною вологою і утворюють сірчану та азотну кислоти. Критерієм кислотності атмосфери є значення $pH \leq 5{,}6$. Через кислі опади збільшується кислотність ґрунтових вод, що проявляється у зменшенні їх pH і вмісту карбонатних іонів HCO_3. Зміна pH підземних вод відбувається із запізненням у рік по відношенню до викидів у атмосферу сірки чи азоту.

Окиснення грунтів сприяє переходу іонів алюмінію та кадмію у розчиненний стан, що збільшує їх міграційну здатність. Розчини алюмінію погіршують живлення рослин фосфором, який зв'язується з алюмінієм, що негативно впливає на тонке коріння дерев, ушкоджуються зябра риб. Кадмій є токсичною речовиною й має найбільшу рухливість серед важких металів.

Існує три градації дальності перенесення забруднювальних речовин в атмосфері : локальна – до 10 км; мезомасштабна – у межах 10-100 км; дальня – на відстань більше 100 км від місця викиду.

Двоокис сірки SO_2 в атмосфері утворює сірчану кислоту,яка надалі нейтралізується до сульфатів. Ці три види сполук сірки випадають на різних відстанях від джерела викиду сірки. На відстані 40-50км знаходиться зона впливу двоокису сірки SO_2. Сірчана кислота H_2SO_4 і сульфати $MeSO_4$ випадають на відстані до 300 км. Зона закислення опадів $pH \leq 5$ може розповсюджуватися до 2000 км.

Оцінка якості ґрунтових вод при їх забрудненні опадами відбувається по роках, починаючи з першого року випадання кислотних дощів. Концентрація забруднювальних речовин залежить від фонової концентрації досліджуваної речовини у грунті $C_Г$ та її ж концентрації в опадах C_A. У розрахунках використовується відносна товщина шару опадів, які профільтрувалися до водоносного горизонту

$$\overline{m}_a = \frac{m_a}{m}, \qquad (7.3)$$

де m_a – шар опадів, що просочилися у водоносний горизонт, який розраховується через коефіцієнт підземного стоку $\eta_{нід}$ та річні опади X, звідки $m_a = \eta_{нід}$X;

m - потужність водоносного горизонту.

Характеристикою об'єму, який займають грунтові води, є пористість n. Зваженою величиною концентрації забруднювальної речовини в грунті у перший рік є така величина

$$C_1 = \frac{\overline{m}_a C_a + n C_{\tilde{A}}}{\overline{m}_a + n}, \qquad (7.4)$$

де n – пористість водоносних порід.

Концентрація забруднювальної речовини C_i, яка встановлюється в результаті інфільтрації забруднених опадів у водоносний горизонт щорічно при випаданні кислотного дощу, визначається концентрацією цієї речовини $C_{i\ 1}$ у минулому році та рухом підземних вод. За період від кінця одного кислотного дощу і до випадіння другого, частка забруднених грунтових вод, що знаходились на ділянці, стікає, а до ділянки надходять незабруднені води. Цей процес описується рівнянням вигляду

$$C_i = \frac{\overline{m}_a C_a + \left(n - \frac{t_{\grave{i}} V_{\hat{O}}}{L}\right)\tilde{N}_{з-1} + \frac{t_{\grave{i}} V_{\hat{O}}}{L}\tilde{N}_{\tilde{A}}}{\overline{m}_a + n}, \qquad (7.5)$$

де L – довжина ділянки у напрямі руху підземних вод, у межах якої відбувається випадіння забруднених атмосферних опадів і для якої виконуються розрахунки;

$t_м$ – період від кінця випадіння опадів у минулому $i-1$ році до початку наступного їх випадіння (вважається, що опади випадають раз на рік);

$t_{\grave{i}} V_{\hat{o}} = L_{\grave{i}}$ – шлях, який пройшли забруднені підземні води за період $t_М$;

$\left(n - \frac{t_{\grave{i}} V_{\hat{O}}}{L}\right)\tilde{N}_{з-1} = \left(n - \frac{L_{\grave{i}}}{L}\right)\tilde{N}_{з-1}$ – складова, яка показує, що забруднені грунтові води з концентрацією C_{i-1} вийшли за межі ділянки L за час $t_м$;

$\frac{t_м V_Ф}{L} C_Г$ – складова, яка показує, що на ділянку L за час $t_м$ надійшли води із фоновою концентрацією $C_Г$.

7.4 Розрахунки забруднення підземних вод під полями зрошування

На тваринницьких комплексах накопичується величезна кількість відходів (гною), утилізація яких є складною проблемою. В основному тваринницькі відходи використовуються в розбавленому вигляді для зрошування сільськогосподарських угідь, при цьому можливе забруднення природного середовища і перш за все, підземних вод. Забруднення підземних вод, у свою чергу, може призвести до виходу з ладу водозабірних споруд, до забруднення річок і водоймищ, які дренують ґрунтові води. Таким чином, можливість використання тваринницьких стоків для зрошування значною мірою визначається їх забруднювальним впливом на ґрунтові води. Цей чинник часто є вирішальним при проектуванні тваринницьких комплексів.

При зрошуванні тваринницькими скидними водами поверхні в підземних водах може виникнути забруднення двох видів – *нітратне і бактеріальне*. Нітратне забруднення є стійким, бактеріальне – нестійким, з розрахунковим часом виживаності бактерій в підземних водах 300 діб.

Прогноз якості підземних вод включає такі оцінки: час досягнення скидними водами, які фільтруються з поверхні землі, рівня ґрунтових вод; концентрації забруднювальних речовин в підземних водах; розтікання забруднених підземних вод з полів, які зрошуються.

Тваринницькі скидні води виносяться на поля зрошування вже розбавленими. Ступінь розбавлення і норми внесення визначаються агротехнічними умовами об'єкта зрошування. Поливи проводяться зазвичай протягом вегетаційного періоду (травень-липень). Баланс живильних речовин, які подаються на поля зрошування, можна представити таким чином

$$S = S_{\partial} + S_{\tilde{a}\partial} + S_{\ddot{I}} + S_{\hat{o}}\,, \qquad (7.6)$$

де S – загальна кількість речовин, які вносяться на поля зрошування; S_p – кількість речовин, які засвоюються рослинами; $S_{гр}$ – кількість речовин, які залишаються в ґрунті та зоні аерації; $S_П$ – кількість речовин, які переходять у повітряне середовище; $S_ф$ – кількість речовин, які фільтруються крізь зону аерації до рівня ґрунтових вод та зумовлюють їх забруднення.

Таким чином, для прогнозу забруднення підземних вод під полями зрошування необхідно знати значення $S_ф$. Проте, окрім S_p, жодна з решти величин, представлених у (7.6) є невідомою, а їх визначення пов'язане з великими труднощами. Тому можна допустити, що

$$S_{\hat{o}} \approx S - S_{\partial}. \qquad (7.7)$$

За літературними даними, значення S_p становить близько 60-80 % від первинної кількості забруднювальної речовини в скидних водах (переважно нітратного азоту), які подаються на поля зрошування, і залежить від виду вирощуваної культури. Отже на фільтрацію витрачається від 20 до 40 відсотків від кількості забруднювальних речовин, які подаються на поля.

Нехай поле зрошування має форму прямокутника із сторонами *L*, *B* і площею *F*, сторона *L* співпадає з напрямом природного потоку ґрунтових вод. Швидкість фільтрації природного потоку підземних вод $V_{\Phi} = K_{\Phi} I$. Середня потужність горизонту ґрунтових вод дорівнює *h*, пористість водоносних порід – *n*, фоновий вміст забруднювальної речовини (нітратів) в ґрунтових водах позначимо як C_0.

Щороку поле протягом вегетаційного періоду зрошується скидними водами. Зрошування проводиться кілька разів з перервами (рис.7.1). Загальний об'єм скидних вод позначається як W_{ϕ}. У розрахунках багаторазовий режим поливів замінюється одноразовим (рис. 7.2) або дворазовим (рис. 7.3).

У випадку одноразового поливу його тривалість *T* дорівнює сумі часу окремих поливів. Об'єм W_{ϕ} скидних вод, які скидаються на поля та фільтруються, береться рівним сумі об'ємів цих вод в окремі періоди.

При одноразовому режимі зрошування (рис. 7.1) маємо:

$$\grave{O} = \Delta t_1 + \Delta t_2 + \Delta t_3 + \Delta t_4 + \Delta t_5 \qquad (7.8)$$

і

$$W_{\hat{o}} = Q_1 \Delta t_1 + Q_2 \Delta t_2 + Q_3 \Delta t_3 + Q_4 \Delta t_4 + Q_5 \Delta t_5 \qquad (7.9)$$

Час від кінця поливу в поточному році до початку поливу наступного року позначається як міжполивний період $t_м$. У випадку дворазового поливу з тривалістю поливів (T_1 і T_2) об'єми ($W_{\phi 1}$ і $W_{\phi 2}$) скидних вод першого та другого поливів (рис. 13.3) встановлюються таким чином:

$$\grave{O}_1 = \Delta t_1 + \Delta t_2; \quad \grave{O}_2 = \Delta t_3 + \Delta t_4 + \Delta t_5, \qquad (7.10)$$

$$W_{\hat{o}1} = Q_1 \Delta t_1 + Q_2 \Delta t_2; \quad W_{\hat{o}2} = Q_3 \Delta t_3 + Q_4 \Delta t_4 + Q_5 \Delta t_5, \qquad (7.11)$$

$$W_{\hat{o}} = W_{\hat{o}1} + W_{\hat{o}2}. \qquad (7.12)$$

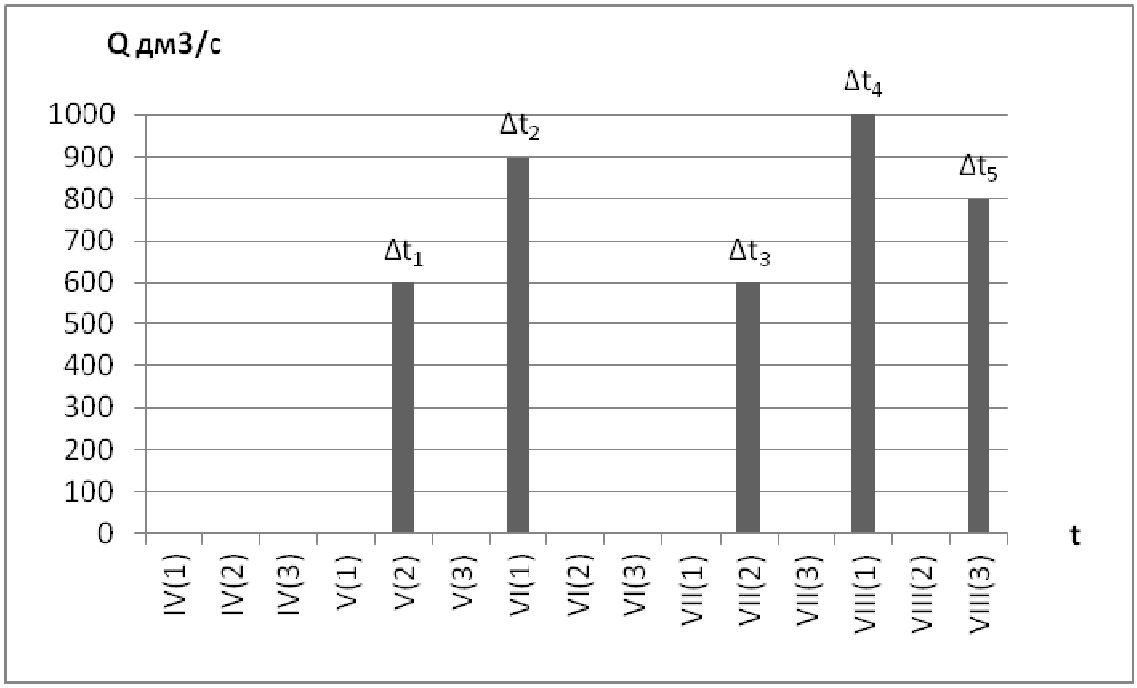

Рис. 7.1 – Наближена схема режиму зрошування тваринницькими відходами

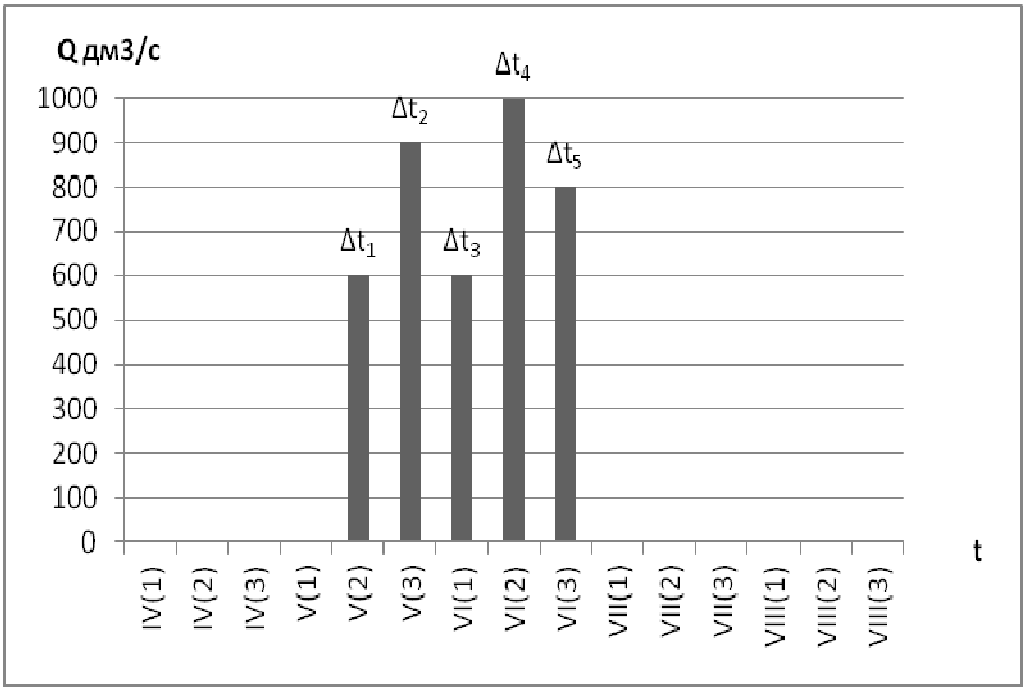

Рис. 7.2 – Схематизація режиму зрошування при одноразовому поливі тваринницькими відходами

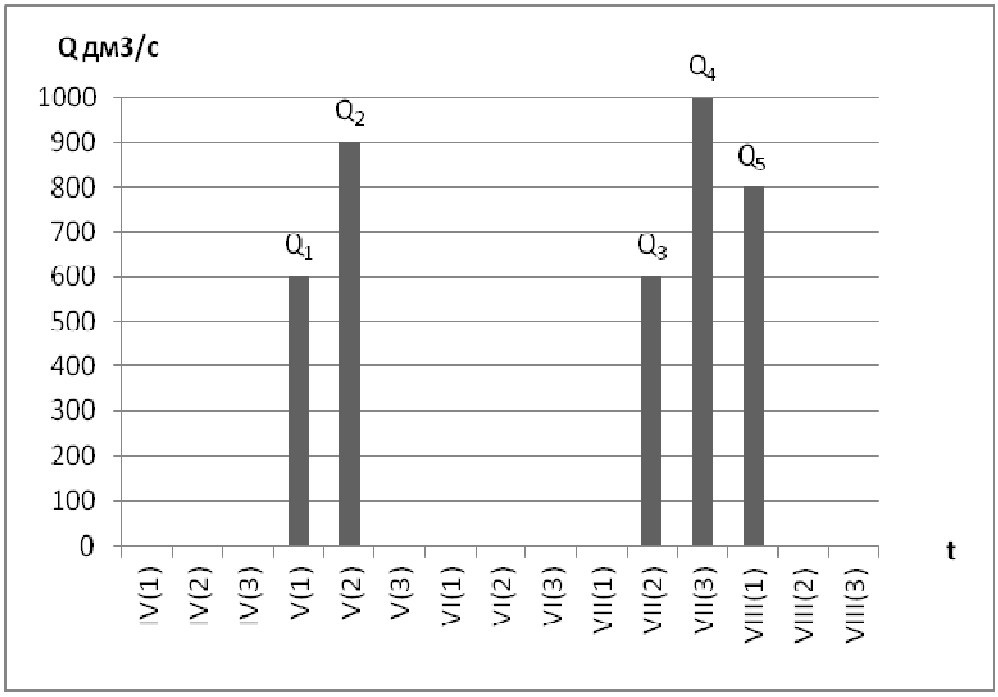

Рис. 7.3 – Схематизація режиму зрошування тваринницькими відходами при дворазових поливах

При дворазовому поливі час від кінця першого поливу до початку другого дорівнює $t_{м1}$, час від кінця другого поливу в поточному році до початку першого поливу наступного року становить міжполивний період $t_{м2}$. Концентрація забруднювальних речовин в поливних водах при першому і другому поливах береться однаковою.

Середня концентрація забруднювальних речовин (нітратів) в скидних водах, які фільтруються, дорівнює $C_ф$. Величина $C_ф$ визначається як відношення різниці $S - S_p$ до величини $W_ф$.

Схема забруднення підземних вод під впливом зрошування скидними водами складається з таких етапів (рис. 7.4).

1.У поливний період скидні води, що подаються на поля зрошування (показано штриховкою), фільтруються і змішуються з ґрунтовими водами під полем зрошування, утворюючи в пласті забруднені ґрунтові води. На рисунку 7.4 а показано, що до фільтрації з поля зрошування об'єму забруднених вод $W_ф$, концентрація досліджуваної забруднювальної речовини у грунтових водах дорівнює C_0, а об'єм води, розташований під полем, визначається як W_0.

2. Після змішування чистих і забруднених вод під полем зрошування утворюється шар забруднених вод із концентрацією C_1 (рис. 7.4б).

3.У міжполивний період відбувається "віджимання" забруднених вод униз за течією потоком чистих ґрунтових вод, які надходять до ділянки,

розташованої під полями зрошування. У цьому випадку під полем зрошування будуть розташовані два об'єми $W_0^{'}$ з концентрацією забруднювальної речовини C_1 і $W_0^{''}$ з фоновою концентрацією C_0. Незабруднені води просунуться під полем зрошування на відстань $x_м = V_Ф t_м / n$. Забруднені води будуть знаходитися на тій частині розглядуваної ділянки, яка має довжину $L - x_М$ (рис. 7.4в).

4. У наступний поливний період скидні води, що фільтруються до грунтових вод, знову змішуються з ними під полем зрошування, але тепер останні складаються з двох частин: забруднених вод, що утворилися в перший поливний період, і чистих вод, які частково витіснили за міжполивний період забруднені ґрунтові води (рис. 7.4г). Концентрація забруднювальної речовини під полем зрошування позначається як C_2. Цей процес продовжується в подальших поливних і міжполивних періодах.

У випадку одноразового поливу розрахункова залежність для прогнозу зміни в часі концентрації забруднювальної речовини під полем зрошування має такий вигляд

$$C_j = \left(W_{\hat{o}} C_{\hat{o}} + W_0' C_{j\text{-}1} + W_0^{''} C_0\right) / \left(W_0 + W_{\hat{o}}\right), \qquad (7.13)$$

де C_j – концентрація забруднювальної речовини в ґрунтових водах під полем зрошування в будь-який *j*-й рік після початку зрошування;

$C_{j\text{-}1}$ – концентрація забруднювальної речовини в ґрунтових водах в попередньому році;

W_0 – загальний об'єм ґрунтових вод під полем зрошування: $\boldsymbol{W_0 = LShn}$;

W_0' – об'єм забруднених ґрунтових вод, які залишилися під полем зрошування після їх витіснення чистими водами в міжполивний період: $W_0' = Shn\left(L - x_i\right)$;

W_0'' - об'єм чистих ґрунтових вод, яким частково заміщається об'єм забруднених ґрунтових вод за міжполивний період: $W_0^{''} = Shnx_i$, де $x_i = \left(V_{\hat{O}} / n\right) t_i$.

Концентрація забруднювальної речовини після поливного періоду в перший рік зрошування дорівнює:

$$\tilde{N}_1 = \left(W_0 C_0 + W_{\hat{o}} \tilde{N}_{\hat{o}}\right) / \left(W_0 + W_{\hat{o}}\right). \qquad (7.14)$$

Зміст цієї формули можна прокоментувати таким чином. У перший рік до рівня грунтових вод надходить об'єм забруднених вод $W_Ф$ із концентрацією забруднювальної речовини $C_Ф$.

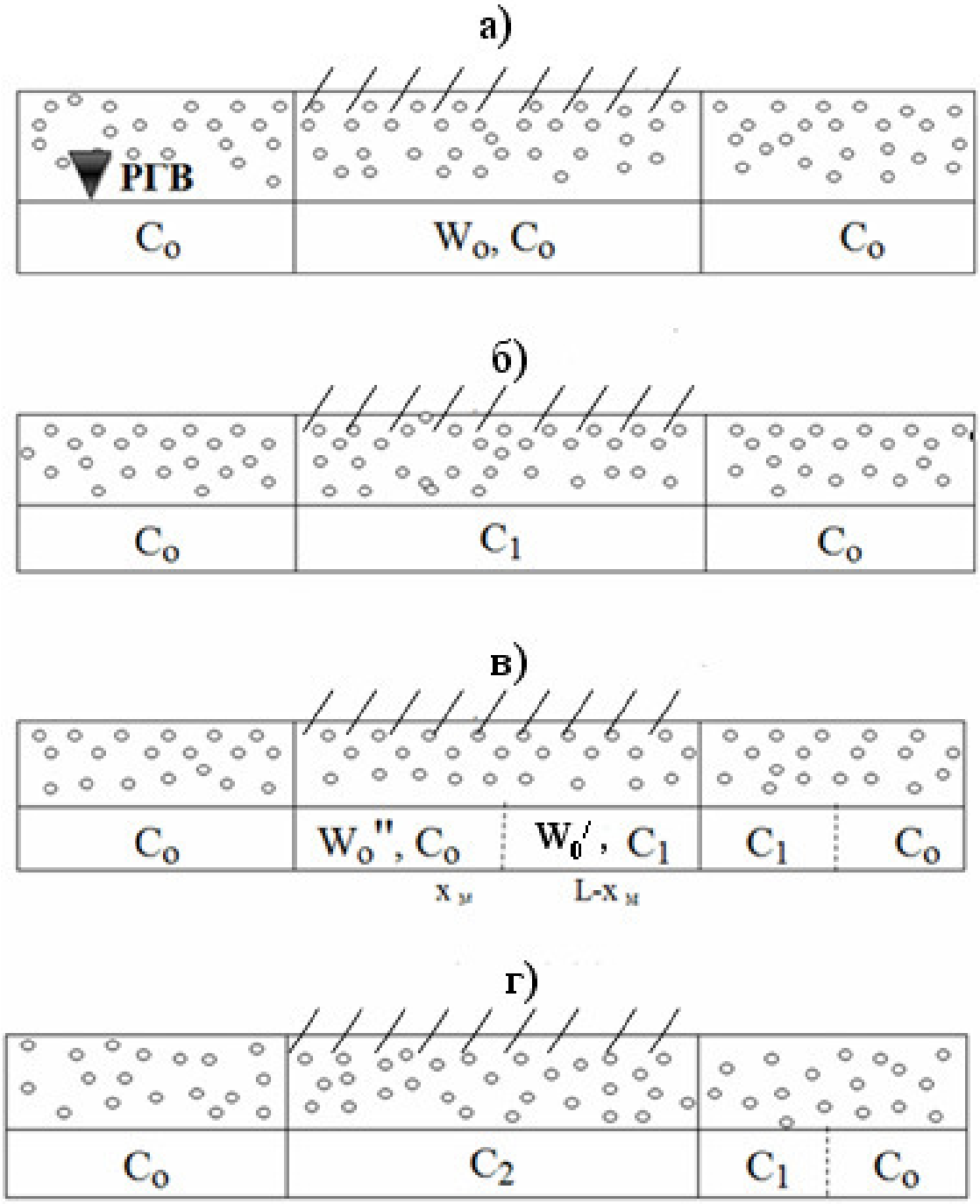

Рис. 7.4 – Схема розрахунку забруднення підземних вод під полями, що зрошуються тваринницькими стоками.

Під полем зрошування розташовувалась чиста грунтова вода обємом W_0 із фоновою концентрацією C_0. Концентрація забруднювальної речовини розраховується як середня зважена величина за формулою (7.14).

За міжполівний період $t_м$ забруднені грунтові води зсунуться на відстань $\tilde{o}_i = (V_{\hat{o}} / n) \cdot t_i$ і безпосередньо під полем зрошування залишиться об'єм $W_0' = Shn(L - x_i)$ із концентрацією C_1. На місце витісненої води надійде чиста $W_0'' = Shnx_i$ із концентрацією C_0. На другий рік після зрошування концентрація забруднювальної речовини буде дорівнювати

$$C_2 = \left(W_{\hat{o}} C_{\hat{o}} + W_0' C_1 + W_0'' C_0\right) / \left(W_0 + W_{\hat{o}}\right), \qquad (7.15)$$

де W_0 означає сумарний об'єм грунтових вод під полем зрошування перед початком поливу $W_0 = W_0' + W_0''$.

Особливість розрахунків за формулою (7.13) полягає у тому, що концентрація забруднювальних речовин в ґрунтових водах на подальший рік визначається за концентрацією попереднього року. Отже для прогнозу концентрації забруднювальних речовин на *j*-й рік після початку зрошування необхідно виконати попередні (*j*-1) розрахунки, починаючи з першого року зрошування. Наприклад, для визначення концентрації на восьмий рік після початку зрошування треба знати концентрацію забруднювальних речовин в попередньому, тобто сьомому році. Визначивши за формулою (7.14) концентрацію забруднювальних речовин в перший рік зрошування, можна за формулою (7.13) послідовно оцінити концентрації на другий, третій, четвертий і всі подальші роки, включаючи потрібний.

Розглянемо зміну концентрації забруднювальних речовин в ґрунтових водах під полем зрошування з урахуванням атмосферних опадів. Нехай кількість річних опадів $W_{OÏ}$, що фільтруються до грунтових вод з площі поля зрошування, дорівнює

$$W_{OÏ} = FX\varepsilon, \qquad (7.16)$$

де X – шар річних опадів, ε – коефіцієнт просочування. Концентрація забруднювальних речовин (нітратів) в атмосферних оападах становить $C_{ОП}$.

Вміст забруднювальної речовини в ґрунтових водах на будь-який *j*-й рік після початку зрошування визначатиметься за такою формулою

$$\tilde{N}_j = \left(W_{\hat{o}} C_{\hat{o}} + W_{\hat{i}}' \tilde{N}_{j\text{-}1} + W_{\hat{i}}'' \tilde{N}_o + W_{\hat{I}\ddot{I}} \tilde{N}_{\hat{I}\ddot{I}}\right) / \left(W_{\hat{o}} + W_{\hat{i}} + W_{\hat{I}\ddot{I}}\right) \qquad (7.17)$$

Після першого року зрошування концентрація забруднювальної речовини під полем зрошування становитиме:

$$\tilde{N}_1 = \left(W_{\hat{o}} C_{\hat{o}} + W_{\hat{i}} \tilde{N}_0 + W_{\hat{I}\ddot{I}} \tilde{N}_{\hat{I}\ddot{I}}\right) / \left(W_{\hat{o}} + W_{\hat{i}} + W_{\hat{I}\ddot{I}}\right) \qquad (7.18)$$

Розрахунок концентрації на *n*-й рік виконується аналогічно викладеному вище.

У разі дворазового зрошування в році концентрація забруднювальної речовини після першого поливу в перший рік зрошування дорівнює

$$\tilde{N}_1' = \left(W_{\hat{i}} \tilde{N}_0 + W_{\hat{o}1} \tilde{N}_{\hat{o}}\right) / \left(W_{\hat{i}} + W_{\hat{o}1}\right) \qquad (7.19)$$

Концентрація забруднювальної речовини в j-й рік після першого поливу в цьому році

$$\tilde{N}_j' = \frac{BV_{\hat{O}} ht_{i1} \tilde{N}_{\hat{i}} + B\left(L - V_{\hat{O}} t_{i1} / n\right) hnC''_{j-1} + W_{\hat{O}1} C_{\hat{O}}}{W_0 + W_{\hat{O}1}} \qquad (7.20)$$

Концентрація забруднювальної речовини в *j*-й рік після другого поливу цього року

$$\tilde{N}_j'' = \frac{BV_{\hat{O}} ht_{i2} \tilde{N}_{\hat{i}} + B\left(L - V_{\hat{O}} t_{i2} / n\right) hnC''_{j-1} + W_{\hat{O}2} C_{\hat{O}}}{W_0 + W_{\hat{O}2}} \qquad (7.21)$$

Забруднені підземні води під полем зрошування розповсюджуються вниз за потоком. Вгору за потоком і в бік від поля зрошування їх розповсюдження обмежене.

Відстань x_0, яку проходять забруднені води протягом кожного року (365 діб) вниз за потоком, можна визначити таким чином

$$\tilde{o}_0 \approx \hat{E}_{\hat{O}}{}^{2} 365 / n \qquad (7.22)$$

Концентрація забруднювальної речовини *C* в ґрунтових водах на відрізку x_0 береться умовно рівною концентрації, розрахованої за формулою (7.13). Відрізок першого року буде зсуватися нижче і нижче за течією з кожним роком. Його місце займатимуть такі самі відрізки, але з іншою концентрацією. За відомими величинами x_0 та *c* будується стрічка потоку, що складається з послідовних відрізків (смуг) x_0 із зростаючою концентрацією в них забруднювальних речовин (рис. 7.5). Уклон *I* визначається за картою ізогіпс.

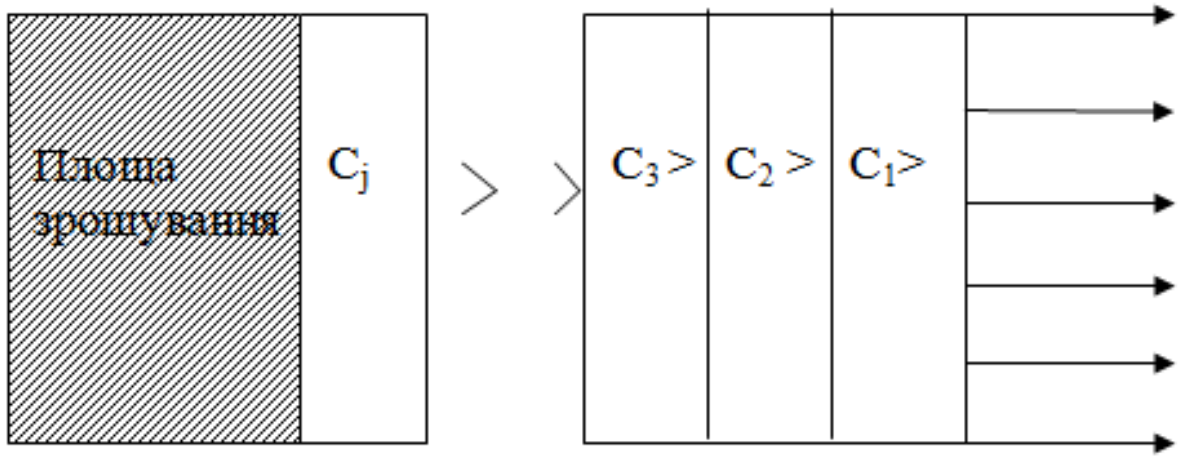

Рис. 7.5 – Схема площі зрошування і розтікання з поля зрошування (кожна стрічка відповідає x_0)

Якщо відома відстань *L* від краю поля зрошування вниз за потоком до річки (або іншої дренажної системи), в яку розвантажуються ґрунтові води, то можна оцінити, через скільки років забруднювальна речовина досягне цієї річки

$$t = L / x_0 . \qquad (7.23)$$

7.5 Особливості забруднення підземних вод Криму

Кримський півострів поділяється на два фізико-географічних райони, які різко відрізняються один від одного - степовий та гірський. Ще у XVIII столітті академіки П.С. Паллас і В.Ф. Зуєв відзначали своєрідну будову гірського Криму: круто підняті над морем пласти порід якби зрізані гігантським ножем і нахилені до півночі. На пласких вершинах Головного пасма Кримських гір, що піднімаються на 1200-1500 м над рівнем моря, випадає максимальна для Криму кількість опадів. У два рази менше їх випадає в передгір'ї, а в степовій частині Криму кількість опадів зменшується в три рази. Якщо врахувати, що й випаровування тут набагато вище, ніж у гірських районах, стає зрозумілим, чому Головне пасмо вважають найбільш сприятливим місцем для живлення підземних вод атмосферними опадами.

Головне пасмо Кримських гір складене в основному верхньоюрськими вапняками, які підстилаються водотривкими середньоюрськими породами і породами таврійської серії: аргілітами, алевролітами, пісковиками. Атмосферні опади, що випадають в межах пасма, швидко проникають в надра гірських масивів по незліченних

тріщинах і карстових порожнинах, які утворилися в добре розчинних вапняках (на схемі рис. 7.6 вони позначені цифрою 7).

Дійшовши до північного підніжжя Головного пасма, значна частина цих вод виходить на поверхню у вигляді джерел, даючи початок річкам (8), які плинуть потім по міжгірному зниженню, днище якого складено водотривкими породами. У межах Внутрішнього пасма води потрапляють на поверхню, складену щільними, але тріщинуватими вапняками. В їх товщі вода накопичується, як в районі Головного пасма, в розрізнених тріщинних і карстових порожнинах, не створюючи тут суцільного водоносного горизонту.

Внутрішнє пасмо перетинають майже всі річки північного схилу. У вапняках крейдового періоду вони втрачають значну частину стоку. В межах пониження між Внутрішнім і Зовнішнім гірськими пасмами водотривкі глини також не пропускають воду в глиб землі, при цьому вершина та схили Зовнішнього пасма поглинають майже всі опади, які йдуть на живлення підземних водоносних горизонтів в степовому Криму. Вапняки, розташовані на рівні річок, поглинають їх воду, в результаті чого річки північного схилу виходять в степові простори, будучи вже значно збідненими водою. По рівнинах степового Криму, по численних балках дощові і талі води майже марно стікають в Сиваш або Чорне море або поповнюють малопотужний, засолений горизонт грунтових вод.

Води, які потрапили в товщу вапняків, переміщуються на північ і розташовуються між водотривкими породами, тим самим утворюючи потужний артезіанський басейн. Експлуатація вод цього басейну здійснюється за принципом сполучених посудин: при бурінні свердловин в степовому Криму води прагнуть досягти рівня, на якому розташовується область їх живлення, тобто схили Зовнішнього пасма. Внаслідок цього в ряді свердловин вода може фонтанувати на висоту кількох метрів над поверхнею землі, в інших рівень води встановлюється на різній глибині. Таким чином, обділена поверхневими водами степова частина Криму забезпечується підземними водами доброї якості.

В гірському Криму не можна вести гідрогеологічні дослідження без урахування карстових процесів, характерних для цього району. Карст у багато разів збільшує об’єми підземних пустот, які пропускають воду. Тривала дискусія відбувалася в науковому світі про те, яким же чином розподіляються підземні води в карстових порожнинах гірських масивів. В Криму багаторічні дослідження карстових порожнин проводилися під керівництвом Б. Н. Іванова та В. Н. Дублянського. Вирішити суперечливі питання допомогло спорудження Ялтинського гідротунелю.

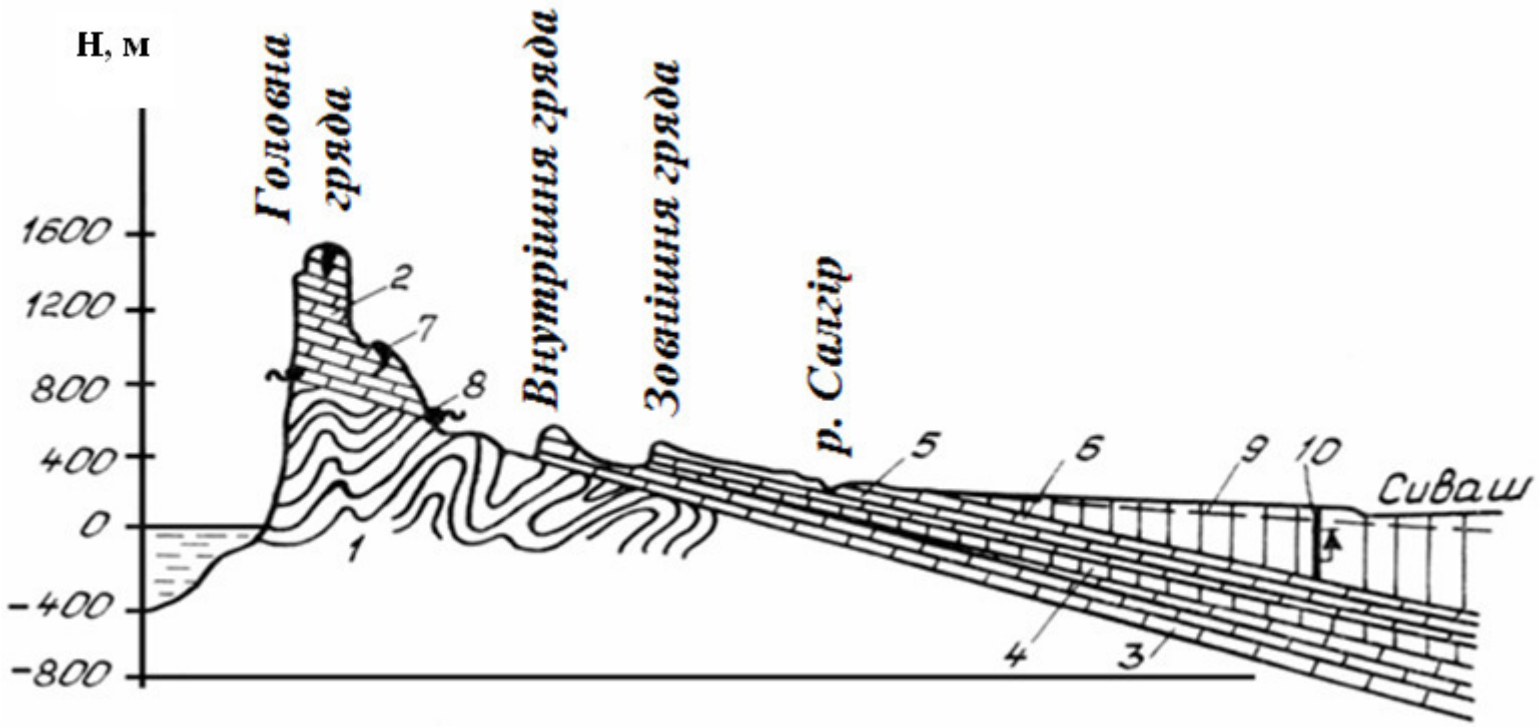

Рис. 7.6 – Схематичний розріз Кримського півострова по лінії Алупка - Сиваш (за Є.В. Львовим, 1967)

1 - таврійська серія: чергування аргілітів, алевролітів, пісковиків, 2 – вапняки і пісковики верхньоюрського періоду; 3 - конгломерати, вапняки, пісковики і мергелі крейдового періоду, 4 - олігоценові глини; 5 - неогенові відклади: пісковики, вапняки, розділені шаром глин; 6 - суглинки і глини верхнепліоценового і антропогенового періоду; 7 - карстові порожнини на плато, 8 - карстові порожнини і джерела на схилах; 9 - рівень артезіанських вод; 10 - свердловина (стрілка відповідає напору підземних вод). Цифри зліва означають висоту над рівнем моря в метрах.

Вивчення карстових порожнин до глибини 500 м від поверхні землі дозволило встановити, як відбувається накопичення і стік підземних вод у верхніх частинах гірських масивів, а тунель, який пронизує підніжжя масиву на глибині близько кілометра, дав можливість провести дослідження в його нижній частині. До проходки тунелю деякі вчені вважали, що гірські масиви, які складаються з вапняків, пронизані численними карстовими каналами, порожнечами і тріщинами, які суцільно, як губка, заповнені водою. Звідси випливав неминучий висновок: досить зробити в нижній частині цієї «губки» отвір, як мільйони кубометрів води ринуть назовні, заливаючи все на своєму шляху. Мало того, після такого потопу в надрах гір не залишиться вод, які живлять джерела; джерела вичерпаються, і гори будуть підніматися над затопленою Ялтою як безмовний, але красномовний пам'ятник людській нерозсудливості ...

Наукові супротивники таких крайніх поглядів, в основному геологи-практики довго працювали в карстових районах, вважали, що в масивах обводнені тільки вузькі зони, там, де порода розтріснулася при гігантських тектонічних процесах, які підняли Кримські гори увись. Проходка тунелю підтвердила цю, другу, точку зору. Саме при перерізі вузьких тріщинуватих і закарстованих зон в тунель і виходили підземні води, а на інших ділянках порода була практично безводною. Турботні дні пережили будівельники, коли тунель заглибився на 1500 м від входу з боку північного порталу, а від поверхні землі його відокремлювало всього 120 м породи. Занепокоєння викликала та обставина, що схил гори тут врізався у глибоку ущелину, на дні якої виливалося велике карстове джерело Біюк - Узенбаш. Згідно з класичними законами гідрогеології, вода цього джерела повинна була ринутися вниз. Але цього не сталося. Ті води, які виходили в тунель прямо під цим джерелом, склали всього 4,5% загальної витрати води в Біюк-Узеньбаш. Мало того, і їх хімічний склад, і температура свідчили про те, що це абсолютно різні води і що зв'язку між ними немає. Так ще раз підтвердилося припущення про ізольованость підземних потоків в надрах гір.

Велика частина підземних вод в гірському Криму виходить на поверхню у вигляді джерел. Місце, де вода виливається на поверхню, називається джерело. Багато джерел вважалися «священними» з «чудотворною» водою. В Криму є безліч джерел, назви яких починаються зі слів «Ай» (святий): Ай-Лія, Ай-Іорі, Ай-Ендрю та ін.

Найбагатші на воду джерела зазвичай зустрічаються в карстових областях. Не є винятком в цьому відношенні і Гірський Крим. За М.В. Аполлоновим (1927 р.) їх кількість перевищувала 2000. Більш точну цифру - 2605 - назвав у 1960 р. І. Г. Глухов. Великих джерел дуже мало, але саме вони виводять з-під землі більшу частину підземних вод. У Гірському Криму налічується всього дев'ятнадцять джерел, середній дебіт

яких перевищує 100 дм^3/с. Проте, якщо загальний дебіт 2605 джерел складає сумарно 10 350 літрів в секунду (тобто 326,6 млн. м. куб. у рік), то на частку цих дев'ятнадцяти найбільших джерел припадає 6560 літрів в секунду (207 млн. м.куб. в рік), тобто 63,4% від загального підземного стоку. Така концентрація підземного стоку дуже характерна для гірського карсту. Всі великі джерела Криму розташовані біля підніжжя гірських масивів. Найбільш багатоводне джерело Карасу-Баші має середньорічний дебіт 1500 дм^3/с. Назва його в перекладі означає «вихід чорної води», що найкраще відповідає характеру джерела. У глибині вузької, похмурої ущелини потужні струмені води піднімаються знизу, переповнюють русло і повноводною річкою рухаються до виходу з тіснини. А у весняні і паводкові дні вода з ревом виривається з полону землі, її так багато, що вона не встигає вилитися через ті отвори і порожнини, де пролягав її шлях в більш спокійні періоди. Рівень води піднімається до тих пір, поки з отворів, розташованих на кілька метрів вище від рівня річки, не починають з гуркотом падати водоспади. Карасу-Баші розташований в східному Криму, недалеко від міста Білогірська. У протилежній, західній частині гірського пасма, біля села Родниковського розташоване джерело Скельске, яке дещо поступається за дебітом своєму старшому побратиму. Кожну секунду воно викидає в середньому 1380 літрів води. У центральній частині гір знаходиться третє за величиною джерело Аян з середнім дебітом 567 дм^3/с. Впродовж тривалого часу Аян був основним джерелом водопостачання Сімферополя.

Вода від поверхні землі до джерела проходить швидко. Тільки випав у горах сильний дощ або почалося танення снігу, а в долинах уже за день-два здуваються річки, гуркочуть брили, що переносяться стрімким потоком по руслу. Однією з негативних сторін такого швидкого руху води є та обставина, що небажані, а часом і шкідливі речовини, змиті з поверхні землі, можуть потрапити в джерело, а потім і до споживача. У минулому столітті на кримських яйлах пасли не тільки місцеву худобу, влітку її приганяли сюди і з областей, розташованих за межами півострова. Вівця «під корінь» знищує рослинність, а це призводить до руйнівної водної та вітрової ерозії, змиву грунтів, погіршення режиму джерел. Випас худоби в області живлення джерельних вод загрожує небезпекою для здоров'я людини. Адже всі відходи від худоби скупчуються на поверхні гір, а потім з опадами потрапляють під землю, і вода, не встигнувши знешкодити, виносить їх назовні, в карстові джерела. Мало того, в карстові колодязі і шахти іноді скидають трупи загиблих тварин, що, звичайно, аж ніяк не сприяє чистоті підземних вод. Кримський облвиконком ще в 1961 р. спеціальною постановою заборонив випас худоби на вершинній поверхні Кримських гір. На жаль, і до теперішнього часу ця заборона в ряді місць порушується, що посилює загрозу епідемії там, де вода не хлорується і не проходить спеціального очищення. Спеціальні спостереження за якістю

підземних вод, проведені в зоні випасу худоби, показали, що карстові води, маючи прекрасний смак, в той же час можуть служити джерелом інфекції, небезпечної для здоров'я людини.

Карстові води можуть вийти в руслі річки, невидимо для очей підживлюючи річковий стік. А в приморських районах буває, що вода рухається нижче від рівня моря і виливається в його холодні безодні. Такі виходи називаються субмаринними, або підводними, джерелами. Виходи прісних вод можна очікувати на морському дні між мисом Айя та Балаклавою.

Для того, щоб добути воду в степу з-під землі, були пробурені сотні свердловин, з яких її відкачували насосами. Якщо на певній ділянці розташовано кілька свердловин (кількість та відстань між ними розраховується за спеціальними формулами), то ця ділянка з усіма водопіднімальними спорудами називається водозабором. Близько сорока водозаборів, не рахуючи одиночні свердловини, постачають воду в кримські міста та селища. З експлуатацією підземних вод пов'язано безліч проблем. Основні - це пошуки скупчень підземних вод, визначення їх запасів та якості, прогноз змін гідрогеологічних умов у процесі їх експлуатації. Основна особливість, що відрізняє підземні води від інших корисних копалин, видобутих людиною із земних надр, - це їх відновлюваність. Проте до певної межі. Якщо відбирати води більше за строго розраховану кількість, неминуче настане виснаження родовища.

Степовий Крим добре вивчений в гідрогеологічному відношенні. Перша артезіанська свердловина була пробурена тут в середині минулого століття на території нинішнього села Войкове. Свердловина розкрила потужний водоносний горизонт. З тих пір і до теперішнього часу триває вивчення гідрогеологічних умов степової частини півострова. Тисячі свердловин з різними цілями пробурені тут геологами, гідрогеологами, нафтовиками, геофізиками. Узагальнення результатів буріння і багатьох інших матеріалів дозволило виділити в степовому Криму кілька гідрогеологічних районів. Найбільшими з них є південна частина Північно-Сиваського артезіанського басейну, розташованого в межах Красноперекопського, Джанкойського, Первомайського, Роздольненського, Чорноморського і північної частини Червоногвардійського адміністративних районів. Великими гідрогеологічними районами є Білогірський артезіанський басейн (куди входять східна частина Джанкойського району, східна частина Білогірського району, Нижньогірський, Кіровський, Совєтський райони), Альмінський артезіанський басейн (південна частина Сакського, західна частина Сімферопольського, західна частина Бахчисарайського району, частина території, що входить в межі м. Севастополя).

Як і в гірському Криму, величезне значення в обводненні земних пластів відіграє карст. Але тут він має свої характерні особливості. Для

того, щоб розібратися в них, торкнемося ще раз геології степового Криму. Найбагатші на воду в Степовому Криму є понт-меотичний, сарматський водоносні комплекси і середньоміоценовий водоносний горизонт. Породи названих комплексів здебільшого представлені вапняками, а там, де є вапняки і рухома вода, неминуче виникає карст. Поверхневі карстові форми - воронки, провали і т. п. в цих місцях майже відсутні, проте, глибинні, тобто ті, що приховані глибоко в надрах землі, розвинені досить широко. Безпосередньо побачити та дослідити їх не можна (так би мовити, в активному стані, коли по них рухається вода), вони виявляються при бурінні свердловин та інших гірських роботах. Про карст Степового Криму фахівцям стало відомо в результаті досліджень, які проводилися на трасі майбутнього Північно-Кримського каналу. При бурінні свердловин у вапняках сарматського ярусу бували випадки, коли буровий інструмент провалювався на 1-1,5 м. А це означало, що в тих місцях на значній глибині від поверхні землі розвинені карстові порожнини, мінімальний діаметр яких - 1,5 м.

Таким чином, наявність водопроникних, розчинних порід і води є необхідною умовою формування водоносних горизонтів у Степовому Криму. Але в різних породах і на різних територіях води може міститися більше або менше. Тому для кожного гідрогеологічного району визначається кількість води, яка міститься в надрах цієї території. Підрахунок ведеться для кожного водоносного горизонту або комплексу з використанням усіх наявних свердловин, даних про опади в області живлення, величину водозборів і т. д. Після того, як встановлено наявність води та її приблизну кількість на території басейнів, починається розвідка ділянок. Вибір ділянки визначається, з одного боку, міркуваннями зручності експлуатації (близькість до споживача, наприклад), з іншого - конкретними геологічними умовами (скажімо, можливістю концентрації значних запасів води). Після розвідки визначається кількість води, яку можна відібрати на тій чи іншій ділянці. Проте не завжди на розвіданих ділянках відразу ж споруджують водозабори для водопостачання. Буває, що вони довго чекають свого часу, так би мовити, резервуються, поки не виникає нагальна необхідність.

Через те, що прісна вода до недавнього часу інтенсивно використовувалася не тільки для побутових, а й для сільськогосподарських потреб (для зрошення), відбір її в 1975 р. на 23% перевищував природне живлення. Навіть використання для зрошення вод Північно-Кримського каналу, яке почалося в 1964 р., не привело до значного зменшення відбору підземних вод: в 1969 р. водою, що відбирається з 2300 свердловин, зрошувалося 63000 гектарів, до 1972 р. число свердловин збільшилося до 2600 , а зрошувані площі зросли на 10% [20].

У 1975 році в багатьох районах Криму рівень підземних вод щорічно знижувався від десятків сантиметрів до 1,5 м. У Красноперекопському,

Первомайському, Роздольненському районах за період експлуатації цей рівень знизився на 15 м, а на сході Червоногвардійського, в Нижньогірському і Кіровському районах - на 25 м . Такий стан загрожував не тільки виснаженням запасів підземних вод. У деяких районах, де прісні води межують з водами мінералізованими, не придатними до вживання, почали «йти в наступ» солоні води. Так, в Красноперекопському районі в напрямку з півночі на південь солоні води рухаються зі швидкістю 200-440 м. у рік. Це виводить з ладу експлуатаційні свердловини. В одному Красноперекопську за десять років стали непридатними 16 свердловин із 18. У м. Керчі через необачне відкачування води з експлуатаційного горизонту створилася загроза проникнення туди морської води і надходження солоних вод з нижніх горизонтів. Довелося центр водовідбору перенести з прибережної зони на більш віддалені від моря ділянки. В Євпаторії підземну воду відбирали в кількості, яка в два рази перевищує природне поповнення запасів. Результатом стало проникнення солоних вод з верхніх відкладів.

Інтенсивне зрошування також впливає на основні водоносні горизонти, особливо там, де вони підходять близько до поверхні землі. На Тарханкутському плато, наприклад, в зоні зрошення земель водами Північно-Кримського каналу за два-три дні після початку поливів рівні в місцях фільтрації піднімаються до 6-10 м. Це аж ніяк не означає, що тут повсюдно формуються нові запаси високоякісних підземних вод. Фільтровані води, проходячи крізь глини і суглинки, багаті на гіпсові солі, збагачуються іонами сульфатів і хлоридів, тобто стають солонуватими. Крім того, зі зрошуваних полів, садів і виноградників разом з водою просочуються в нижні горизонти різноманітні стійкі отрутохімікати, гербіциди, пестициди і т. п.

Поповнити запаси підземних вод можна, якщо закачати в свердловини прісні води з Північно-Кримського каналу. Досвід дав обнадійливі результати. Ця та інші аналогічні роботи в Степовому Криму дозволили гідрогеологам геологорозвідувальної експедиції зробити необхідні розрахунки. Виявилося, що для того, щоб призупинити процес засолення прісних вод, на лінії Красноперекопськ-Джанкой протяжністю до 50 км в підземні горизонти необхідно щодоби нагнітати приблизно 1,1-1,3 мільйона кубометрів прісної води.

Це одна сторона вирішення проблеми, інша полягає в економному витрачанні підземних вод. З 1978 р. жоден з підземних водних об’єктів не може використовуватись без наявності єдиного паспорта, затвердженого установою меліорації і водного господарства. При паспортизації кожне підземне джерело було обладнане зоною санітарної охорони першого поясу з огорожами, павільйонами для насосів, водомірами; на них заведена відповідна документація. Гирла свердловин загерметизовані, нед іючі свердловини затампоновані.

7.6 Особливості забруднення підземних вод Донеччини

Як відомо, Україна належить до держав зі значними запасами надзвичайно різноманітних рудних і нерудних мінеральних ресурсів. На сьогодні її мінерально-сировинна база включає близько 20 000 родовищ і проявів 113 видів корисних копалин, з яких майже 8000 родовищ 97 видів мінеральної сировини мають промислове значення та враховуються Державним балансом нашої країни. До промислового освоєння залучено від 40 до 75 % від розвіданих корисних копалин. Запаси залізних руд становлять понад 14 % загальносвітових, марганцевих руд – більше 43 %. Україна посідає провідні місця у світі за запасами титану, цирконію, урану, літію, графіту, каоліну, вогнетривких глин, сірки, калійних солей, кухонної солі, декоративного каменю тощо.

Україні належать провідні позиції у світі і з видобутку багатьох видів мінеральної сировини: вугілля, залізних і марганцевих руд, титану, графіту, каоліну тощо. Добування цих сировинних ресурсів здійснюється як шахтним, так і відкритим (кар'єрним) способами. При цьому в значних кількостях утворюються такі специфічні відходи гірничопромислового виробництва, як шахтні (рудничні) та кар'єрні води.

На Донбасі, Криворіжжі, Волині, у басейні Нижнього Дніпра, інших регіонах України з гірничих виробок відкачується і скидається в поверхневі водні об'єкти щорічно до 1 млрд м^3 зазначених вод. З них 60–75 % мають мінералізацію понад 1000 мг/дм^3, до 20 % – 3000 мг/дм^3 і більше. Масштабне надходження таких вод у природні водотоки і водойми, їх інфільтрація в перші від поверхні підземні водоносні горизонти призводить до відчутних негативних наслідків – змін гідрологічного і гідрохімічного режиму природних і штучних водних об'єктів, їх замулення, засмічення і забруднення, погіршення умов водокористування, деградації поливних земель тощо.

Найбільшу екологічну напругу скидання шахтних і кар'єрних вод у поверхневі водні об'єкти створює в Донецькому регіоні. Це зумовлюється тим, що вказані води не відповідають правилам охорони природних водних об'єктів щонайменше за чотирма критеріями:

- висока мінералізація (понад 1 г/дм^3 – всі шахти, до 3 г/дм^3 – 60 % шахт, більше 3 г/дм^3 – 40 % шахт), через що у водойми і річки щорічно надходить близько 2 млн т розчинених мінеральних солей;
- забрудненість завислими речовинами (90–100 мг/дм^3), що спричиняє замулювання водойм і водотоків;
- бактеріальна забрудненість;
- підвищений вміст важких металів (їх концентрації перевищують гранично допустимі в 1,5–15 разів).

Об'єми шахтних і кар'єрних вод, що скидаються, порівнянні з об'ємами щорічного стоку всіх річок регіону і вкрай негативно впливають на нього. Тому перед Донбасом, а також суміжними регіонами України стоять дві найскладніші задачі, пов'язані із розв'язанням проблеми водних ресурсів: раціональне їх використання; охорона водних об'єктів від забруднення і виснаження.

Ці задачі мають вирішуватися також при консервації шахт у процесі реструктуризації вугільної промисловості. Незалежно від способів консервації проблема шахтних і кар'єрних вод не зникає, оскільки їх кількість і масштаби солевиносу у водні об'єкти практично не змінюються. Перекидання потоків води на сусідні шахти проблеми не розв'язує. Відповідь на запитання "Куди подіти шахтні води?" лежить в іншій площині, а саме, у визначенні і реалізації можливостей очищення і використання шахтних вод на технологічні потреби гірничих виробництв і суміжних підприємств. Такий підхід диктується також дефіцитом прісних вод в Україні в цілому, особливо в промисловому Донбасі, дефіцит цей постійно зростає.

Шахтні, рудничні, кар'єрні води формуються за рахунок підземних і поверхневих вод, які проникають у відповідні гірничі виробки. Це значно ускладнює їх розробку і подальше добування корисних копалин. Тому для забезпечення нормальної експлуатації рудників і шахт гірничі виробки осушують шляхом водовідливу. Величини водоприпливу в шахти визначаються геологічними, гідрогеологічними і кліматичними умовами родовищ, ступенем розгалуженості річкової мережі, способами підготовки шахтних і рудничних полів. Обводненість родовищ характеризується коефіцієнтом водонадходження, який є відношенням кількості води, яка відкачується на поверхню ($м^3$), до кількості видобутої руди, вугілля, іншої мінеральної сировини (т) за одиницю часу.

Найбільшим водоприпливом характеризуються шахти і рудники, розміщені в регіонах з підвищеною кількістю атмосферних опадів, у районах річок, великих озер, водосховищ. Зі збільшенням глибини розробки корисної копалини водоприплив зменшується. Його величина вимірюється кількістю води ($м^3$) за одиницю часу ($м^3$/год). Відомо, що підземні води на глибині гірничих виробок накопичуються за рахунок атмосферних опадів і поверхневих вод; гірські породи насичуються водою й утворюють напірні і безнапірні водоносні горизонти.

Підземні води поділяють на тріщинно-пластові, тріщинні, карстові. Тріщинно-пластові води рухаються по тріщинах пластів слабоводопроникних порід. Порово-пластові води приурочені до пухких ґрунтів (пісок, гравій, галечник). У скельних породах поширені тріщинні води. Карстові води утворюються при вивітрюванні карстових порід.

Хімічний склад підземних вод визначається глибиною залягання і залежно від її величини характеризується доволі чітко вираженою

зональністю. Як правило, за глибиною залягання підземні води поділяються на три зони. У верхній зоні активного водообміну зазвичай поширені прісні гідрокарбонатні води, що утворюються в процесі інфільтрації ґрунтових вод. Ця зона може поширюватися на глибину до 300 м. Хімічний, зокрема мінеральний, склад вод цієї зони визначається кліматичними умовами, складом гірських порід і рельєфом місцевості. Зі збільшенням глибини гідрокарбонатні води переходять у гідрокарбонатно-сульфатні і сульфатно-гідрокарбонатні. У посушливих регіонах мінералізація ґрунтових вод підвищується. Середня зона з незначним водообміном характеризується відновлювальним середовищем. Води цієї зони більшою частиною сульфатно-натрієво-кальцієві чи гідрокарбонатно-натрієві, перехідні у хлоридно-гідрокарбонатно-натрієві. Глибина зони простягається на 500–600 м, у випадку тектонічних порушень може досягати 1000 м і більше. Води нижньої зони характеризуються застійним режимом, високою мінералізацією і доходять до глибин 1000 і більше метрів. Це води переважно морського походження, склад яких протягом тривалого часу зазнав суттєвих змін. За сольовим складом води цієї зони належать до хлоридно-кальцієво-натрієвого типу.

Формування хімічного складу шахтних і рудникових вод залежить від літолого-мінералогічного складу гірських порід, умов живлення водоносних горизонтів і інтенсивності водообміну, клімату, антропогенних чинників. У процесі інфільтрації у воду з гірських порід переходить значна кількість різних водорозчинних солей, зокрема карбонатів, сульфатів і хлоридів лужних металів. Води з підвищеною сульфатною мінералізацією формуються в породах гіпсу, мірабіліту, галіту. Такі води містять переважно хлориди, які надходять із галітів. У результаті контакту підземних вод, що надходять у гірничі виробки, з породами може відбуватися іонний обмін. Метаморфізація іонно-сольового складу можлива також при взаємодії кисню повітря і розчинених солей. За наявності піриту в породах у певних умовах під дією кисню повітря і тіонових бактерій часто формуються кислі води.

Характерною особливістю шахтних вод є значна різноманітність їх хімічного складу. Вони містять велику кількість домішок неорганічного і органічного походження, можуть мати бактеріальне забруднення. До мінеральних компонентів належать частинки піску, глини, мінеральні включення вугілля і руд (кварц, пірит, карбонати), розчинені солі, луги, кислоти. В органічних речовинах зустрічаються частинки вугілля, озокерит, нафтові вуглеводні, мінеральні масла, продукти життєдіяльності різних живих організмів. До бактеріальної складової шахтних, рудникових і кар'єрних вод належать різноманітні мікроорганізми, переважно плісняві гриби, мікроби кишкової групи тощо.

Кількість завислих частинок у шахтній і рудниковій воді залежить від гірничо-геологічних і технологічних умов гірничої виробки і

змінюється від 0,045 до 2–3 г/дм^3. Так, середній вміст завислих речовин у шахтних водах Донецького басейну коливається в межах 0,15–0,55 г/дм^3. Величина окремих частинок становить переважно 10–90 мкм. На вміст завислих частинок впливає величина водоприпливу в шахту, міцність і вологість порід та руд, потужність і структура продуктивного пласта, речовинний склад руди і породи. При зволоженні і розмоканні порід у воду переходять важкоосаджувані глинисті частинки, які мінералогічно представлені каолінітом, аргілітом, монтморилонітом, алевритом тощо.

Мінералізація шахтних вод коливається в широких межах як за вмістом, так і за складом різних солей. Кількість мінеральних солей може значно змінюватися навіть у межах однієї шахти, однак, для кожного окремого вугільного чи рудного басейну ці зміни мають певні межі (табл. 7.1).

Таблиця 7.1– Об'єми і мінералізація шахтних вод по окремих виробничих об'єднаннях Донбасу [25]

№ п/п	Виробниче об’єднання	Об’єм мінералізованих скидних шахтних вод				Водоприймач скидних вод
		всього, млн м^3/рік	в т. ч. з мінералізацією, г/дм^3			
			до 3	3-5	понад 5	
1	Макіївкавугілля	66,28	24,77	10,70	30,81	рр.. Кальміус, Міус
2	Червоноармійськвугілля	77,58	33,57	39,40	4,60	рр.. Сів. Донець, Самара
3	Луганськвугілля	52,71	42,29	10,42	-	рр.. Сів. Донець
4	Донецьквугілля	59,00	8,01	40,60	10,40	рр.. Самара, Кальміус
5	Донбасантрацит	88,85	10,76	17,20	0,92	рр.. Сів. Донець, Міус
6	Кадіїввугілля	55,17	10,44	10,20	4,53	р. Сів. Донець
7	Ростоввугілля	66,58	29,08	28,21	9,29	р. Сів. Донець
8	Гукововугілля	51,69	6,22	14,28	31,19	р. Сів. Донець

У різних вугільних басейнах зустрічаються як прісні, так і солонуваті і сильносолонуваті шахтні води. Як видно з табл. 7.1, у Донецькому басейні шахтні води належать до слабосолонуватих і солоних вод. На шахтах Донбасу і близької до нього Ростовської області Російської Федерації зазначені води найчастіше належать до сульфатного класу натрієвої групи II-го типу, рідше – до гідрокарбонатного і хлоридного класів магнієвої, натрієвої і кальцієвої груп. Іонний склад і загальний вміст солей у шахтних водах також змінюється в доволі широких межах (табл. 7.2).

Таблиця 7.2 – Іонний склад води деяких шахт виробничих об'єднань Донецьквугілля і Сніжнеантрацит (мг/дм^3) [6]

Іон	Шахта		
	Петрівська	Тернавська	Зоря
Na^+	1523	3000	100
K^+	32	57	19
Ca^{2+}	142	212	212
Mg^{2+}	145	120	120
Cl^-	1635	5760	344
SO_4^{2-}	1397	390	420
HCO_3^-	622	-	639
Загальний вміст солей	5014	9540	1844

Рудникові (кар'єрні) води найбільш відомих вугільних розрізів (Кузнецький і Підмосковний вугільні басейни Російської Федерації, Олександрійський вугільний регіон України тощо) характеризуються помірною (3–6 мг-екв/дм^3) жорсткістю. Води шахт Донбасу мають жорсткість 15–30 мг-екв/дм^3. На деяких шахтах Донецького басейну зустрічаються кислі шахтні води з pH від 2,5 до 3,2. Ці води належать до сульфатно-хлоридного класів кальцієвої і магнієвої груп і відзначаються підвищеним вмістом заліза і алюмінію, солі яких у відкачуваних водах легко гідролізують. Внаслідок цього концентрація водневих іонів у таких водах ще більше зростає, а pH зменшується. Наявність підвищеного вмісту заліза у воді (90–720 мг/дм^3) і його гідроліз надає скидним шахтним водам бурого забарвлення.

Вміст органічних речовин у шахтних і кар'єрних водах змінюється у широких межах. У водах Донецького басейну він досягає 6,5–40 мгО/дм^3 (за біхроматної окиснюваності води).

Величини біохімічної потреби в кисні суттєво коливаються навіть у межах одного басейну. Води шахт Донбасу та об'єднання Ростоввугілля мають БСК$_5$, що дорівнює 0,36–85,9 мгО/дм^3.

Наявність нітратів у шахтних і кар'єрних водах свідчить про забруднення їх продуктами розпаду тваринного походження. Зазвичай вміст нітратів і амонійних іонів у воді невеликий: 1–13 і 0,1–0,8 мг/дм^3 відповідно.

Бактеріальне забруднення зазначених вод зумовлене надходженням до них продуктів гниття органічних матеріалів і субстратів, живих мікроорганізмів. Останні створюють сприятливі умови для розвитку патогенних бактерій, які можуть спричиняти різні шлунково-кишкові захворювання (черевний тиф, дизентерію тощо). Шахтні води характеризуються помірним бактеріальним забрудненням. Їх колі-титр звичайно лежить у межах 0,01–0,001 см^3.

Слід відзначити, що до шахтних і кар'єрних вод перед їх скиданням у поверхневі водні об'єкти часто додаються стічні води гірничодобувних (вугледобувних) підприємств як цілісних промислово-господарських інфраструктур. Тому загалом скидні води цих інфраструктур поділяються на такі класи: попутно забрані (шахтні, кар'єрні, дренажні), виробничо-технологічні (технологічні, охолоджуючі, промивно-знепилюючі), поверхнево-схилові (дощові, талі, поливально-мийні), господарсько-побутові (банно-пральні, господарські мийні, локальні каналізаційні). Тому скидні води гірничодобувних і гірничо-збагачувальних підприємств та їх об'єднань у цілому є найпотужнішим чинником негативної дії практично на всі компоненти поверхневих водних об'єктів, що слугують приймачами чи накопичувачами зазначених вод. Надходження останніх у природні водні об'єкти значно погіршує умови та ефективність господарсько-побутового водокористування, поливного землеробства на основі місцевих водних ресурсів, рибогосподарської діяльності тощо.

За масштабами інтегрального впливу на навколишнє середовище однією з найбільш складних галузей гірничодобувної промисловості завжди була і залишається вугільна промисловість. До характерних напрямів негативного впливу на довкілля вугледобувних і вуглезбагачувальних підприємств належать:

- забруднення водних об'єктів шахтними, кар'єрними (при відкритому добуванні вугілля), виробничими і господарсько-побутовими скидними і стічними водами, порушення гідрологічного режиму поверхневих вод, гідродинамічного і гідрохімічного режиму підземних вод;

- вилучення із землекористування і порушення земель, забруднення їх відходами добування і переробки вугілля;

- забруднення повітряного басейну викидами гірничо-транспортного обладнання, промислових і комунальних котелень, аспіраційних систем, відвалів і териконів, що горять.

Підприємства вугільної промисловості відкачують дуже великі об'єми шахтних вод. Загалом гірничі виробництва скидають до регіональної гідрологічної мережі близько 10 $м^3$ шахтних вод на 1 т добутого вугілля чи руди. Якісний склад шахтних вод досить різноманітний і суттєво змінюється по вугільних басейнах, родовищах, районах. Їх скидання в наземну гідрографічну мережу спричиняє відчутне замулення, засолення та закислення водойм і водотоків, порушуючи тим самим екологічну рівновагу у водних об'єктах вугільних басейнів. Постійна передислокація гірничих робіт на більш глибокі горизонти і значне ускладнення внаслідок цього гідрогеологічних умов призводять до подальшого зростання об'ємів і забрудненості попутних вод різноманітними органічними і мінеральними речовинами, а також до виснаження підземних водоносних горизонтів, у тому числі насичених чистою питною водою. Шахти Донбасу при цьому відкачують більш мінералізовані води з діючих гірничих виробок. Шахтні і кар'єрні води часто скидаються у ставки з повністю фільтруючим ложем без будь-якої демінералізації. Такі води фільтруються крізь дно ставків-накопичувачів, надходять у ґрунти і водоносні горизонти, що призводить до їх інтенсивного засолення.

Контрольні запитання

1. Визначення джерела забруднення і забруднювальної речовини.
2. Назвати причини забруднення підземних вод.
3. Указати дві основні стадії забруднення підземних вод.
4. Яке забруднення токсичними речовинами слід вважати екстремальним?
5. Які джерела слід розуміти під «природними кондиційними» джерелами забруднення підземних вод?
6. Які джерела називаються «природними некондиційними» джерелами забруднення підземних вод?
7. Які джерела забруднення підземних вод називають «антропогенними»?
8. Води якого виду промисловості характеризуються дуже високим вмістом органічних речовин ($БПК_5$ від 4000 до 8000 мг/ $дм^3$)?
9. Які речовини входять до складу комунальних відходів?
10. Описати наслідки впливу сільського господарства на якість підземних вод.

11. Пояснити, чому область хлоридного забруднення тяжіє переважно до нижньої частини водоносного горизонту.
12. Яка з галузей сільського господарства є значним джерелом забруднення підземних вод азотистими сполуками?
13. Як теплове забруднення може впливати на розвиток карстових процесів?
14. Яка гранична норма підвищення температури води у результаті скидання теплих вод у нашій країні?
15. Надати класифікацію джерел забруднення за їх розмірами.
16. Надати класифікацію джерел забруднення за їх класифікацією.
17. Надати класифікацію джерел забруднення за їх конфігурацією.
18. Представити класифікацію джерел забруднення за ступенем забруднення.
19. Негативні наслідки випадіння кислотних дощів для формування якості грунтових вод.
20. Яким чином відновлюються запаси підземних вод у Гірському Криму?

8 ОЦІНКИ МАСШТАБІВ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Масштаби забруднення підземних вод оцінюються за результатами вивчення якості підземних вод в районі джерел забруднення і на ділянках водозаборів.

8.1 Виявлення областей забруднення

При проведенні робіт з виявлення областей забруднення виконуються 4 етапи.

Перший етап включає до себе установлення місця розташування джерела забруднення, площ та лінійних розмірів області забруднення, виду забруднювальних речовин, часу початку забруднення.

Другий етап передбачає дослідження ступеня забруднення навколишнього середовища (ґрунтів, зони аерації, снігового покриву, геоботанічних показників на поверхні землі, мікробіології підземних вод). Після чого виконують оконтурювання області забруднення.

На третьому етапі відбуваються гідрогеологічні дослідження (установлення напряму потоку, установлення положення водозабору та фільтраційної неоднорідності пластів).

Четвертий етап включає до себе виділення ділянки інтенсивного забруднення, де концентрація забруднювальних речовин наближається до концентрації стічних вод, і загальної області забруднення.

8.2 Виділення масштабів забруднення на ділянках джерел забруднення

Оцінка масштабів виявленого забруднення підземних вод в районі джерела забруднення включає визначення розмірів області забруднення (площі і довжини), інтенсивності забруднення підземних вод, швидкості просування межі забруднених вод у пласті. Для визначення цих показників перш за все необхідно встановити, що розуміють під *межею області забруднення.*

Як межа області забруднення розглядається контур із загальною мінералізацією підземних вод 1 г/дм^3 або контур гранично допустимої концентрації (ГДК), характерної для даних умов забруднювального компонента (мається на увазі ГДК для питних вод). Якщо забруднення підземних вод характеризується декількома забруднювальними

компонентами, то межа області забруднення проводиться як по контуру мінералізації 1 г/дм^3, так і по загальному контуру ГДК цих компонентів.

Контур загальної мінералізації 1 г/дм^3, як межа області забруднення, береться з тієї причини, що прісні підземні води характеризуються мінералізацією меншою за 1 г/дм^3, а забруднювальні стічні води, як правило, відрізняються підвищеною мінералізацією, яка більша за 1 г/дм^3; крім того, загальна мінералізація 1 г/дм^3 є гранично допустимою для вод питної якості (ГОСТ 2874-82 «Вода питна»).

Під загальним контуром ГДК у разі декількох (двох-трьох) характерних забруднювальних речовин, контури ГДК кожної з яких виходять за межі іншої, розуміють криву, яка огинає окремі контури ГДК цих речовин (рис. 8.1). Якщо контур ГДК одного компонента цілком вміщується всередині контуру ГДК іншого компоненту, то межею області забруднення вважається більший контур.

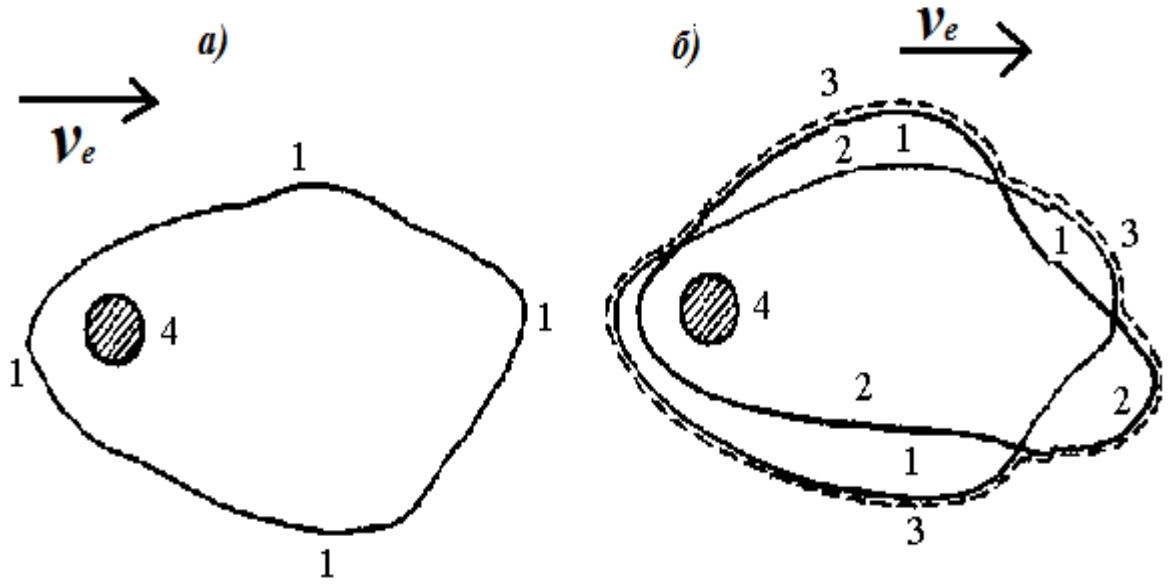

Рис. 8.1 – Межа області забруднення для однієї (а) та двох (б) забруднювальних речовин [9]

1 – межа області забруднення для першої речовини; 2 – межа області забруднення для другої речовини; 3 – загальна межа області забруднення для двох речовин; 4 – джерело забруднення; $V_e = V_Ф$ – природна швидкість фільтрації ґрунтових вод

У ряді випадків забруднені води можуть мати невелику загальну мінералізацію і за цією ознакою трохи відрізнятимуться від прісних або слабко солонуватих підземних вод. Тоді, область забруднення підземних вод виділяється по характерному забруднювальному компоненту.

В окремих випадках підземні забруднені води можуть бути більш мінералізовані, ніж ті стічні води, що проникають в них з поверхні землі, і тоді забруднення підземних вод виявлятиметься не тільки в появі невластивих підземним водам забруднювальних компонентів, але й в «опрісненні» підземних вод. Межі області забруднення підземних вод визначатимуться контуром області розповсюдження цих забруднювальних речовин і контуром області «опріснення».

Виділення області забруднення підземних вод за ГДК окремих забруднювальних компонентів виконується на добре вивчених ділянках, а також в тих випадках, коли вміст в підземних водах цих компонентів помітно перевищує їх ГДК. Разом з цим можуть бути такі умови, коли в підземних водах є невластиві їм забруднювальні речовини штучного походження (наприклад, нафтопродукти, СПАР) від відомого джерела забруднення, але вміст цих речовин в підземних водах (за станом на період дослідження) менший від ГДК. Проте область підземних вод, в межах якої виявлені ці речовини, доцільно виділити як область з ознаками забруднення підземних вод.

Для маловивчених ділянок з невеликим числом свердловин, призначених для спостереження, межа області забруднення проводиться за даними на свердловинах з мінералізацією підземних вод, більшою ніж 1г/дм^3 (якщо забруднюються підземні води з природною мінералізацією, меншою за 1 г/дм^3), або по свердловинах із вмістом забруднювальних компонентів, які перевищують ГДК.

Область з ознаками забруднення підземних вод виділяється по виявленню в свердловинах невластивих підземним водам штучних забруднювальних компонентів, навіть якщо їх вміст менший від ГДК.

Площа суцільної області забруднення, сформованої під впливом одного або декількох джерел забруднення, оцінюється за площею, обмеженою контуром загальної мінералізації 1 г/дм^3 і контурами ГДК окремих компонентів. У разі дискретної області забруднення, сформованої декількома джерелами забруднення, коли між окремими областями (утвореними окремими джерелами) є незабруднені ділянки підземних вод, але ці ділянки менші або близькі за розмірами до забруднених зон, *площею забруднення підземних вод слід вважати всю область, що охоплює як ділянки забруднених вод, так і розташовані між ними ділянки незабруднених підземних вод.*

На основі узагальнення фактичних даних про забруднення підземних вод виконана градація площ забруднення (табл. 8.1).

Лінійним розміром області забруднення називається її довжина (найбільша протяжність). Зазвичай, область забруднення буває витягнута за потоком підземних вод або у напрямку до місця їх відбору (водозабір, шахтний водовідлив та ін.). У разі області забруднення, сформованої

декількома джерелами, її довжина вказується не за потоком підземних вод, а у напрямі місцеположення джерел забруднення.

Таблиця 8.1 – Градації площ забруднення підземних вод [9]

Номер градації	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Площа, км^2	< 1	1 - 3	3 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 30	30 - 50	50 - 100	100 - 200	> 200

Якщо область забруднення має форму, близьку до кола, то як її лінійний розмір обирають радіус. Градації довжини області забруднення вказані в табл. 8.2. За відомою площею області забруднення і за довжиною можна оцінити її ширину.

Інтенсивність забруднення підземних вод характеризується відносною середньою і відносною максимальною мінералізацією всередині області забруднення, обмеженої контуром граничної мінералізації 1 г/дм^3, а також відносною середньою і відносною максимальною концентрацією окремих компонентів усередині контурів їх ГДК.

Таблиця 8.2 – Градація по довжині області забруднення підземних вод [9]

Номер градації	1	2	3	4	5	6	7	8
Довжина, км	< 1	1 - 3	3 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 30	30 - 50	>50

Під відносною середньою мінералізацією підземних вод розуміють відношення середньої мінералізації до граничної (для питних вод) мінералізації, під відносною середньою концентрацією компонента – відношення середньої концентрації до його ГДК. Середня мінералізація або середня концентрація окремих компонентів визначається як величина, середньозважена по площі.

Припустимо, що всередині контуру з мінералізацією 1 г/дм^3 виділяються декілька зон з мінералізаціями M_1 M_2, M_3,..., M_n з площами зон, які дорівнюють відповідно F_1, F_2, F_3,..., F_n. Тоді середня мінералізація всередині області забруднення, яка визначає інтенсивність забруднення підземних вод у межах області забруднення, буде дорівнювати середній зваженій по площі величині $M_{сер}$

$$M_{сер} = (M_1F_1+M_2F_2+M_3F_3+\ldots+M_nF_n)/(F_1+F_2+F_3+\ldots+F_n) \ . \qquad (8.1)$$

Так само визначається середня концентрація $C_{сер}$ окремого забруднювального компонента всередині контуру його ГДК:

$$C_{сер} = (c_1F_1+c_2F_2+c_3F_3+\ldots+c_nF_n)/(F_1+F_2+F_3+\ldots+F_n)\ . \qquad (8.2)$$

Відносна середня мінералізація води і відносна середня концентрація окремого компонента у воді дорівнюють

$$\vec{\grave{I}}_{\tilde{n}\mathring{a}\eth} = \grave{I}_{\tilde{n}\mathring{a}\eth} / \grave{I}_{\ddot{a}\acute{i}\ddot{i}} \text{ та } \tilde{\bar{n}}_{\tilde{n}\mathring{a}\eth} = \tilde{n}_{\tilde{n}\mathring{a}\eth} / \tilde{A}\ddot{A}\hat{E} \qquad (8.3)$$

Величини $\vec{\grave{I}}_{\tilde{n}\mathring{a}\eth}$ і $\tilde{\bar{n}}_{\tilde{n}\mathring{a}\eth}$ безрозмірні, а величина $\vec{\grave{I}}_{\tilde{n}\mathring{a}\eth}$ чисельно дорівнює $\grave{I}_{\tilde{n}\mathring{a}\eth}$, оскільки $\grave{I}_{\ddot{a}\acute{i}\ddot{i}}$ =1 г/дм^3

У разі декількох забруднювальних компонентів їх сумарна відносна середня концентрація визначається за формулою такого вигляду (наприклад, у випадку трьох компонентів):

$$\tilde{\bar{n}}_{\tilde{n}\mathring{a}\eth} = \tilde{n}_{1\tilde{n}\mathring{a}\eth} \big/ \tilde{A}\ddot{A}\hat{E}_1 + \tilde{n}_{2\tilde{n}\mathring{a}\eth} \big/ \tilde{A}\ddot{A}\hat{E}_2 + \tilde{n}_{3\tilde{n}\mathring{a}\eth} \big/ \tilde{A}\ddot{A}\hat{E}_3 \qquad (8.4)$$

де $C_{1сер}$, $C_{2сер}$, $C_{3сер}$ визначаються за формулою (8.2) в межах своїх контурів ГДК.

Якщо область забруднення вивчена недостатньо і не можна провести ізолінії мінералізації і концентрацій окремих компонентів, то інтенсивність забруднення підземних вод визначається як середнє арифметичне значення відносних мінералізацій або відносних концентрацій окремих компонентів за даними визначення концентрацій забруднювальних речовин у свердловинах, колодязях або інших пунктах водоспоживання всередині області забруднення.

Градації інтенсивності забруднення підземних вод представлені в табл. 8.3. Градації Іа і Іб характеризують ті випадки забруднення, коли ГДК ще не перевищена, тобто для *умовно забруднених вод*. Решта градацій відповідає випадкам, коли концентрація забруднювальних речовин перевищує їх ГДК. Градація IIв відноситься до категорії екстремального забруднення.

Таблиця 8.3 – Градації інтенсивності забруднення підземних вод

Номер градації	Іа	Іб	IIа		IIб			IIв
			А	*Б*	*В*	*Г*	*Д*	
Інтенсивність	<0,5	0,5 - 1	1 - 5	5 - 10	10 - 30	30 - 50	50 - 100	>100

Швидкість просування забруднених вод в пласті оцінюється за фактичним зсувом контуру загальної мінералізації 1 г/дм^3 або контурів ГДК окремих компонентів за період часу, що фіксується. Якщо фактичних даних недостатньо, то швидкість просування забруднених вод оцінюється розрахунковим шляхом.

8.3 Виділення масштабів забруднення на ділянках водозаборів

На ділянках водозабірних споруд масштаби забруднення оцінюються через внесок забруднених і чистих вод у загальний дебіт водозабору та за інтенсивністю забруднення цих вод.

Внесок забруднених вод може оцінюватись як відношення витрати забруднених вод до узагальненого дебіту свердловини $\overline{Q}_з = Q_з / Q$. До *умовно забруднених вод* відносяться забруднені води, у яких концентрація забруднювальної речовини не перевищує ГДК. До *забруднених* відносяться води з концентрацією забруднювальної речовини, яка перевищує ГДК.

Якщо понад 75% забрудненої води на водозаборі складається із умовно забруднених вод, то такий водозабір розглядається як водозабір з умовно забрудненими водами і відноситься до першої групи. Якщо понад 75% забрудненої води, яка забирається з підземних водоносних горизонтів, складається із забруднених вод, то розглянутий водозабір буде водозабором із забрудненими водами і відноситься до водозаборів третьої групи. Якщо *умовно забруднені* (*забруднені)* води складають більше ніж 25% але менше ніж 75%, то такий водозабір відноситься до проміжної (другої) групи.

Інтенсивність забруднення підземних вод на водозаборі може оцінюватись як середня зважена по витратах і концентраціях забруднювальної речовини у свердловинах речовина. Важливо відзначити, що розглядаються лише свердловини із забрудненими та умовно забрудненими водами

$$\tilde{N}_ç = \frac{\tilde{N}_1 Q_1 + \tilde{N}_2 Q_2 + \tilde{N}_3 Q_3 + ... + \tilde{N}_k Q_k}{Q_1 + Q_2 + Q_3 + ... + Q_k}, \qquad (8.5)$$

де C_k – концентрація забруднювальної речовини; K – кількість розглянутих свердловин.

Коли можливе розбавлення вод погіршеної якості чистими водами, інтенсивність забруднення установлюється як середня зважена по

сумарному дебіту водозабірної споруди концентрація забрудненої речовини

$$C = \frac{C_3 Q_3 + C_0 (Q - Q_3)}{Q}, \qquad (8.6)$$

де C_0 – фонова концентрація; C_3 – концентрація забруднювальної речовини; Q_3 – витрата стоку із вмістом забруднювальної речовини, яка визначається за формулою (8.5); Q – дебіт водозабірної споруди; $Q - Q_3$ – витрата чистих вод.

На водозабірній споруді екстремальне забруднення установлюється на тих експлуатаційних свердловинах, для яких $C \geq 10 ГДК$.

Контрольні запитання.

1. Як установлюється межа області забруднення ?
2. Як визначається площа забруднення підземних вод за наявності декількох ділянок забруднення?
3. Як визначається довжина та ширина області забруднення?
4. Який водозабір відноситься до водозаборів із забрудненими водами (водозаборів третьої групи забруднення)?
5. Які вихідні дані необхідні для установлення інтенсивності забруднення водозабору?
6. Описати ділянку інтенсивного забруднення.

9 МОДЕЛІ МІГРАЦІЇ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН У ПІДЗЕМНИХ ВОДАХ

Забруднені пластові води це система неоднорідних рідин, які розрізняються за мінералізацією, хімічним складом, густиною, в'язкістю, температурою. Внаслідок цього рух забруднених вод в пласті ускладнюється процесами взаємодії пластових вод з породами. До цих процесів належать дифузія (*проникнення*) забруднювальних речовин в область чистих підземних вод і слабкопроникні відклади, гравітаційні ефекти на межі контакту вод з різною густиною, сорбція (*поглинання*) речовини породами, катіонний обмін між поровим розчином та скелетом породи, вплив окислювально-відновних процесів на міграційні форми забруднювальних речовин в підземних водах, деструкція речовини в підземних водах, вплив температури на в'язкість розчинів і стан зв'язаної води та ін.[10]. Всі ці процеси впливають на умови міграції забруднювальних речовин в підземних водах, фільтраційні властивості порід, форми знаходження забруднювальних речовин в підземних водах. Сорбція і деструкція (*руйнування*) речовини, її дифузія в слабкопроникні відклади сприяють зменшенню концентрації забруднювальних речовин в підземних водах, зумовлюючи тим самим самоочищення забруднених підземних вод.

За ознакою характерного гідродинамічного процесу можна виділити такі моделі руху забруднених вод в пласті: поршневе витіснення, поршневе витіснення із урахуванням дисперсії (розмивання) межі розділу, гравітаційна деформація межі розділу, дифузійне перетікання в слабкопроникні відклади.

9.1 Модель поршневого витиснення

Розглядається модель руху системи двох рідин, яка базується на описі процесу поршневого витіснення однієї рідини іншою. Рідина-витискач діє як поршень, віджимаючи іншу рідину. Поршневий фронт є межею поділу двох рідин, яка переміщується з середньою швидкістю фільтраційного потоку. Модель поршневого витиснення описує витіснення чистих підземних вод з фоновою концентрацією досліджуваної речовини C_0 забрудненими водами з концентрацією C_1. Поршневий фронт розділяє забруднені і чисті води. Рухаючись, межа розділу рідин залишається вертикальною або ж переміщається, залишаючись паралельною самій собі.

Поршневе витіснення найбільш повно відповідає руху поршня у разі переміщення системи різнокольорових рідин в умовах одновимірного

плоскопаралельного потоку (під різнобарвними розуміються рідини з однаковими властивостями, які розрізняються тільки за кольором). В цих умовах межа розділу рідин буде вертикальною, всі частинки межі розділу будуть рухатися з однаковою швидкістю і в процесі руху межі розділу буде переміщатися, залишаючись паралельною своєму початковому (вертикальному) положенню (рис. 9.1).

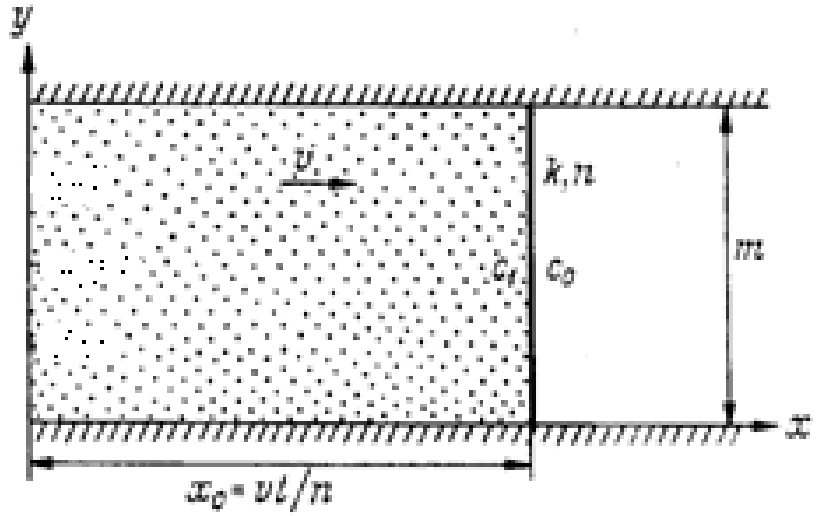

Рис. 9.1 – Схема дії моделі поршневого витіснення

Наявність різкої межі розділу рідин можлива при допущенні, що будова порового простору є мікрооднорідною (однаковий розмір пор) та відсутня дифузія (проникнення) з області забруднення в область чистих підземних вод. При цих допущеннях не відбувається дисперсії (розмивання) межі розділу між рідинами і вона залишається чіткою. Умови існування різкої межі розділу рідин і незмінності їх вихідних концентрацій припускають відсутність взаємодії цих рідин між собою та з породою. Головним механізмом перенесення речовини при поршневому витисненні є *конвективний перенос*, тобто перенесення речовини разом з частинками водного середовища.

Швидкість руху речовини, яка міститься у воді, береться такою ж, як і швидкість руху води у порах

$$V_{\hat{O}} = \hat{E}_{\hat{O}}{}^{2}, \tag{9.1}$$

$$V_{\ddot{A}} = \frac{\hat{E}_{\hat{O}}{}^{2}}{n}, \tag{9.2}$$

де V_{Φ} – швидкість фільтрації; $V_{Д}$ – дійсна швидкість: n – пористість водоносних порід.

Довжина шляху x_0, який проходить межа розділу рідини за час t при поршневому витісненні, визначається за рівнянням

$$x_0 = V_{\ddot{A}} t \,. \tag{9.3}$$

При поршневому витісненні положення поршневого фронту в кожен момент часу співпадає з фронтом забруднювальної речовини. Через те, що передбачаються незмінними вихідні концентрації речовин по різні боки від межі їх розділу, потреби в розрахунках концентрації забруднювальних речовин не виникає. Концентрація забруднювальної речовини у воді змінюється стрибкоподібно при переході через межу розділу від вихідної концентрації забруднених вод C_1 до фонової C_0.

9.2 Модель поршневого витиснення з урахуванням дисперсії межі розділу

В дійсності на межі розділу між двома рідинами відбувається дисперсія (тобто розсіювання, «розмивання»). Зазвичай виділяють мікро- і макродисперсію. Остання пов'язана з фільтраційною макронеоднородністю порід. Макрооднорідне за своїми фільтраційними властивостями пористе середовище є в той же час є мікронеоднорідним через різницю між розмірами окремих пор та їх формами. Далі розглядається тільки мікродисперсія. Основними причинами мікродисперсії є мікронеоднорідності порового простору та молекулярна дифузія з області забруднених вод в область чистих вод (рис. 9.2).

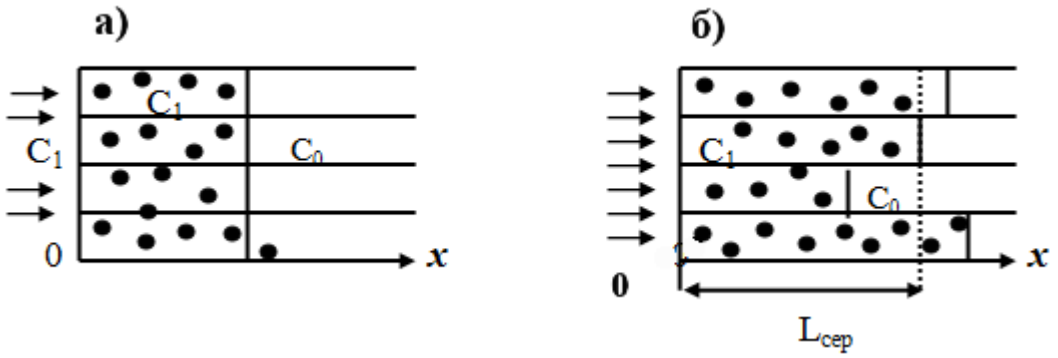

Рис. 9.2 – Положення межі розділу забруднених і чистих вод в системі капілярів однакового (а) і різних (б) радіусів.

Якби пористе середовище складалося з круглих капілярів однакового радіуса (ідеальний грунт), то за відсутності дифузії чітка межа розділу

різнокольорових рідин внаслідок однакової швидкості руху в кожному капілярі встановилася б у всіх капілярах на одній і тій же позначці (рис. 9.2а). У випадку капілярів різного радіусу конфігурація межі розділу буде іншою. Через неоднакову швидкість руху у відокремлених капілярах ця межа буде встановлюватися на різних відмітках (рис. 9.2б). Положення межі розділу буде різним для різних капілярів. В результаті утворюється перехідна зона від області, де всі капіляри заповнені забрудненою водою, до області, де всі капіляри заповнені чистою водою. $L_{сер}$ є середнім положенням межі розділу. Під впливом дифузії чітка межа розділу рідин почне "розмиватися" і в межах перехідної зони буде відбуваєтися поступова зміна концентрації забруднювальної речовини від максимального значення C_1 в забруднених водах до мінімального (фонового) C_0 в чистих водах. Таким чином, фронт поршневого витіснення виявиться розташованим всередині дифузійної перехідної зони (рис. 9.3).

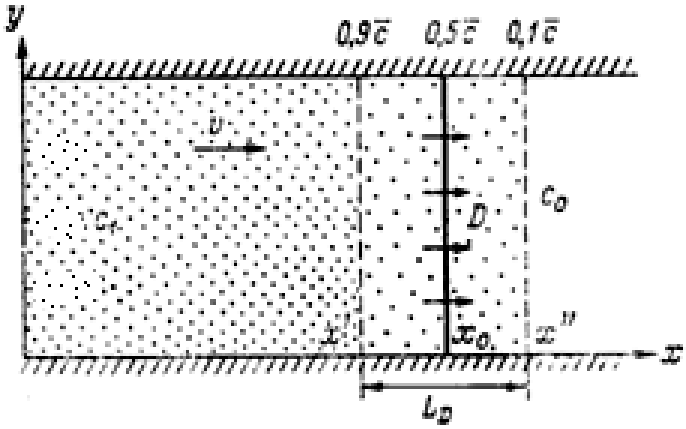

Рис. 9.3 – Схема руху двох рідин з дисперсією межі і їх розділу

Дисперсія речовини відбувається як по потоку підземних вод (поздовжня дисперсія), так і поперек нього (поперечна дисперсія). *Поздовжня дисперсія зазвичай значно більша від поперечної.*

Найважливішим параметром, що характеризує дисперсію рідини в підземних водах, є коефіцієнт дисперсії D або у нашому випадку коефіцієнт мікродисперсії ($м^2$/д), який містить у собі дві складові: механічну дисперсію $D_{МЕХ}$ і молекулярну $D_{МОЛ}$

$$D = D_{МЕХ} + D_{МОЛ.} \qquad (9.4)$$

Молекулярна дисперсія спостерігається як за відсутності руху підземних вод, так і при його наявності. Механічна дисперсія рідини відбувається тільки в умовах руху підземних вод, тобто при

конвективному переносі. У більшості випадків $D_{MEX} > D_{MOЛ}$. Величина $D_{MOЛ}$ має порядок 10^{-5}-10^{-6} м^2/д, а величина D_{MEX} - приблизно 10^{-4}-10^{3} м^2/д.

Роль конвективного перенесення речовини можна оцінити за безрозмірним критерієм Пекле:

$$Đå = \frac{V_{\hat{O}} L_D}{D_{ÌÎÊ}}, \tag{9.5}$$

де L_D – довжина перехідної зони.

Роль механічного (конвективного) перенесення в порах забруднювальної речовини переважає при великих значеннях критерію Пекле (Pe> 10), а дифузійний (молекулярний) перенос має місце при малих значеннях (Pe <0,1).

Розподіл концентрації речовини в пласті для одновимірного руху рідини в умовах дисперсії межі розділу рідин описується відомим рівнянням (1.18).

При $\frac{V_{\hat{O}} \tilde{o}}{D} > 5{,}0$, що має місце в більшості випадків, рівняння (1.18) спрощується і записується у вигляді

$$\tilde{N} = 0{,}5 \pm \left\{ 1 - erf\left[\frac{x - \frac{V_{\hat{O}} t}{n}}{2\sqrt{\frac{Dt}{n}}} \right] \right\}. \tag{9.6}$$

Якщо $x - \frac{V_{\hat{o}} t}{n} < 0$, то у формулі (9.6) всередині фігурної дужки береться знак «плюс», якщо ж $x - \frac{V_{\hat{o}} t}{n} > 0$, то знак «мінус».

На основі формули (9.6) можна визначити довжину перехідної зони L_D, яка для умов одновимірної плоскопаралельної течії підземних вод розраховується таким чином

$$L_D = a\sqrt{Dt / n}, \tag{9.7}$$

де a – числовий коефіцієнт, який можна взяти рівним 4.4.

Оскільки фронт поршневого витиснення проходить посередині перехідної зони, то можна вважати, що довжина шляху x міграції забруднених вод дорівнює

$$x \approx x_0 + 0.5L_D, \qquad (9.8)$$

де x_0 – довжина шляху, який проходить межа розділу рідини за час t при поршневому витісненні, і яка визначається за рівнянням (9.3).

Довжина перехідної зони не перевищує 1-2% від довжини шляху x_0, і в практичних розрахунках міграції для досить однорідних за фільтраційними властивостями порід її можна не враховувати. Цей висновок справедливий при перенесенні речовини на великі відстані (сотні метрів і кілометри). У той же час ефектом дисперсії не можна нехтувати в тріщинуватих породах.

9.3 Модель поршневого витиснення з урахуванням дифузійного перетікання в слабкопроникні відклади

У моделі поршневого витиснення забрудненої речовини з урахуванням дисперсії межі розділу враховувалася дифузія (проникнення) забруднювальної речовини, але тільки на межі розділу рідин всередині водоносного горизонту. На рівні з цим відбувається дифузія речовини з водоносного горизонту в слабопроникні відклади покрівлі й підошви пласта, тобто поглинання забруднювальної речовини з підземних вод слабопроникними глинистими відкладами згідно із механізмом дифузії. Дифузійні перенесення речовини в ці відклади вивчаються з тієї причини, що глинисті породи відрізняються дуже низькими фільтраційними властивостями, конвективний рух (рух речовини з рідиною) внаслідок цього дуже малий і різко зростає роль молекулярної дифузії.

Дифузія з водоносних порід в слабкопроникні відклади може відбуватися за наявності градієнта концентрацій, спрямованого в слабопроникні відклади, тобто коли концентрація речовини в підземних водах водоносних порід вища, ніж в порових водах слабопроникних відкладів. Це співвідношення концентрацій майже завжди має місце при забрудненні підземних вод, особливо речовинами штучного походження. Але спрямованість дифузійного потоку може бути і зворотною: зі слабопроникних відкладів покрівлі та підошви у водоносний горизонт, якщо концентрація речовини в порових водах відкладів вища, ніж в підземних водах водоносних порід. Це може відбуватися, наприклад при витисненні солоних вод прісними. В цьому випадку, якщо порові води слабопроникних відкладів близькі за складом і мінералізацією солоних вод водоносного горизонту, то відбуватиметься дифузія речовини з покрівлі і підошви пласта в прісні води водоносного горизонту.

Дифузійне перетікання забруднювальної речовини в слабопроникні відклади зменшує її концентрацію в підземних водах; зворотне перетікання

зі слабопроникних відкладів збільшує концентрацію речовини в підземних водах та забруднює їх.

Через те, що площа стикання забруднених вод із покрівлею та підошвою пласта значно більша, ніж площа стикання забруднених вод з чистими підземними водами на межі їх розділу, дифузійне перетікання в покрівлю і підошву пласта за своїми масштабами буде більше, ніж на межі розділу рідин всередині водоносного горизонту. Тому ефект зменшення концентрації забруднювальної речовини в підземних водах внаслідок її дифузійного перетікання в слабопроникні відклади покрівлі й підошви пласта може бути в певних умовах досить істотним. Зменшення концентрації речовини буде нерівномірним по вертикальному розрізу водоносного горизонту: найбільшим воно буде поблизу покрівлі та підошви, найменшим - в середній частині водоносного горизонту.

За умов однорідного за фільтраційними властивостями водоносного горизонту, перекритого зверху і знизу глинистими відкладами великої потужності, одновимірної плоскопаралельної течії підземних вод, однакових фізичних властивостей забруднених і чистих вод, відсутності дисперсії межі розділу і процесів сорбції зміна концентрації забруднювальної речовини в підземних водах внаслідок його дифузії в перекривальних слабопроникних відкладах описується рівнянням вигляду [10]

$$\overline{C} = 1 - \hat{O}\left[\frac{\tilde{o}}{2m\sqrt{\frac{n\nu}{n_0 D}\left(\frac{\nu t}{n} - x\right)}}\right], \qquad (9.9)$$

де $\overline{C} = \frac{C - C_0}{C_1 - C_0}$; Ф – табульована функція, яка визначається за допомогою таблиці 1.1 (інтеграл ймовірності); $\overline{C}$ – осереднена за потужністю пласта концентрація забруднювальної речовини, яка визначається за (9.9) в точці x в момент часу t; c_0 - концентрація речовини в чистих підземних водах і порових водах слабопроникних відкладів (якщо $c_0 = 0$, то $\bar{c} = c/c_1$); C_1 - концентрація речовини в забруднених підземних водах; m - потужність водоносного горизонту; n - пористість водоносних порід; n_0 та D - пористість і коефіцієнт дифузії слабопроникних порід покрівлі і підошви пласта (передбачається, що ці параметри однакові для порід покрівлі і підошви).

Схема, що пояснює цю модель міграції, представлена на рис. 9.3а.

В силу припущення про однорідність пласта по розрізу й однаковість фізичних властивостей забруднених і чистих підземних вод межа розділу між ними вертикальна і залишається такою протягом усього часу руху.

Внаслідок припущення про відсутність дисперсії межі розділу, область забруднених підземних вод *I* чітко відділяється від області чистих вод *II,* а концентрація речовини в області *II* залишається постійною і рівною c_0 в кожній точці цієї області. Інша картина розподілу концентрації речовини в області забруднених вод *I*. В результаті дифузії забруднювальної речовини в слабопроникних відкладах покрівлі й підошви її концентрація змінюється від точки до точки у просторі і в часі: поблизу межі розділу вона мінімальна та зростає від межі розділу у напрямку до вхідного перерізу, через який забруднені води надходять в пласт.

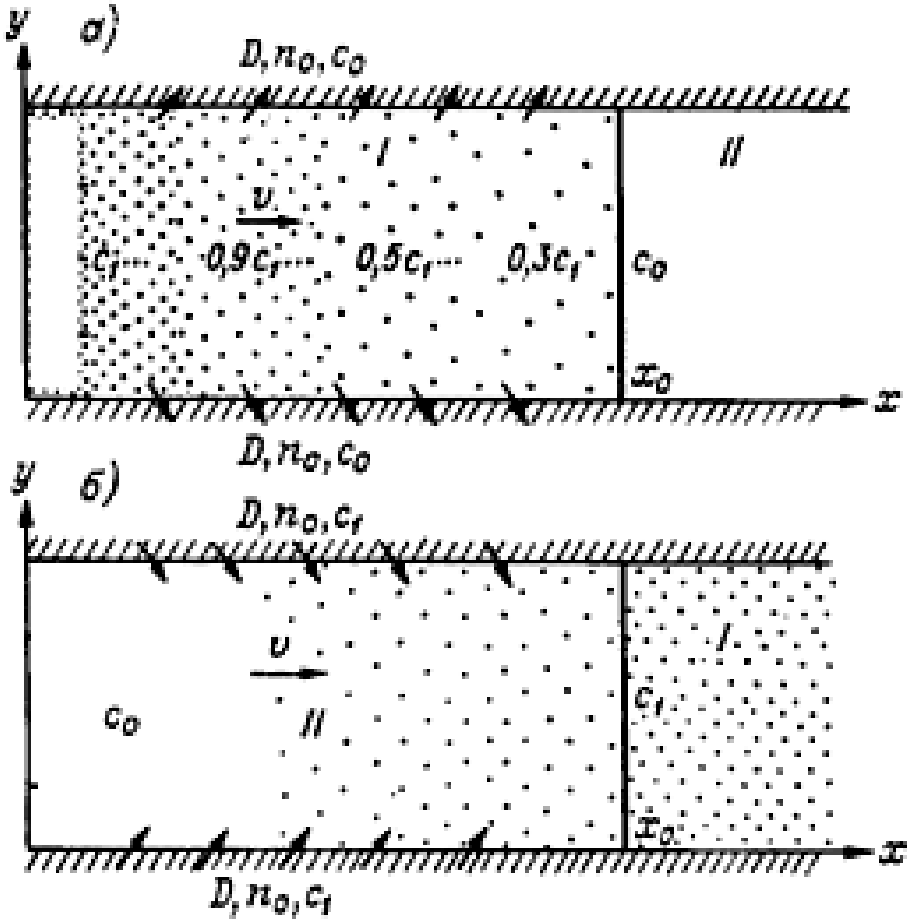

Рис. 9.3 – Модель руху підземних вод з дифузійнним перетіканням забруднювальних речовин з водоносного пласта в слабопроникні відклади (а) і у водоносний пласт з слабопроникних відкладів (б).

Таким чином, формула (9.9) характеризує зміну концентрації речовини в області забруднених вод *I*. Межа розділу областей *I* і *II* збігається з фронтом поршневого витиснення, положення якого на момент *t* визначається як $x_o = V_Ф\ t\ /\ n$. В точках $x < x_0$ (область *I*) концентрація речовини змінна, в точках $x > x_0$ (область *II*) вона постійна та дорівнює C_0.

Для розрахунку розподілу концентрації речовини в часі задається значення t. Для цього часу визначається відмітка x_0 межі розділу чистих і забруднених вод в пласті ($x_o = V_Ф\ t / n$). Вибирається кілька значень $x < x_0$. За формулою (9.9) розраховується для вибраних значень x на заданий момент t концентрація забруднювальної речовини $\bar{c}$ (або c).

Основні висновки з вивчення дифузійного перетікання такі: 1) ефект дифузії найбільш сильно проявляється в малопотужних пластах ($m \leq 7 \div 10$ м) і при міграції на великі відстані ($x > 3 \div 5$ км), 2) дифузійне перетікання посилюється зі збільшенням пористості і коефіцієнтів дифузії слабопроникних порід; 3) роль дифузійного перетікання стає менш помітною зі збільшенням швидкості фільтрації і потужності водоносного горизонту, 4) в досить потужних пластах ($m > 15 \div 20$ м) і при невеликих значеннях коефіцієнта дифузії слабопроникних порід ($D < 10\text{-}5$ м^2/д) ефект дифузійного перетікання невеликий і його можна не враховувати. У такому випадку переміщення фронту забруднення розраховується за первинною схемою поршневого витіснення.

При витисненні забруднених або солоних вод прісними підземними водами може відбуватися, як зазначалося, зворотний процес - дифузія речовини зі слабопроникних відкладів покрівлі і підошви пласта в прісні підземні води, що призводить до забруднення (засолення) чистих підземних вод (рис. 10.3 б). У цьому випадку концентрація забруднювальної речовини в підземних водах буде максимальною поблизу межі розділу чистих (прісних) і забруднених(засолених) вод і почне спадати в міру віддалення від неї в глиб області чистих підземних вод. Межа розділу відокремлює область забруднених вод *I* з постійною концентрацією речовини C_1 від області *II* спочатку чистих підземних вод з концентрацією речовини C_0, а потім з мінливою концентрацією внаслідок дифузії забруднювальної речовини зі слабопроникних відкладів. Це розподілення концентрації речовини в підземних водах описується виразом

$$\bar{\tilde{N}} = \frac{\tilde{N} - \tilde{N}_0}{\tilde{N}_1 - \tilde{N}_0} = \hat{O}\left[\frac{\tilde{o}}{2m\sqrt{\frac{n\nu}{n_0 D}\left(x_0 - x\right)}}\right] \qquad (9.10)$$

або

$$\tilde{N} = \tilde{N}_0 + \left(\tilde{N}_1 - \tilde{N}_0\right)\hat{O}\left[\frac{\tilde{o}}{2m\sqrt{\frac{n\nu}{n_0 D}\left(x_0 - x\right)}}\right], \qquad (9.11)$$

де $x_o = V_\Phi\ t\ /\ n$ – положення фронту поршневого витіснення; C_0 – концентрація речовини в чистих підземних водах; C_1 – концентрація речовини у забруднених підземних водах і порових водах слабопроникних відкладів. Порядок розрахунку за формулою (9.11) є тим самим, як і у випадку дифузії з підземних вод в слабопроникні відклади.

9.4. Модель поршневого витиснення з урахуванням гравітаційної деформації межі розділу

Забруднені або природні некондиційні (наприклад, морські) води, які вторгаються у водоносний горизонт, в багатьох випадках відрізняються за густиною від прісних підземних вод, що призводить до деформації межі їх розділу. Важка рідина прагне зайняти нижче положення і через це віджимає вгору легку рідину [10].

Якщо в пласті знаходяться забруднені води з густиною γ_1 і прісні води з густиною γ_0 $(\gamma_1 > \gamma_0)$, то початкова вертикальна межа розділу в подальшому почне деформуватися і займе похиле положення (рис. 9.4).

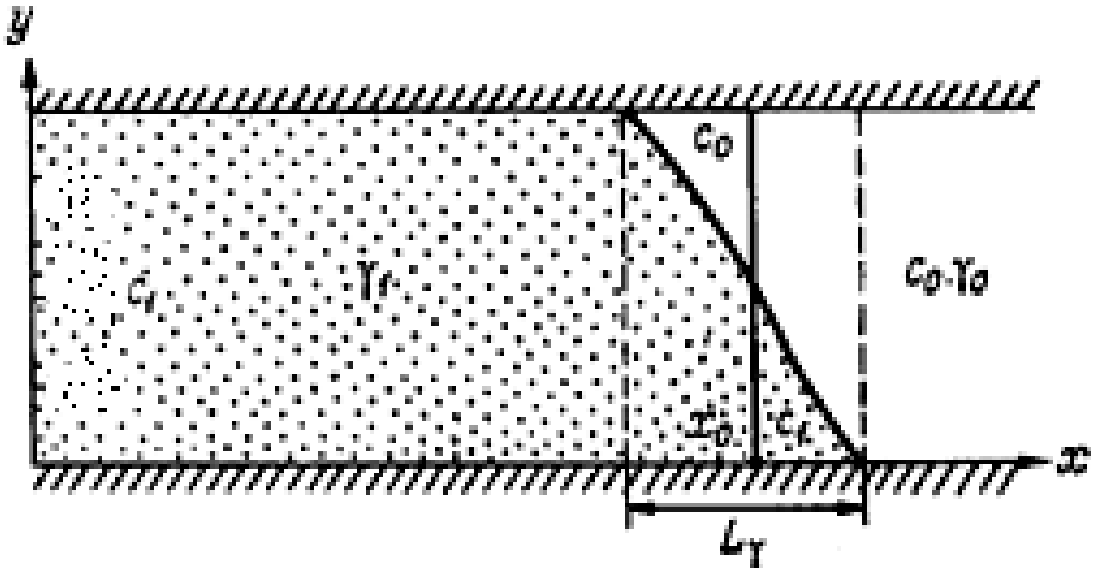

Рис. 9.4 – Модель руху двох рідин з гравітаційною деформацією межі їх розділу

При цьому більш важка рідина (забруднені води) буде по підошві пласта клином вторгатися в область прісних вод; легші прісні води таким же клином, спрямованим у протилежний бік, будуть вторгатися по покрівлі пласта в область забруднених вод. З плином часу довжина клина забруднених (солоних) вод збільшується. Відстань Lγ від кінця клина забруднених вод (по підошві пласта) до кінця зворотного клина прісних вод (по покрівлі пласта) називається *довжиною зони деформації* . Для умов плоскопаралельного одновимірного руху підземних вод в горизонтальному пласті на момент *t*

$$L_\gamma = 1{,}6\sqrt{\left[km\left(\gamma_1 - \gamma_0\right)\cdot t\right]/\left(n\gamma_0\right)} \qquad (9.12)$$

Посередині зони деформації на позначці x_0 проходить межа фронту поршневого витиснення. Тому наближено шлях, який проходять забруднені води за час *t* з урахуванням деформації межі через відмінності у густини рідин, й утворення внаслідок цього клина забруднених вод, складе

$$x = x_0 + 0{,}5L_\gamma. \qquad (9.13)$$

У виразі (9.13) величина $0{,}5L_\gamma$ характеризує довжину клина забруднених вод, який просувається по підошві пласта. При достатньо помітних розбіжностях між γ_1 і γ_0 довжина зони деформації значно більша від довжини перехідної зони, зумовленої мікродисперсією, і може становити багато десятків і сотень метрів. Наприклад, при γ_1 = 1,016 г/см^3 (що відповідає мінералізації підземних вод 15-20 г / дм^3), γ_0 = 1 г/см^3, *m* = 20 м, $K_Ф$ = 10 м / д, *i* = 0,1 і *t* = 104 д, Lγ ≈ 900 м. Отже, довжина клина забруднених вод дорівнює приблизно 450 м.

Ефект гравітаційної деформації межі розділу різновагових рідин особливо яскраво проявляється в пластах великої потужності та при малій швидкості руху підземних вод. При зростанні витрати, яка відбирається з пласта води або завантажується в пласт, тобто при досить великих швидкостях руху підземних вод в пласті, вклинювання забруднених вод, зумовлене гравітаційними силами є дуже незначним в порівнянні з безпосереднім (поршневим) витісненням.

Наближений критерій, коли в умовах плоскопаралельного потоку можна знехтувати гравітаційною деформацією межі розділу, і коли ця межа мало відрізняється від вертикальної, згідно роботі [10], має вигляд

$$q/[2K_Ф\, m(\gamma_1/\gamma_0-1)]\geq 2.5, \qquad (9.14)$$

де q – витрата підземних вод на одиницю ширини ділянки, через яку протікає вода (або на одиницю довжини прямолінійнї галереї, через яку відбираються підземні води), м^2/д.

Нерівність (9.14) записана для системи забруднених і прісних підземних вод, коли в'язкість (μ_0) і густина (γ_0) прісних підземних вод беруться рівними одиниці і $\gamma_1 > \gamma_0$.

З виразу (9.14) можна знайти таке значення співвідношення γ_1/γ_0, при якому необхідно враховувати вплив відмінностей у густині рідин на рух межі розділу забруднених і прісних підземних вод:

$$\gamma_1/\gamma_0 \leq 1 + q/(5K_\Phi\, m). \qquad (9.15)$$

Так, при m = 20 м, k = 10 м / добу і q = 5 м^2/д, отримуємо $\gamma_1/\gamma_0 \leq 1{,}005$, тобто впливом гравітаційного ефекту за цих умов можна знехтувати.

З розгляду моделей міграції забруднювальних речовин в підземних водах випливає, що основною складовою переміщення забруднених вод в пласті є поршневе витіснення. У багатьох випадках розрахунок міграції забруднених вод виконується за схемою поршневого витиснення.

Розглянуті моделі дають уявлення про деякі найбільш відомі гідродинамічні ефекти, які супроводжують міграцію забруднювальних речовин в підземних водах. Незважаючи на спрощений характер, моделі поршневого витіснення можна використовувати при вирішенні багатьох практичних завдань, пов'язаних із забрудненням підземних вод і прогнозом їх якості.

Контрольні запитання

1. Назвіть головну причину дифузії забруднювальних речовин у покрівлю та підошву підземного водоносного горизонту.
2. Міграція забруднених вод у водоносному пласті описується за допомогою моделі поршневого витіснення. Назвати основну ознаку моделі.
3. За рахунок чого виникає гравітаційна деформація межі розділу?
4. Що називають конвективним переносом забруднювальної речовини у підземних водах?
5. Для чого використовується критерій Пекле?

10 РОЗРАХУНКИ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД НА ДІЛЯНКАХ ПОВЕРХНЕВИХ СХОВИЩ СТІЧНИХ ВОД

10.1 Розрахунки конвективного переносу межі забруднення при закачуванні забруднювальних розчинів (промислових відходів) у поглинальну свердловину

Якщо припустити, що у процесі витискання однієї рідини іншою межа розділу рідин не зазнає дисперсії і рухається із швидкістю конвективного переносу $V_{Ä} = \frac{V_{Ô}}{n}$, то можна записати таке рівняння руху

$$\frac{dl}{dt} = \frac{K_{Ô}}{n} I, \qquad (10.1)$$

де I – градієнт напору на межі розділу.

Для радіального потоку та у випадку однорідного пласта потужністю m, провідністю $T = K_{Ф} m$ із коефіцієнтом п'єзопровідності α зростання напору H відносно статистичного розраховується за відомим рівнянням Тейса [33]

$$H = \frac{Q}{4\pi T} W(u), \text{ де } u = \frac{r^2}{4\alpha t}, \qquad (10.2)$$

де r – радіус фронту розповсюдження забруднювальної речовини, що надходить зі свердловини, у яку її закачують із витратою Q.

Градієнт напору на межі розділу визначається диференціюванням $\frac{\partial H}{\partial r}$ за умови $r = l$.

$$I = \left.\frac{\partial H}{\partial r}\right|_{r=l} = \frac{Q}{2\pi l T} e^{-u}, e^{u} = \frac{l^2}{4\alpha t}. \qquad (10.3)$$

Підставляючи (10.3) у (10.1), отримаємо

$$\frac{dl}{dt} = \frac{K_{Ô}}{n} \frac{Q}{2\pi l K_{Ô} m} exp\left(-\frac{l^2}{4\alpha t}\right) = \frac{Q}{2\pi l m} exp\left(-\frac{l^2}{4\alpha t}\right). \qquad (10.4)$$

Розв'язок рівняння (10.4) має вигляд

$$l = 2\sqrt{\beta\alpha t}\,, \tag{10.5}$$

де параметр β визначається із трансцендентного рівняння

$$\beta = \beta e^{\beta} = \frac{Q}{4\pi n\alpha m}. \tag{10.6}$$

За умови $Q < n\alpha m$, (10.7)

можна вважати, що $e^{\beta} \cong 1$, звідки

$$l = \sqrt{\frac{Qt}{\pi nm}}\,, \tag{10.8}$$

що відповідає квазіоднорідним умовам фільтрації.

Отриманий розв'язок справедливий за відсутності природного руху підземних вод.

За наявності потоку підземних вод із питомою витратою q_0 і уклоном I_0 градієнт напору на межі розділу визначається за рівнянням

$$^{2} = \frac{Q}{2\pi lT} exp(-\frac{l^2}{4at}) \pm I_0\,. \tag{10.9}$$

Знак "+" береться при розрахунках, коли рух відбувається за напрямом потоку, знак "–" при русі у протилежному напрямку.

Диференціальне рівняння вигляду

$$\frac{dl}{dt} = \frac{Q}{2\pi nml} exp(-\frac{l^2}{4\alpha t}) \pm \frac{K_{\hat{O}}}{n} I_0\,, \tag{10.10}$$

за умови прийняття (10.7) набуває вигляду

$$\frac{dl}{dt} = \frac{Q}{2\pi nml} \pm \frac{K_{\hat{O}}}{n} I_0\,. \tag{10.11}$$

Розв'язання останього дозволило отримати формулу розрахунків часу t, за який забруднювальна речовина пройде відстань $l_н$ від місця її надходження

$$t = \frac{nm}{q_0}\left[l_i - \frac{Q}{2\pi q_0} ln\left(1 - \frac{2\pi q_0}{Q} l_i \right)\right]. \qquad (10.12)$$

Якщо припустити, що неподалік знаходиться річка чи водойма за найбільш коротким напрямом довжиною L, то градієнт напору у цьому напрямі буде становити

$$I = \frac{Q}{2\pi lT} exp\left(-\frac{l^2}{4\alpha t}\right)\left[1 - \frac{l}{2L - l} exp\left(-\frac{L^2 + Ll}{\alpha t}\right)\right]. \qquad (10.13)$$

Час, за який межа розділу дійде до водойми, буде дорівнювати [33]

$$t_L = \frac{2\pi nmL^2}{3Q} \ . \qquad (10.14)$$

10.2 Формування області забруднення грунтових вод на ділянках під поверхневими сховищами стічних вод

Основними джерелами забруднення підземних вод є накопичувачі відходів і, перш за все, земляні ємкості, в які скидаються промислові, комунальні та сільськогосподарські рідкі відходи. Нижче розглянуті умови забруднення підземних вод на ділянках таких накопичувачів відходів.

Утворення області забруднення підземних вод в районах поверхневих сховищ стічних вод (приймачів відходів) зумовлене фільтрацією, яка відбувається у декілька етапів. У початковий період спостерігається вільна фільтрація зі сховища, в результаті якої на поверхні ґрунтових вод починає зростати «горб» забруднених вод. Вільна фільтрація продовжується до тих пір, доки потік зі сховища не зімкнеться з горизонтом ґрунтових вод. З цієї миті починається так званий підпірний режим фільтрації. Тривалість періоду вільної фільтрації зазвичай не перевищує 1–2 роки. Одночасно із зростанням “горба” стічних вод відбувається їх розтікання по горизонту ґрунтових вод. Воно зумовлене, головним чином, впливом природного руху підземних вод і дією найближчих водозаборів, обладнання для зниження рівнів води, шахтного водовідливу та інших чинників. Вплив самого сховища стічних вод позначається в безпосередній від нього близькості.

Процес забруднення грунтових вод проходить три стадії. *Перша стадія відповідає інфільтрації стічних вод крізь зону аерації.* Вона характеризується метаморфізацією стічних вод внаслідок процесів

розчинення, вилуговування і сорбції, які супроводжують їх рух через породи зони аерації. *На другій стадії відбувається змішування метаморфізованих стічних вод з ґрунтовими. Третя стадія відповідає руху забруднених вод і перенесенню забруднювальних речовин водоносним горизонтом.* Практично вона починається одночасно з другою. Під час третьої стадії відбувається формування області забруднення у водоносному горизонті.

Аналіз умов забруднення підземних вод на ділянках поверхневих сховищ стічних вод показав таке: вміст забруднювальних компонентів в підземних водах може значно (у десятки і сотні разів) перевищувати ГДК; джерело забруднення підземних вод, яке утворилося, зберігається протягом тривалого часу навіть після ліквідації сховища (в цьому випадку забруднення ґрунту і зони аерації є вторинним джерелом забруднення); висока мінералізація і густина стічних вод призводять до забруднення підземних вод на значній глибині, включаючи і горизонти напірних вод; фільтраційна неоднорідність і тріщинуватість порід зумовлюють нерівномірне переміщення забруднювальних компонентів в підземних водах і тривале їх зберігання у водоносному горизонті; швидкість розповсюдження забруднювальної речовини в підземних водах зазвичай коливається від декількох десятків до сотень метрів в рік; у сильно тріщинуватих і закарстованих породах швидкість руху забруднених вод може досягати декількох кілометрів на рік.

Витрата стічних вод, які фільтруються зі сховища, залежить від будови зони аерації і, перш за все, від фільтраційних властивостей порід, технічних умов накопичувача відходів і режиму скидання в нього стічних вод. *Серед технічних умов накопичувача відходів особливе значення має наявність або відсутність слабко проникного екрану в його основі.* За режимом заповнення накопичувачів відходів і умовами фільтрації з них розрізняють: *накописувачі з постійним рівнем стовпа стічних вод* і *накописувачі з постійною витратою стічних вод*, що скидаються в них. У першому випадку фільтрація відбувається при постійному рівні стічних вод, у другому– при постійній витраті вод, що скидаються.

Втрати стічних вод на фільтрацію з накописувачів відходів змінюються у широких межах. У випадку полів фільтрації і полів зрошування вся витрата (якщо не враховувати випаровування) стічних вод витрачається на фільтрацію у підстильну поверхню. На фільтрацію з промислових басейнів стічних вод (накопичувачі шламу, відстійники, ставки-випарники та інше) витрачається від декількох до десятків відсотків витрат, що скидаються в них.

Окрім визначення витрат фільтрованих стічних вод у багатьох випадках потрібно знати час, за який забруднені води досягнуть рівня ґрунтових вод. Це особливо важливо при оцінці захищеності підземних вод від забруднювальних речовин з недовгим терміном розпаду або від

проникнення у водоносний горизонт біологічних забруднювальних речовин з обмеженим часом виживаності.

Таким чином, прогноз забруднення підземних вод на ділянці поверхневого накопичувача відходів включає: а) оцінку часу досягнення стічними водами (з поверхні землі) рівня ґрунтових вод; б) оцінку витрати стічних вод, що фільтруються з накопичувача відходів; в) оцінку дальності розповсюдження забруднених вод у водоносному горизонті.

Для спрощення прогнозів, сховища в розрахункових схемах представляють в залежності від реальної форми сховища у вигляді кола (якщо сховище має замкнутий контур, подовжні і поперечні розміри якого сувимірні) або каналу (якщо довжина сховища у багато разів більша від його ширини).

Змикання рівня ґрунтових вод з потоком зі сховища відходів відбувається порівняно швидко, менш ніж за 1 – 2 роки, що значно менше терміну експлуатації сховища, який обчислюється 15 – 20 роками та більше. Тому оцінку витоку зі сховища можна проводити для умов фільтрації з підпором. Оскільки сховища стічних вод функціонують протягом тривалого часу, режим фільтрації з них можна вважати стаціонарним.

10.3 Оцінка часу фільтрації стічних вод зі сховищ відходів до грунтових вод

Наближену оцінку часу досягнення рівня ґрунтових вод стічними водами, які фільтруються з поверхні, для умов однорідного розрізу зони аерації і постійного рівня в сховищі, можна виконати за відомою формулою Цункера, яка нижче записана в спрощеному вигляді,

$$t = \left(\mu H_0 / \hat{E}_{\hat{O}}\right)\left[m / H_0 - ln\left(1 + m/H_0\right)\right], \qquad (10.15)$$

де H_0 – висота стовпа стічних вод у сховищі; $\hat{E}_{\hat{O}}$ та m – відповідно коефіцієнт фільтрації та потужність зони аерації; μ – дефіцит насичення порід зони аерації $\mu = n - n_{\Pi}$, n – пористість, $n_{\ddot{I}}$ – початкова вологість порід зони аерації. Оскільки значення $n_{\ddot{I}}$ зазвичай невідоме, замість μ у розрахунках можна використовувати значення n.

Розрахунки за формулою (10.15) показали, що час проникнення стічних вод до ґрунтових вод істотно залежить від фільтраційних властивостей порід зони аерації. В цілому цей час дуже невеликий. Так, при $k_{\Phi} \geq 0,5$ м/д час руху стічних вод не перевищує декількох діб навіть при великій потужності зони аерації (m>10м); при κ_{Φ}<0,5 м/д час фільтрації

зростає до декількох десятків діб, при $К_Ф$<0,01м/д і m>20м досягає декількох сотень діб.

При двошаровій будові зони аерації із слабко проникним верхнім шаром (екраном) час фільтрації стічних вод з поверхні землі до рівня ґрунтових вод складається з часу руху у верхньому (t_1) і нижньому (t_2) шарах. Час t_1 визначається за формулою (10.15) з підстановкою в неї параметрів $к_{Ф1}$, m_1 для верхнього шару. Час t_2 визначається за такою формулою

$$t_2 = \frac{n_2}{H_0} - \left[1 - \frac{m_1}{H_0}\left(\frac{k_{\hat{O}2}}{k_{\hat{O}1}} - 1\right)\right] ln\left(1 + \frac{m_2}{H_0 + m_1}\right), \qquad (10.16)$$

де n_1, m_2, $k_{ф2}$ – відповідно пористість, потужність і коефіцієнт фільтрації нижнього, відносно добре проникного шару. Аналіз показав, що при $\hat{e}_{\hat{O}1} / \hat{e}_{\hat{O}2} < 0,1$ час руху в двошаровому розрізі в основному визначається часом руху крізь верхній, слабко проникний шар. Тому для наближеної оцінки часу руху стічних вод крізь двошаровий розріз можна обмежитися його визначенням за формулою (10.15) шляхом підстановки в неї параметрів верхнього слабко проникного шару.

У разі неоднорідної шаруватої будови зони аерації можливий інший наближений підхід: приведення неоднорідного розрізу до однорідного з середнім коефіцієнтом фільтрації, що визначається за формулою

$$\hat{e}_{\tilde{n}\hat{a}\eth,\hat{O}} = m/\left(m_1 / k_{\hat{O}1} + m_2 / k_{\hat{O}2} + ... + m_i / k_{\hat{O}i}\right), \qquad (10.17)$$

де m_1, m_2, ..., m_i і $k_{Ф1}$, $k_{Ф2}$, ..., $k_{Ф1}$ – відповідно потужності і коефіцієнти фільтрації різних шарів; m – потужність зони аерації ($m = m_1+m_2+...m_i$).

При фільтрації з поверхні землі стічних вод, які скидаються з постійною витратою Q в накопичувач площею F, можуть бути два випадки. Якщо $q \le k_Ф$, де $k_Ф$ – коефіцієнт фільтрації порід зони аерації у разі однорідного розрізу, а $q = Q/F$, то стічні води, що потрапляють на поверхню землі, повністю підуть на фільтрацію, не утворивши на поверхні стовпа води (H_0 = 0). В цьому випадку час досягнення стічними водами рівня ґрунтових вод можна визначити з формули

$$t = mn / \sqrt[3]{q^2 \hat{E}_{\hat{O}}}\ . \qquad (10.18)$$

Якщо $q > К_Ф$, то на поверхні землі утворюється стовп стічних вод $H_0 = f\ (t)$, який змінюється в часі, й час фільтрації до рівня ґрунтових вод можна визначити за формулою [9]

$$t = \frac{m}{\frac{(1-n)\hat{E}_{\hat{O}}}{2m} + \sqrt{\frac{(1-n)^2 \hat{E}_{\hat{O}}^{\,2}}{4n^2} + \frac{q\hat{E}_{\hat{O}}}{n}}} \qquad (10.19)$$

Якщо розріз неоднорідний і складається з декількох шарів з різними фільтраційними властивостями, то приблизно час фільтрації можна оцінити таким чином. Якщо коефіцієнти фільтрації кожного шару більші ніж q, то неоднорідний розріз приводиться до однорідного за допомогою формули (10.17) і розрахунок часу фільтрації виконується за формулою (10.18) при підстановці в неї замість $k_Ф$ значення $k_{сер}$. Так само діють, якщо коефіцієнти фільтрації кожного шару менші ніж q, але в цьому випадку час розраховують за формулою (10.19). Нарешті, якщо для одних шарів $k_Ф > q$, а для інших $k_Ф < q$, то і час проходження забруднених вод визначається як для кожного шару: для шарів $k_Ф > q$ за формулою (10.18), для шарів з $k_Ф < q$ за формулою (10.19), а потім одержані значення підсумовуються.

10.4 Оцінка витрати фільтрованих стічних вод, які надходять зі сховища

Фільтраційну витрату $q_Ф$ із сховища лінійної форми, яка припадає на одиницю його довжини, визначаємо за формулою

$$q_{\hat{O}} = \hat{E}_{\hat{O}1} m_1 H_0 / \Delta L, \qquad (10.20)$$

де H_0 – висота стовпа стічних вод у сховищі; $\hat{E}_{\hat{O}1}$ і m_1 – відповідно коефіцієнт фільтрації і потужність пласта у разі однорідних фільтраційних властивостей.

У формулі (10.20) величина ΔL для однорідного водоносного пласта дорівнює

$$\Delta L = B - \frac{2m_1}{\pi} ln\, sh\left[\pi B / (2m_1)\right]. \qquad (10.21)$$

Для двошарового пласта величина ΔL визначається таким чином

$$\Delta L = \sqrt{\frac{k_{\hat{O}2} m_2 m_1}{k_{\hat{O}1}}}\, \tilde{n}th\left(B\sqrt{\frac{k_{\hat{O}1}}{k_{\hat{O}2} m_2 m_1}}\right), \qquad (10.22)$$

де $k_{Ф1}$ і m_1 – параметри верхнього шару; $k_{Ф2}$ і m_2 – параметри нижнього шару; при B/m_2>20÷30

$$\Delta L \approx \sqrt{k_{\hat{O}2} m_2 m_1 / k_{\hat{O}1}}\,, \qquad (10.23)$$

де B – половина ширини сховища, м.

Для сховищ круглої форми радіуса R_k витрата на фільтрацію визначається таким чином: для однорідного водоносного пласта

$$Q_{\hat{o}} = \hat{E}_{\hat{O}} m H_0 / \left[0{,}366\, lg\left(R / R_k\right)\right]\,, \qquad (10.24)$$

де R – відстань від центра сховища до контуру живлення водоносного горизонту (річки).

10.5 Оцінка дальності розповсюдження забруднених вод у підземних водах

Після надходження стічних вод у водоносний горизонт починається їх рух по пласту разом з підземними водами. Швидкість руху забруднених вод при їх фільтрації зі сховища витягнутої форми униз за потоком оцінюється за формулою [17]

$$V_{\ddot{A}} = q_{\hat{O}} / (2mn) + V_{\hat{O}} / n\,, \qquad (10.25)$$

де q_{ϕ} – фільтраційні витрати на одиницю довжини сховища, м^3/д; n – пористість водоносних порід; m – середня потужність водоносного горизонту; $V_{\Phi} = K_{\Phi}\, I$ – швидкість фільтрації природного потоку підземних вод; I – уклон природного потоку підземних вод.

Відстань x, на яку перемістяться забруднені води за час t, дорівнює

$$x = V_{\ddot{A}} t\,. \qquad (10.26)$$

Якщо сховище має круглу форму (в цьому випадку сховище можна замінити круговою галереєю з витратою, рівною витраті стоків, що фільтруються зі сховища), відстань x, на яку перемістяться забруднені води по пласту за час t під впливом фільтраційних втрат зі сховища (Q_{ϕ}) і природного руху підземних вод υ_{Φ}, приблизно визначається за формулою

$$x = \sqrt{R_k^2 + Q_{\hat{O}} t / (\pi n m)} + V_{\ddot{A}} t / n - R_k \qquad (10.27)$$

де R_k – радіус сховища.

Вгору за потоком підземних вод розповсюдження забруднення обмежене.

Використовуючи формули (10.26) – (10.27), можна оцінити час, за який забруднені підземні води досягнуть найближчих водоймищ і водотоків.

10.6 Розподіл забруднювальних речовин по перерізу пласта

Міграція забруднення, яке надходить до грунтових вод з поверхні землі, супроводжується не тільки рухом забруднювальної речовини за напрямом потоку, а й її розподілом по перерізу. Таке забруднення розповсюджується тільки під впливом дифузії. Відстань $l_{çì} = \dfrac{mq}{\pi D_ì \tilde{N}_{max}}$, на якій відбудеться повне змішування забруднення по всій потужності потоку, буде дорівнювати [33]

$$l_{çì} = \frac{mq}{\pi D_ì \tilde{N}_{max}}, \qquad (10.28)$$

де $\tilde{N}_{max}$ – відношення максимальної у даному перерізі концентрації $\tilde{N}_{max}$ до середньої концентрації по перерізу $\tilde{N}_{сер}$; m – потужність потоку; $D_ì$ – коефіцієнт молекулярної дифузії; q – питома витрата підземного потоку $q = -K_ô m \dfrac{dH}{dx}$.

Задача: визначити відстань, на якій відбувається повне змішування забруднених вод з чистими за рахунок молекулярної дифузії по всій потужності пласта.

Вихідні дані: $K_ô$=10 м/д; m=20 м; I=0.01; $D_ì$ =10^4м/д; $\tilde{N}_{max}$=2.

Розв'язання. $q = K_ô mI$ = 2м^2/ д, звідки

$$l_{ÇM} = \frac{20 \cdot 2}{3.14 \cdot 10^4 \cdot 2} = 6 \cdot 10^4 \text{ м.}$$

10.7 Оцінка гравітаційного часу спускання забруднених вод

Формування області забруднення у водоносному горизонті є складним гідродинамічним і фізико-хімічним процесом, залежним від багатьох чинників. Істотне значення у формуванні області забруднення підземних вод має існування різниці у густині вод, які фільтруються з поверхні (γ_c), та підземних (γ_0) вод. Різниця у густині утворює якби додатковий вертикальний градієнт фільтрації $i_\gamma = (\gamma_{\tilde{n}} - \gamma_0)/\gamma_{\tilde{n}} = \Delta\bar{\gamma}$. Якщо $\Delta\bar{\gamma} < 0$, то область забруднення розташується у верхній частині пласта. Якщо $\Delta\bar{\gamma} > 0$, то область забруднення буде спускатися до нижньої частини пласта. Час "спускання" забрудненого розчину на глибину h у випадку, коли $\Delta\bar{\gamma} > 0$, дорівнює [34]

$$t_{C\ddot{I}\,1} = \frac{nh}{K_{\hat{O}}\Delta\bar{\gamma}}. \qquad (10.29)$$

Час, за який забруднена вода надійде до підошви пласта (пройде відстань, яка дорівнює потужності пласта m), становитиме

$$t_{C\ddot{I}\,2} = \frac{nm}{K_{\hat{O}}\Delta\bar{\gamma}}. \qquad (10.30)$$

У цей же час потік пройде по довжині відстань

$$l = \frac{V_{\hat{O}}}{n} t_{\tilde{N}\ddot{I}\,2} = \frac{mV_{\hat{O}}}{\hat{E}_{\hat{O}}\Delta\bar{\gamma}} = \frac{mI}{\Delta\bar{\gamma}}. \qquad (10.31)$$

Контрольні запитання

1. Перелічіть основні стадії забруднення підземних вод.
2. Для розрахунку чого використовують формулу Цункера?
3. Як можна оцінити витрати фільтрованих стічних вод для однорідного та двошарового водоносних пластів?
4. Які чинники беруть участь у формуванні області забруднення підземних вод?

11 ОЦІНКИ СХИЛЬНОСТІ ПІДЗЕМНИХ ВОД ДО ЗАБРУДНЕННЯ ТА ЇХ ЗАХИЩЕНОСТІ

11.1 Показник схильності підземних вод до забруднення

Забруднення підземних вод не є ізольованим, локальним процесом, зумовленим тільки безпосередньою дією техногенного джерела забруднення (промисловий або сільськогосподарський об'єкт, сховище відходів, склад пального або отрутохімікатів та інше). Воно тісно пов'язане із забрудненням навколишнього природного середовища в цілому. Забруднювальні речовини, які надходять до підземних вод, спочатку потрапляють в різні природні середовища (поверхневі води, ґрунтовий шар, атмосферу), забруднюють їх, а потім з цих середовищ і крізь них рухаються в підземні води. Таким чином, має місце прямий зв'язок забруднення підземних вод і навколишнього природного середовища. Забруднені в результаті господарської діяльності поверхневі води, ґрунтовий шар і атмосферу можна розглядати як вторинні джерела забруднення підземних вод відносно до первинних техногенних джерел. Особливо інтенсивне забруднення навколишнього природного середовища і підземних вод відбувається в промислових районах.

Взагалі, забруднення підземних вод залежить, з одного боку, від антропогенного навантаження на природне середовище, а з іншого – від природних гідрогеологічних умов, які визначають захищеність підземних вод. *Навантаження природного середовища забруднювальними речовинами, а отже, й його забруднення можна характеризувати кількістю забруднювальних речовин, які викидаються за певний період часу в межах певної території на поверхню землі, в поверхневі води та атмосферу.* Для такої характеристики зручно використовувати ***модуль техногенного навантаження, який є відношенням кількості забруднювальних речовин, що викидаються (за рік), до площі досліджуваної території.*** Чим більший модуль техногенного навантаження, тим вища ймовірність забруднення підземних вод. Наприклад, простежується чіткий зв'язок збільшення вмісту нітратів в ґрунтових водах із зростанням використання азотних добрив. Але в той же час забруднення залежить від гідрогеологічних умов захищеності підземних вод. Чим краща захищеність підземних вод, тим менша можливість їх забруднення. Захищеність ґрунтових вод ε, на які припадає основне навантаження забруднювальними речовинами, характеризується показником, що виражається сумою балів: чим більший цей показник, тобто чим більша сума балів, тим краща захищеність.

Таким чином, схильність підземних вод до забруднення (ймовірність або ступінь їх забруднення) прямо пропорційна техногенному

навантаженню навколишнього середовища (території) забруднювальними речовинами і обернено пропорційна захищеності підземних вод.

Для характеристики взаємозв'язку забруднення підземних вод із забрудненням навколишнього природного середовища доцільно ввести показник схильності підземних вод до забруднення *П*, який визначається таким чином:

$$П = M_T/\varepsilon, \qquad (11.1)$$

де M_T – модуль техногенного навантаження території забруднювальними речовинами, який визначається як відношення кількості всіх викидів забруднювальних речовин за рік в межах адміністративного району до його площі; ε – показник захищеності ґрунтових вод, який виражається в балах. Чим більше M_T і менше ε, тим більше підземні води схильні до забруднення. Із збільшенням M_T і зменшенням ε зростає *П*. Отже, більшому значенню *П* відповідає більш значуща схильність підземних (ґрунтових) вод до забруднення.

Звичайно, показник *П* є умовним, оскільки загальне техногенне навантаження природного середовища забруднювальними речовинами, що характеризується модулем M_T, не завжди призводить до забруднення підземних вод. Основну роль в забрудненні підземних вод відіграють не будь-які види відходів, а перш за все рідкі (стічні води), зважаючи на їх здатність фільтруватися крізь породи. Крім того, серед відходів, що викидаються в навколишнє середовище, найбільшу небезпеку для людей, тварин і для водопостачання за рахунок підземних вод становлять токсичні відходи. З природних середовищ, що забруднюються в результаті господарської діяльності, більшою мірою впливають на підземні води (на інтенсивність їх забруднення) ґрунти і поверхневі води. Тому для характеристики можливості забруднення підземних вод унаслідок забруднення природного середовища в модулі M_T слід було б особливо виділити ту кількість відходів (перш за все рідких і токсичних), які скидаються на поверхню землі (у поверхневі сховища відходів, на поля фільтрації та поля зрошування, в інші земельні поверхневі ємкості). Проте загальний модуль техногенного навантаження природного середовища M_T є показником, який відображає можливість забруднення підземних вод. У той же час показник *П* відображає зв'язок між забрудненням природного середовища (через навантаження його забруднювальними речовинами) і можливим забрудненням підземних вод.

Реальні значення модуля техногенного навантаження території забруднювальними речовинами M_T змінюються від 0,1 до 1000 тис. т/(км^2·рік) й можуть бути поділені на такі інтервали: <0,1, 0,1–1, 1–10, 10–100, 100–1000, >1000 тис. т/(км^2·рік). Показник захищеності ґрунтових вод ε змінюється в інтервалі від значень, менших за 5 балів, до

значень, більших за 25 балів. З урахуванням цього виділені градації значення показника *П* й відповідного йому ступеня схильності підземних вод до забруднення (табл. 11.1).

Таблиця 11.1 – Показник *П* ступеня схильності підземних вод до забруднення [9]

Номер градації	1	2	3	4	5	6
П	<0,01	0,01-0,1	0,1-1	1-10	10-100	>100
Ступінь схильності до забруднення	Дуже низька	Низька	Помірна	Середня	Висока	Дуже висока

Для достовірнішої оцінки схильності підземних вод до забруднення показник *П* слід розраховувати не за кількістю загальних викидів забруднювальних речовин в природне середовище, а перш за все – за кількістю цих викидів на поверхню землі. *Показник П можна використовувати для районування території за ступенем схильності підземних вод до забруднення.*

11.2. Чинники захищеності і підходи до їх оцінки

Під захищеністю підземних вод від забруднення слід розуміти перекриття водоносного горизонту відкладами і ,насамперед, слабо проникними відкладами, які перешкоджають проникненню в нього забруднювальних речовин з поверхні землі. Захищеність підземних вод залежить від багатьох чинників, які можна поділити на три групи - природні, техногенні, фізико-хімічні.

До основних ***природних чинників*** належать: наявність у перерізі порід слабкопроникних відкладів; глибина залягання підземних вод; потужність, літологія та фільтраційні властивості порід (в першу чергу, слабопроникних), які перекривають водоносний горизонт; поглинальні (сорбційні) властивості порід; співвідношення рівнів досліджуваного і вище розташованого водоносних горизонтів.

До ***техногенних чинників*** відносяться умови перебування забруднювальних речовин на поверхні землі (зберігання відходів у накопичувачах, шламосховищах, скидних котлованах та інших промислових басейнах, скидання стічних вод на поля фільтрації, зрошення

стічними водами тощо). Цими умовами визначається характер проникнення забруднювальних речовин у підземні води.

До ***фізико-хімічних чинників*** належать специфічні властивості забруднювальних речовин, їх міграційна здатність, здатність до сорбції, взаємодія забруднювальних речовин з породами, час розпаду, хімічна стійкість забруднювальних речовин.

Захищеність одного й того ж водоносного горизонту буде різною в залежності від характеру скидання забруднювальних речовин на поверхню землі та їх подальшої фільтрації у водоносний горизонт. Так, водоносний горизонт може бути достатньо добре захищений по відношенню до епізодичних скидів. І навпаки, цей же водоносний горизонт може виявитися практично незахищеним у випадку фільтрації стічних вод з великих поверхневих сховищ відходів.

Так само захищеність водоносного горизонту буде значною, якщо забруднювальна величина є нестійкою, швидко розкладається і добре сорбується породою. У той же час його захищеність буде значно гіршою, коли фільтруються стійкі речовини. Тому поняття захищеності підземних вод від проникнення в них забруднювальних речовин з поверхні землі до певної міри є відносносним.

Таким чином, повна і детальна оцінка захищеності підземних вод потребує врахування всіх трьох групп чинників.

Разом з тим очевидно, що чим надійніше перекриті подземні води слабопроникними відкладами, чим більша потужність цих відкладів і гірші їх фільтраційні властивості, чим на більшій глибині знаходяться підземні води, тобто чим виражені природні чинники захищеності, тим вища ймовірність захищеності підземних вод по відношенню до будь-яких видів забруднювальних речовин та умов їх проникнення з поверхні землі. Тому при оцінці захищеності підземних вод слід виходити насамперед із ***природних чинників*** захищеності. ***Найважливішим з них є наявність в перерізі слабопроникних відкладів.*** Під слабопроникними розуміються відклади, коефіцієнти фільтрації яких менші ніж 0,1 м/д. Такі значення коефіцієнта фільтрації зазвичай притаманні супіскам, глинистим піскам, легким суглинкам; ще менші вони (порядку 10^{-3} м/д і менше) у важких суглинках та глинах. Відповідно до опублікованих даних можна вважати, що у супісках, глинистих пісках і легких суглинках (відносно слабкопроникних породах) коефіцієнти фільтрації рівню 0,1-0,01 м/д, у важких суглинках і піщанистих глинах коефіцієнти фільтрації дорівнюють 10^{-3} м/д, у глинах - 10^{-4} м/д й менше.

Як показав аналіз зберігання і скидання відходів, *техногенні умови* на поверхні землі можна звести в основному до двох найбільш поширених випадків:

1) *зберігання стічних вод у промислових басейнах* (накопичувачі, шламосховища, скидання в ставки і т.д.) при відносно *постійній висоті*

стовпа стічних вод у сховищах; цій умові відповідає фільтрація стічних вод при постійному напорі;

2) *скидання стічних вод* на поверхню землі з відносно постійною витратою і відповідна фільтрація стічних вод *при постійній витраті*; з цим випадком пов'язані переважно скиди скидних вод на поля фільтрації, зрошення сільськогосподарських полів скидними водами.

З ***фізико-хімічних чинників*** найбільш важливим є ***час розпаду*** речовини, тобто час, за який забруднювальна речовина розкладається і втрачає свої токсичні властивості. Час розпаду забруднювальних речовин коливається в широких межах. Такі забруднювальні речовини, як розчини деяких мінеральних солей (наприклад, хлоридів, сульфатів, нітратів тощо), радіоактивні ізотопи є дуже стійкими і повільно розпадаються (період напіврозпаду десятки і сотні років). Пестициди характеризуються широким інтервалом часу розпаду - від декількох десятків діб до 5-10 років; найбільш стійкими є хлорорганічні пестициди з часом розпаду до 5-10 років [9]. Порівняно нестійким є бактеріальне забруднення, час розпаду якого змінюється від 30 до 300 діб.

Процеси сорбції забруднювальних речовин гірськими породами вивчені недостатньо. ***Поглинання забруднювальної речовини*** породою залежить від властивостей як самої речовини, так і породи. Поглинання відбувається активно в пухких тонкодисперсних середовищах, особливо в глинистих відкладах. І навпаки, сорбція незначно проявляється при фільтрації крізь зцементовані, тріщинуваті, карбонатні та скельні породи. За літературними даними, сорбція в динамічних умовах менш інтенсивна, ніж у статичних .

З інших фізико-хімічних чинників слід відзначити вплив взаємодії забруднювальних речовин з породами на ***фільтраційні властивості порід***, особливо слабопроникних. Експериментально встановлено, що проникність глин по відношенню до мінералізованих хлоридних розчинів значно вища, ніж по відношенню до прісної води [**37**]. Проникність глин при фільтрації крізь них вод з температурою 60-80 ° С може бути в кілька разів вища, ніж при фільтрації вод з температурою 20 ° С.

Оцінку захищеності підземних вод доцільно виконувати в ***два етапи***. На першому етапі при регіональних дослідженнях основна увага повинна приділятись вивченню ***природних чинників*** захищеності; при більш детальних дослідженнях, які відповідають певним проектам, необхідне врахування і інших чинників - ***техногенних умов*** і специфіки забруднювальних речовин, пов'язаних з цими об'єктами.

Оцінка захищеності підземних вод може бути ***якісною і кількісною***. Якісна оцінка грунтується на природних чинниках, а кількісна - на природних, техногенних та фізико-хімічних (час розпаду забруднювальної речовини та її здатність до сорбції). Можуть бути різні підходи до якісної та кількісної оцінки захищеності.

Якісна оцінка проводиться за сумою балів, яка враховує сукупність гідрогеологічних параметрів товщі порід , що перекриває водоносний горизонт (стосовно до горизонтів грунтових вод), і по виділенню характерних гідрогеологічних показників, включаючи співвідношення рівнів (по відношенню до горизонту напірних вод). Якісна оцінка може також виконуватись за розміром ***інфільтраційного живлення*** підземних вод шляхом районування території і виділення районів з різною інтенсивністю живлення. Очевидно, що там, де живлення більше, там захищеність гірша.

Вважається перспективною якісна оцінка захищеності підземних вод за ємністю поглинання пород, які перекривають водоносний горизонт. Ділянки з великою ємністю поглинання порід будуть краще забезпечувати захищеність підземних вод. ***Ємність поглинання розрізу можна досить легко визначити за зразками порід, вилученими в процесі буріння.*** Нарешті, при якісній оцінці захищеності грунтових вод можна використати такий параметр, як ***дефіцит вологості порід зони аерації***, але цей підхід потребує постановки режимних та балансових досліджень. Чим більший середній річний дефицит вологості, тим краща захищеність, і навпаки.

Найбільш універсальна кількісна оцінка захищеності визначається за ***часом фільтрації забруднювальних речовин з поверхні землі до рівня грунтових вод,*** розрахунок якого описується у параграфі 11.3.

Оцінка захищеності (якісна і кількісна) має переважно порівняльний, відносний характер. Але у випадку заданих забруднювальних речовин з відомим часом розпаду або з відомою здатністю до сорбції оцінки захищеності можуть бути абсолютними. Порівнюючи час фільтрації із часом розпаду забруднювальної речовини, можна судити про те, чи досягне, чи не досягне вона рівня грунтових вод за свій час розпаду, а отже, захищені підземні води від цієї речовини чи не захищені. Такі детальні кількісні оцінки захищеності на локальних ділянках стосовно до забруднювальних речовин з відомими часом розпаду і здатністю до сорбції доцільно визначати за часом фільтрації, а по відношенню до нейтральних консервативних компонентів (наприклад, хлору) - за витратою забруднених вод та їх змішуванням з підземними водами до рівня ГДК або іншого заданого рівня забруднення. У загальному випадку кількісні оцінки виконуються ***за часом фільтрації***.

Вплив техногенних і санітарних умов на поверхні землі позначається в основному на грунтових водах. Тому кількісну оцінку захищеності з урахуванням техногенних умов на поверхні землі слід застосовувати, насамперед, до грунтових вод, але при цьому, звичайно, ні в якій мірі не виключається кількісна оцінка для напірних вод.

При вивченні та картуванні захищеності підземних вод рекомендується складання карт захищеності двох типів: 1) карта якісних оцінок природної захищеності і 2) карта кількісних оцінок захищеності.

Перша карта складається як при регіональних, так і при локальних дослідженнях, друга - при детальних дослідженнях на локальних ділянках.

11.3 Оцінка захищеності підземних вод

Фільтрація стоків з поверхні землі в грунтові води можлива практично завжди, через те, що останні є безнапірними і не перекриваються надійними водотривами. Тому грунтові води в цілому характеризуються невисокою захищеністю або ж є взагалі не захищеними.

11.3.1 Якісна оцінка захищеності грунтових вод

У загальному випадку вона надається на основі чотирьох показників: глибини залягання рівня грунтових вод (потужності зони аерації); будови і літології порід зони аерації; ***потужності слабопроникних відкладів*** у розрізі зони аерації; фільтраційних властивостей порід зони аерації і, насамперед, слабопроникних відкладів.

Найменш захищеними є грунтові води в умовах, коли зона аерації складена відносно добрепроникними відкладами і в розрізі зони аерації відсутні шари слабопроникних порід. Збільшення глибини залягання рівня грунтових вод хоча і покращує захищеність грунтових вод, але вплив цього чинника на захищеність грунтових вод істотно менший, ніж наявність в розрізі слабопроникних відкладів.

Якісна оцінка природної захищеності грунтових вод може виконуватись на основі зіставлення виділених категорій захищеності. Кожна категорія захищеності відрізняється своєю сумою балів, яка залежить від глибини залягання рівня грунтових вод, потужності слабопроникних відкладів і їх літології (з літологією пов'язані фільтраційні властивості цих відкладів). Більш високим категоріям захищеності відповідає більша сума балів. Обгрунтування балів, які відповідають різним глибинам залягання рівня грунтових вод, потужностям і літології (фільтраційним властивостям) слабопроникних відкладів, проводиться, виходячи з часу фільтрації з поверхні землі забруднювальними речовинами рівня грунтових вод.

Як вихідна одиниця для оцінки балів береться визначений за формулою (9.1) час фільтрації t_1 через зону аерації, складену добре проникними породами (до $K_Ф \approx 2$ м/д) потужністю 10 м. Час фільтрації t_2 через зону аерації потужністю 20 м, складену такими ж породами, буде

приблизно вдвічі більший ($t_2 \approx 2\ t_1$); через зону аерації потужністю 30 м - втричі більший ($t_3 \approx 3t_1$) і т.д.

Зазвичай потужність зони аерації (глибина залягання рівня грунтових вод) коливається від 3 до 30 м, рідко перевищуючи 40 - 50 м. Тому ***виділяється п'ять градацій глибин залягання грунтових вод:*** до 10 м, 10-20 м, 20-30м, 30-40 м, понад 40 м. Кожна наступна градація відрізняється від попередньої в середньому на 10 м. Першій градації з мінімальною глибиною залягання рівня грунтових вод ($H \leq 10$ м), час фільтрації до якої дорівнює t_1, відповідає 1 бал; другій градації глибини залягання рівня грунтових вод ($10 < H \leq 20$ м), час фільтрації до якої приблизно вдвічі більший ($t_2 \sim 2\ t_1$), відповідають 2 бали; третій градації - 3 бали, четвертій - 4 бали і п'ятій - 5 балів.

Потужність слабопроникних відкладів в розрізі зони аерації поділяється на 11 градацій: до 2, 2-4, 4-6, ..., 18-20 та понад 20 **м.** Одна градація відрізняється від іншої в середньому на 2 м. За літологією та фільтраційними властивостями слабопроникних відкладів виділяються три групи : група *a* - супіски, легкі суглинки (до $К_Ф \approx 0{,}1 \div 0{,}01$ м/д), група *c* - важкі суглинки та глини ($К_Ф < 0{,}001$ м/д), група b (проміжна між *a* і *c*) - суміш порід груп *a* і *c* ($К_Ф \approx 0{,}01 \approx 0{,}001$ м/д).

Відповідність балів градаціям потужностей слабкопроникних порід і їх літології встановлюється таким чином.

Згідно з розрахунками за формулою (10.15), час фільтрації крізь шар порід потужністю 10 м з коефіцієнтом фільтрації близько 2 м/д (тобто крізь добрепроникні породи) приблизно дорівнює часу фільтрації крізь шар порід потужністю 2 м з коефіцієнтом фільтрації 0,02 м/д, або часу фільтрації крізь шар порід потужністю близько 1м з коефіцієнтом фільтрації 0,002 м/д, або часу фільтрації через шар порід потужністю 0,5 м з коефіцієнтом фільтрації 0,0002 м/добу. Таким чином, наближено можна допустити, що за своїєю захисною дією шар потужністю 10 м добре проникних порід еквівалентний шару порід потужністю 2 м з $К_Ф \approx 10 – 2$ м/д, або шару порід потужністю 1 м з $К_Ф \approx$ 10-3 м/д, або шару порід потужністю 0,5 м з $К_Ф \approx$ 10-4 м/д. Тому, якщо шару добре проникних порід відповідає 1 бал (як було прийнято вище), то шар порід потужністю 2 м з $К_Ф \approx$ 10-2 м/д також характеризуються 1 балом, потужністю 2 м з $К_Ф \approx$ 10- 3 м/д - 2 балами, потужні стю 2 м з $К_Ф \approx$ 10-4 м/д - 4 балами.

Градації глибин залягання рівнів грунтових вод і потужностей слабопроникних відкладів в розрізі зони аерації і відповідні їм бали вказані в таблицях 11.2 і 11.3.

Сума балів, яка залежить від градації глибин залягання грунтових вод, потужності слабопроникних відкладів і їх літології визначає захищеність грунтових вод, відображену показником захищеності ε. За сумою балів виділяються шість категорій захищеності грунтових вод, табл. 11.4.

Найменш сприятливими є умови захищеності, які відповідають категорії I, найбільш сприятливими - категорії VI.

Нехай, наприклад, грунтові води залягають на глибині 7 м (1 бал за табл. 11.2) та у розрізі зони аерації є шар супісків і легких суглинків потужністю 3 м (2 бали, див. табл. 11.3, № 2, група *a*).

Таблиця 11.2 – Градації глибин залягання рівнів грунтових вод і відповідні їм кількості балів

Номер градації	1	2	3	4	5
Глибина *H,* м	≤10	10<*H*≤20	20<*H*≤30	30<*H*≤40	>40
Кількість балів	1	2	3	4	5

Таблиця 11.3 –Градації потужностей слабкопроникних відкладів зони аерації та відповідні їм кількості балів

Номер градації	*Потужність відкладів* m_0 ,м	Група відкладів		
		a	*b*	*c*
1	≤2	1	1	2
2	2< m_0≤4	2	3	4
3	4< m_0≤6	3	4	6
4	6< m_0≤8	4	6	8
5	8< m_0≤10	5	7	10
6	10< m_0≤12	6	9	12
7	12< m_0≤14	7	10	14
8	14< m_0≤16	8	12	16
9	16< m_0≤18	9	13	18
10	18< m_0≤20	10	15	20
11	>20	12	18	25

Тоді за сумою балів, що дорівнює 3, ці умови відповідають I категорії захищеності. Якщо ж грунтові води залягають на глибині 14 м (2 бали за табл. 11.2) і є шар глин потужністю 5 м (6 балів за табл. 11.3, №3, група *c*), то сума балів дорівнює 8, що відповідає II категорії захищеності.

Таблиця 11.4 – Категорії захищеності грунтових вод (за сумою балів)

Категорія захищеності	**I**	**II**	**III**	**IV**	**V**	**VI**
Показник захищеності ε	≤5	5<ε≤10	10<ε≤15	15<ε≤20	20<ε≤25	>25

На карті якісної оцінки захищеність позначена: умовними значками (вкрапленням) - області з різною глибиною залягання рівня грунтових вод (0 - градація 1, " - градація 2, ~ - градація 3, V - градація 4, + - градація 5); ізолініями потужності слабопроникних відкладів; суцільним штрихуванням - зони різної літології слабопроникних відкладів (горизонтальні лінії-група *a*, вертикальні лінії - група *b*, похилі лінії-група *c*); різним кольором - категорії захищеності (категорії I і II - відтінками жовтого кольору, категорія III - помаранчовим кольором, категорії IV-VI - відтінками коричневого кольору; густота відтінків жовтого та коричневого кольорів зростає із зростанням категорії захищеності).

Якщо результуюча карта виявляється завантаженою, то на неї наносяться тільки ділянки різних категорій захищеності.

На карту середнього та великого масштабу виносяться також основні джерела забруднення грунтових вод (великі промислові підприємства, поверхневі сховища рідких і твердих відходів, поля фільтрації, поля зрошення стічними водами, великі тваринницькі комплекси тощо) і водозабори підземних вод. Ці об'єкти відзначаються позамасштабним знаком. На карті вказуються ділянки розвитку карсту.

11.3.2. Кількісна оцінка захищеності грунтових вод

В основі кількісної оцінки захищеності грунтових вод лежить визначення часу, за який забруднені води з поверхні землі досягнуть рівня грунтових вод.

Оцінка часу досягнення забруднювальними речовинами рівня грунтових вод дається для двох схем: фільтрації з поверхневих басейнів

стічних вод з постійним рівнем – формула (10.15) –і скидання стічних вод на поверхню землі з постійною витратою – формули (10.18) і (10.19).

Для розрахунків часу фільтрації за формулою (10.15) для першої схеми в якості уніфікованого береться значення H_0 рівне 5 м. Зазвичай в поверхневих сховищах стічних вод значення H_0 змінюється в межах 2-10 м; середнє значення H_0 близьке до 5 м, тому воно і обрано як розрахункове.

Для розрахунку часу фільтрації за формулами (10.18) і (10.19) для другої схеми в якості розрахункового значення q береться 0,03 м/д. Це зумовлено такими міркуваннями. Згідно роботі [18], скидання стічних вод складається з надходжень: на комунальні поля зрошення 10-30 $м^3$/(га·д), на землеробські поля зрошення не більше 5-20 $м^3$/(га·д), на поля фільтрації 100 - 300 $м^3$/(га·д). У відповідності з цими даними, беручи $Q = 300$ $м^3$/д і $F = 1$ га $= 10^4$ $м^2$, визначаємо q – 0,03 м/д. Таким чином, в якості уніфікованих вихідних значень для визначення часу руху забруднених вод при оцінці захищеності грунтових вод береться $H_0 = 5$ м і $q = 0,03$ м/д.

За часом досягнення рівня грунтових вод можна виділити такі категорії захищеності грунтових вод: I - $t \leq 10$ діб; II -10 діб $< t \leq 50$ діб; III -50 діб $< t \leq 100$ діб; IV-100 діб $< t \leq 200$ діб ; V - 200 діб $< t \leq 400$ діб; VI - $t > 400$ діб. Чим вища категорія, тим краща захищеність. Стосовно до окремих видів забруднювальних речовин з відомим часом їх розпаду можуть надаватись абсолютні оцінки захищенности грунтових вод. Зокрема, це відноситься до бактеріального забруднення і до забруднення окремими видами пестицидів.

На карту наносяться глибина залягання рівня грунтових вод, потужність (сумарна) слабопроникних шарів, коефіцієнти фільтрації порід зони аерації і як результуючий показник - категорії захищеності. Додатково на карту кількісних оцінок захищеності грунтових вод наносяться ті ж знаки, що і на карту якісних оцінок захищеності.

11.4 Оцінка захищеності напірних вод

11.4.1. Загальні положення

Аналіз захищеності напірних вод проводиться для першого від поверхні напірного горизонту. Забруднювальні речовини в цей напірний горизонт можуть потрапити зверху, з розташованого вище водоносного горизонту, води якого з тих чи інших причин забруднені. У багатьох випадках таким горизонтом буває горизонт грунтових вод.

Оцінка захищеності напірних вод може виконуватись на основі таких показників: 1) потужності водотриву (покрівлі напірного горизонту), 2)

літології водотриву; 3) фільтраційних та міграційних параметрів водотриву і 4) співвідношення рівнів досліджуваного і вище розташованого водоносного горизонту. Надходження забруднювальних речовин з верхнього горизонту в горизонт напірних вод крізь водотривкий шар відбувається в результаті перетікання (конвективного переносу), молекулярної дифузії або спільної дії цих процесів. Основна роль у надходженні забруднювальних речовин належить конвективному переносу, масштаби якого в умовах зони активного водообміну в багато разів перевищують дифузійне перенесення.

Важливим для оцінки захищеності напірного горизонту є співвідношення рівнів напірного і вище розташовано горизонтів, яке визначає механізм надходження забруднювальних речовин в напірний горизонт.

Якщо позначити рівень верхнього горизонту через H_1, а нижче розташованого напірного горизонту через H_2, то для визначення захищеності напірного горизонту можуть бути виділені три випадки: 1) $H_2>H_1$ 2) $H_2 \approx H_1$ і 3) $H_2 < H_1$. У першому випадку, коли рівні досліджуваного напірного горизонту вищі від рівнів горизонту грунтових вод, за наявності витриманого за площею і досить потужного водотриву, що забезпечує збереження цього перепаду рівнів, розглянутий напірний горизонт може вважатися захищеним з великою ймовірністю для будь-яких видів забруднювальних речовин, поки виконується умова $H_2>H_1$. При такому співвідношенні рівнів, коли вертикальний градієнт потоку спрямований знизу вгору (позитивний градієнт), неможливо надходження конвективним шляхом забруднювальних речовин з верхнього горизонту в нижче розташований. Рух забруднювальних речовин через водотриви в нижній водоносний горизонт в цих умовах може відбуватися тільки за механізмом молекулярної дифузії. Однак дифузійне перенесення буде гальмуватися через те, що градієнт концентрації, який зумовлює процес дифузії, і вертикальний градієнт напору спрямовані в протилежні сторони (назустріч один одному). Тому ці гідрогеологічні умови характеризують найкращу захищеність напірних вод від надходження в них забруднювальних речовин з вище розташованого горизонту.

Менш сприятливою є гідродинамічна ситуація, коли рівні нижчі-й вищі від розташованих горизонтів збігаються ($H_1 \approx H_2$). У цьому випадку відсутній спрямований знизу вгору вертикальний градієнт напору, який перешкоджає руху забруднених вод зверху. Але в той же час відсутній спрямований зверху вниз градієнт напору (від'ємний градієнт), за рахунок якого могло б відбуватися перетікання крізь водотрив забруднених вод зверху. Надходження забруднювальних речовин в горизонт напірних вод з вище розташованого горизонту здійснюється внаслідок дифузії, яка за цих умов не гальмується позитивним градієнтом напору.

Найбільш несприятливими гідродинамічними умовами для захищеності напірного горизонту є такі, коли рівні напірного горизонту нижчі від рівнів вище розташованого $H_2 < H_1$. У цьому випадку має місце спрямований зверху вниз вертикальний градієнт напору і виникають гидродинамічні умови для перетікання забруднених вод з вище розташованого горизонту в нижче розташований горизонт напірних вод. Перенесення забруднювальних речовин крізь водотрив відбуватиметься за рахунок конвекції і дифузії, спрямованих в один бік.

Таким чином, співвідношення напірних рівнів зумовлює можливість і характер надходження забруднювальних речовин в напірний горизонт і має велике значення для його захищеності.

Разом з тим, незважаючи на важливість цього показника, його не можна взяти як основний для оцінки захищеності напірного горизонту. Це пояснюється тим, що співвідношення рівнів підземних вод внаслідок їх експлуатації може змінюватися в часі. Так, якщо рівні експлуатованого горизонту спочатку були вищі від рівня грунтових вод і напірний горизонт був захищений від надходження в нього забруднених грунтових вод, то надалі внаслідок відбору підземних вод співвідношення рівнів може стати зворотним, що створить передумову для перетікання грунтових вод в напірний горизонт і захищеність останнього істотно погіршиться. Таким чином, ***якщо співвідношення рівнів може змінюватися в часі, то змінною в часі може бути і захищеність горизонту напірних вод***. Це важлива обставина, яку необхідно враховувати при аналізі захищеності напірних вод. Звідси можна зробити такі висновки: карти захищеності напірних вод повинні складатися за станом на певний період часу; співвідношення рівнів на досліджуваній території повинно контролюватися в часі; на території, в межах якої вивчається захищеність напірних вод, мають бути обладнані свердловини (на досліджуваному напірному і вище розташованому горизонтах) для контролю співвідношення рівнів підземних вод.

Як основний показник захищеності напірних вод доцільно брати потужність водотриву. Іншими важливими показниками є літологія водотривких порід, зумовлені нею фільтраційні властивості цих порід і розглянуте вище співвідношення рівнів підземних вод.

У зоні розвитку прісних підземних вод водотриви здебільшого представлені глинистими породами, іноді мергелями і карбонатними відкладами. Вважається, що найбільш надійними є глинисті водотриви, хоча це положення і не завжди може витримуватися. Екрануючі властивості глинистого водотриву будуть різними залежно від типу глинистих мінералів: більш надійним є водотрив, коли у складі глин переважає монтморилоніт, і менш надійним - коли переважає каолініт.

Оцінка захищеності напірних вод може бути якісною і кількісною.

11.4.2 Якісна оцінка захищеності напірних вод

Якісна оцінка виконується за потужністю водотриву або за відношенням потужності водотриву до його коефіцієнта фільтрації з використанням даних про співвідношення рівнів підземних вод.

Виділяються такі градації потужності водотриву m_0 : I - $m_0 \leq$ 5 м; II - 5 м < $m_0 \leq$ 10 м; III - 10 м < $m_0 \leq$ 20 м; IV - 20 м < $m_0 \leq$ 30 м; V - 30 м < $m_0 \leq$ 50 м; VI - m_0 > 50 м.

Оцінки захищеності по m_0 на основі цих градацій є порівняльними, а саме: захищеність II краща, ніж I, а III краща, ніж II, і т.д.

Якщо відомі фільтраційні властивості водотриву (коефіцієнт фільтрації $К_Ф$), то якісна оцінка захищеності може виконуватись за параметром $\alpha = m_0/К_0$, де $К_0$ – коефіцієнт фільтрації водотриву. Захищеність підземних вод тим краща, чим більша m_0 і менший $К_0$. Фізично параметр ε (захищеність) характеризує час фільтрації (кількість діб) при вертикальному градієнті напору, рівному одиниці. Якщо для потужності водотриву взяти наведені вище значення m_0, а для коефіцієнта фільтрації взяти інтервал значень від 10^{-3} до 10^{-5} м/д, то параметр ε буде змінюватися від 10^3 до 10^7діб.

За значенням параметра α виділяються такі інтервали: I-$\alpha < 10^3$; II-10^3<альфа$\leq 10^4$; III - 10^4< альфа $\leq 10^5$; IV-10^5 < альфа $\leq 10^6$; V-10^6 < альфа $\leq 10^7$; VI - $\alpha > 10^7$.

Оцінка захищеності напірного горизонту за параметром α також носить порівняльний характер.

На основі поєднання двох показників (m_0 і співвідношення рівнів H_2 досліджуваного напірного горизонту і H_1 - вище розташованого горизонту) можна виділити такі основні групи захищеності напірних вод:

1 (захищені) - напірні води, перекриті витриманим за площею і без порушення суцільності водотривом при m_0> 10 м і $H_2 > H_1$;

II (умовно захищені)-напірні води, перекриті витриманим за площею водотривом без порушення суцільності при 5 м $\leq m_0$<10 м і $H_2 > H_1$ (а) і m_0> 10 м та $H_2 \leq H_1$ (б);

III (незахищені)-водотрив невеликої потужності m_0<5 м і $H_2 \leq H_1$ (а) або водотрив, не витриманий по площі з порушеннями суцільності (літологічні «вікна», зони інтенсивної тріщинуватості, розломи), $H_2 \leq H_1$. У групі I захищеність напірних вод забезпечується великою потужністю водотриву і такими гідродинамічними умовами, при яких неможливо перетікання забруднених підземних вод зверху. Всередині групи I захищеність буде неоднаковою залежно від потужності водотриву і перепаду рівнів : вона буде тим вища, чим більші m_0 і ΔH .

Необхідно підкреслити, що якщо водотрив не витриманий за площею і є порушення його суцільності, то навіть при $H_2 > H_1$ напірний горизонт не може вважатися захищеним.

Незахищеними також є напірні води в таких випадках (крім зазначених у групі III): у річкових долинах, коли водотрив прорізується руслом річки; в карстових районах, якщо водотрив захоплюється карстовими процесами; в районах зі складними тектонічними умовами в зоні активного водообміну та інтенсивними неотектонічними рухами.

Через те, що виділення категорій «захищені» і частково «умовно захищені» включає гідродинамічний показник $H_2 \geq H_1$, то ця умова, як уже зазначалося, має постійно контролюватися.

На карті якісних оцінок захищеності напірних вод відображаються: потужність водотриву (кольором), перепад рівнів (умовними позначками), групи захищеності I-III (штриховкою). На карті вказуються водозабори, які експлуатують досліджені водоносні горизонти; ділянки з розвіданими запасами підземних вод цих горизонтів; джерела забруднення; ділянки забруднення водоносних горизонтів; напрямок руху підземних вод.

11.4.3 Кількісна оцінка захищеності напірних вод

Кількісна оцінка захищеності напірних вод може виконуватись за часом фільтрації забруднених вод з вищерозташованого горизонту в досліджуваний напірний горизонт через водотрив, який розділяє ці горизонти. Час фільтрації залежить від потужності водотриву m_0, коефіцієнта фільтрації водотривких порід K_0 і наближено оцінюється за формулою

$$t = \frac{m_0^2 n}{K_0 \Delta H}, \qquad (11.2)$$

де $\Delta H = H_1 - H_2$; n - пористість водотривких порід.

З параметрів, що входять у формулу, найменш вивченою і важко визначуваною величиною є пористість (мається на увазі активна пористість) слабопроникних і насамперед глинистих порід. Тому умовно в розрахунках часу фільтрації крізь водотрив пористість може братися рівною 0,01.

Кількісна оцінка захищеності виконується при $H_2 \leq H_1$ через те, що в цьому випадку утворюються гідродинамічні умови для перетікання забруднених вод зверху.

Виділяються такі градації часу фільтрації забруднених вод з вищерозташованого горизонту в горизонт напірних вод:I - $t \leq 1$року; II-1 $< t \leq 5$;III- 5 $< t \leq 10$; IV-10 $< t \leq 20$ і V- $t > 20$ років.

Захищеність напірних вод тим краща, чим більший час фільтрації. Співставляючи час фільтрації з відомим часом розпаду окремих забруднювальних речовин у водному середовищі, можна орієнтовно оцінити, стосовно до яких забруднювальних речовин водоносний горизонт є захищеним.

Виділеним градаціям часу фільтрації відповідають градації захищеності: I - $t < 1$ року, II- 2-1 року$>t \leq 5$ років, III- 3 - 5 років $< T \leq 10$ років, IV - 10 років $< T \leq 20$ років й V $t > 20$років . Ці градації за часом відповідають виділеним під час якісної оцінки групи II «умовно захищеним» (градації 2-5) і групи III «незахищеним».

На карті кількісних оцінок захищеності напірних вод відображаються: ізопахіти - потужність водотриву, кольором - час фільтрації, умовними позначками - перепад рівнів, штрихуванням - ділянки незахищених напірних вод. Останні виділяються за ознаками,описаними при якісній оцінці. На карту наносяться: водозабори, які експлуатують досліджувані водоносні горизонти; розвідані ділянки із встановленими запасами підземних вод; джерела забруднення підземних вод; ділянки забруднення досліджуваних водоносних горизонтів; напрям руху підземних вод.

Контрольні запитання

1. Дати визначення антропогенного навантаження природного середовища забруднювальними речовинами. Як визначається модуль техногенного навантаження?
2. Записати показник схильності підземних вод до забруднення *П*.
3. Дати визначення захищеності підземних вод від забруднення.
4. Назвати найбільш універсальну кількісну оцінку захищеності підземних вод.
5. Указати основний показник захищеності напірних вод.
6. Як надається кількісна оцінка захищеності напірних підземних вод?

12 ОЦІНКА ЗМІН ЯКОСТІ ПІДЗЕМНИХ ВОД НА ВОДОЗАБОРАХ

12.1 Умови забруднення підземних вод на ділянці водозабору

Забруднені річкові води погіршують якість прісних підземних вод в річкових долинах, особливо на ділянках розташування водозабірних споруд. Проникнення морських вод також може призводити до засолення прибережних водоносних горизонтів. Проте у цілому ряді випадків поверхневі води можуть покращувати якість мінералізованих підземних вод. Особливо зростає роль екологічних аспектів дослідження підземних вод при їх використанні для забезпечення споживання води різними галузями господарства. Водозабір води здійснюється за допомогою водозабірних споруд. Водозабірні споруди повинні забезпечувати надходження води у водовід (трубопровід, тунель, канал) у заданій кількості та необхідної якості.

Водозабір підземних вод є гідротехнічною спорудою, яка будується для забору підземних вод і подачі їх у водопровідні та інші водогосподарські системи. Вибір ділянки для розбудови водозабору підземних вод зумовлюється геолого-гідрологічними умовами району, відстанню від місця користування водою тощо. Залежно від умов та призначення водозабори поділяються на вертикальні, горизонтальні та каптажі (для джерел). Вертикальні водозабори будуються при глибокому заляганні водоносних як напірних, так і безнапірних вод. Конструктивно водозабори поділяються на свердловини і шахтні колодязі. Свердловини найчастіше використовуються для централізованого водопостачання. Для підйому води із свердловини використовують занурені насоси. Шахтні колодязі (криниці) використовуються для задоволення місцевих потреб. *Якщо водозабірні споруди прорізають водоносний шар на всю товщу, вони називаються досконалими. Коли ж водозабірні споруди не досягають водотриву, то вони називаються недосконалими.*

Характер руху забруднених підземних вод до ділянки водозабору залежить від різних чинників: типу водозабірної споруди, межових умов водоносного горизонту, наявності або відсутності природного руху підземних вод, фільтраційної неоднорідності порід (у плані і за розрізом). Найважливішим чинником є природний рух підземних вод, який визначає розміри області живлення (області захоплення) водозабірної споруди. ***Під областю живлення водозабірної споруди розуміють площу водоносного горизонту, в межах якої лінії току підземних вод спрямовані безпосередньо до водозабірної споруди.*** Поза областю живлення лінії току обминають водозабірну споруду.

Умови забруднення підземних вод на ділянці водозабору принципово розрізняються в залежності від наявності або відсутності природного руху підземних вод, який характеризується швидкістю фільтрації $V_{\hat{O}} = \hat{E}_{\hat{O}}{}^{2}$. За відсутності природного руху підземних вод (умови басейну, $V_{\hat{O}} = 0$) область живлення водозабірної споруди розповсюджується на весь пласт, а рух підземних вод до ділянки водозабору відбувається з будь-якої точки пласта. Якщо в такому пласті містяться забруднені води, то вони рано чи пізно досягнуть водозабірної споруди. В цьому випадку умови забруднення підземних вод на ділянці водозабору визначатимуться часом просування до нього забруднених вод і подальшою зміною якості води на водозабірній споруді. За наявності природного руху підземних вод (умови потоку, $V_{\hat{O}} \neq 0$) в пласті формується локалізована область живлення, яка примикає до водозабірної споруди й відокремлюється від решти водоносного пласта нейтральною лінією току. Область живлення водозабірної споруди по осі *x* обмежена вододільною точкою *A* вниз за потоком і необмежено тягнеться вгору за потоком. Під довжиною області живлення x_A розуміється відстань від водозабірної споруди до точки *A*. Ширина області живлення збільшується вгору за потоком підземних вод, в точці *A* вона дорівнює нулю. Довжина й ширина області живлення визначає її розміри. Розміри області живлення і, перш за все, положення точки *A* залежать від співвідношення відбору води і витрати природного стоку, виду водозабірної споруди і граничних умов водоносного горизонту. Чим більша витрата водозабірної споруди і менша швидкість фільтрації природного стоку підземних вод, тим більші розміри області живлення, і, навпаки, область живлення тим менша, чим менша витрата водозабірної споруди і більша швидкість природного стоку підземних вод.

Відзначимо, що поняття «область живлення» і «область впливу» водозабірної споруди мають різний сенс. *Якщо область живлення є площею водоносного горизонту, по якій підземні води рухаються до водозабірної споруди, то область впливу є площею водоносного горизонту, на якій відбувається зниження рівня підземних вод унаслідок їх відбору*. В умовах басейну ці області співпадають, а в умовах потоку область живлення становить частину області впливу. В загальному випадку область живлення менша від області впливу.

Можливість забруднення підземних вод па ділянці водозабору залежить від того, чи захоплюється зона забруднених вод областю живлення водозабірної споруди. Надходження забруднених вод до водозабірної споруди можливе тільки у тому випадку, коли вони утворюються всередині її області живлення. Інакше забруднені води не потраплять до водозабірної споруди. Таким чином, прогноз якості підземних вод на ділянці водозабору за наявності в пласті забруднених або

природних некондиційних вод включає до себе визначення: 1) можливості захоплення забруднених вод областю живлення водозабірної споруди; 2) часу підтягування забруднених вод до ділянки водозабору; 3) зміни якості води на водозабірній споруді після початку підтягування до нього забруднених вод і їх змішування з чистими підземними водами.

Необхідність виконання всіх трьох оцінок або деяких з них залежить від конкретних умов. Так, якщо доведено, що область живлення не захоплює зону забруднених або природних некондиційних вод, і отже, ці води взагалі не можуть підтягуватися до водозабірної споруди, то дві інші оцінки вже не мають сенсу. Якщо область живлення захоплює забруднені води, то слід виконати оцінку часу підтягування до водозабірної споруди перших порцій забруднених вод. В результаті такої оцінки може виявитися, що час підтягування забруднених вод більший ніж термін роботи водозабірної споруди (або терміну, на який розраховані експлуатаційні запаси). Тоді відпадає необхідність виконання оцінок зміни в часі якості води на водозабірній споруді внаслідок змішування чистих підземних вод і забруднених вод, що підтягаються. І навпаки, якщо час підтягування перших порцій забруднених вод менший від терміну роботи водозабору, то повинні виконуватись оцінки зміни в часі (на період терміну роботи водозабірної споруди) якості відібраної води.

Викладене відноситься до умов наявності природного потоку підземних вод. Якщо ж природний потік відсутній або настільки малий, що ним можна знехтувати, то прогноз якості води на водозабірній споруді зводиться до оцінок часу підтягування забруднених вод і подальшої зміни в часі якості відібраної води.

Основними типами централізованих водозаборів є артезіанські водозабори платформних областей і водозабори річкових долин. Відповідно, найбільш частими типовими схемами водоносних горизонтів є необмежений за площею водоносний горизонт і напівобмежений за площею водоносний горизонт з контуром постійного натиску.

Розглянемо водозабір, який експлуатує підземні води в річковій долині. Водоносний горизонт гідравлічно зв'язаний з річкою, русло річки прорізає всю потужність водоносного горизонту. Умови “підтягування” забруднених вод до водозабору залежать від наявності або відсутності природного потоку підземних вод. Це повною мірою відноситься і до водозабору, який відбирає підземні води в річковій долині. Підтікання некондиційних річкових вод до водозабору і особливості зміни якості відібраної води можуть формуватися для умов басейну (природний потік підземних вод відсутній і швидкість фільтрації $V_{\hat{O}} = 0$) і умов присутності потоку (природний потік підземних вод є і $V_{\hat{O}} \neq 0$).

12.2 Розрахунки і прогноз впливу підтоку некондиційних річкових вод на якість підземних вод на водозабірних спорудах в умовах басейну ($V_{\hat{O}} = 0$)

Свердловина (або компактна група свердловин) розташована на осі *x* на відстані *d* від річки; вісь *y* співпадає з берегом річки. Дебіт водозабору дорівнює *Q*, потужність водоносного горизонту *m*.

Вода в річці некондиційна, тобто непридатна для пиття, вміст забруднювальної речовини (або мінералізація річкової води) становить C_1. Підземні води прісні, концентрація речовини у воді (або мінералізація води) дорівнює C_n. У прибережній зоні підземна вода може бути такої ж якості, як річкова (C_1) або як прісна (C_n) вода. Розглядаються умови басейну, коли швидкість течії підземного потоку дорівнює нулю $V_{\Phi} = 0$.

Лінії току, по яких відбувається рух частинок рідини, починаються з берега річки і закінчуються на свердловині. Вісь *x* є головною лінією течії (рис. 12.1).

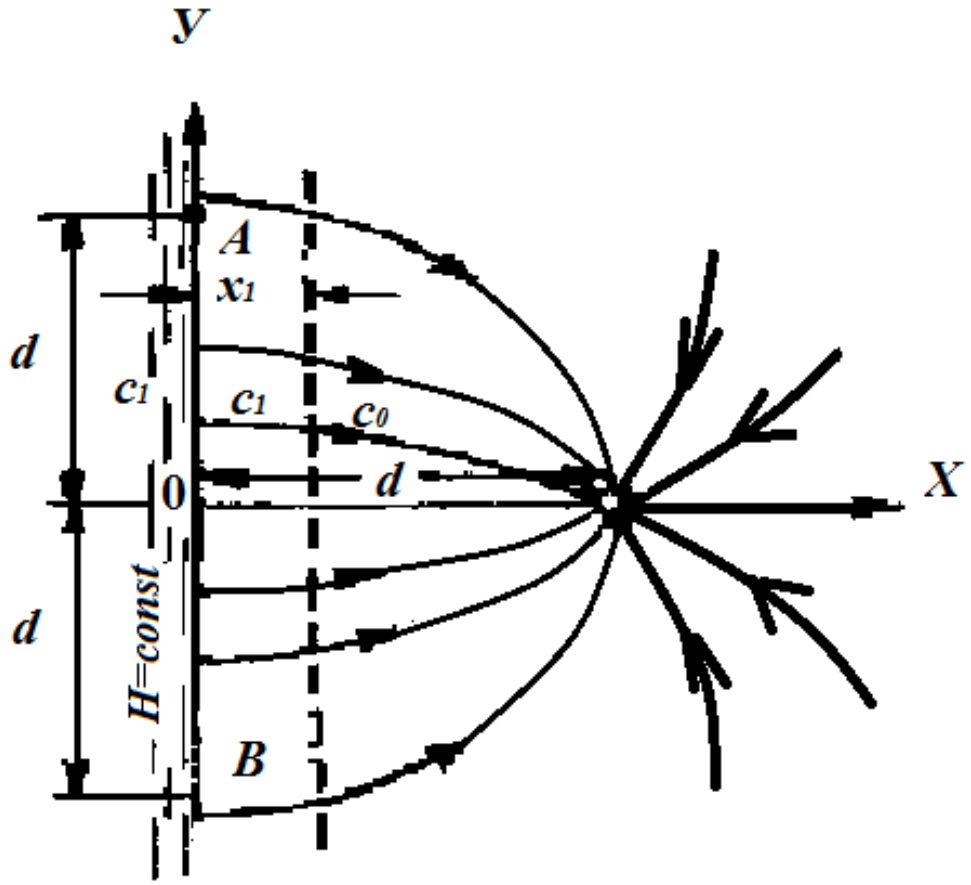

Рис. 12.1 – Схема поодинокого водозабору біля річки в умовах басейну (природний потік підземних вод відсутній і швидкість фільтрації підземних вод V_{Φ} дорівнює нулю) [9]

Геометрично лінії течії утворюють кола, центри яких лежать на осі *y*; головна лінія (вісь *x*) являє собою коло нескінченно великого радіусу. Підтягування некондиційних вод до водозабору найшвидше відбудеться по осі *x* – головній лінії току – через час *T* після початку його роботи

$$\grave{O} = \left[\pi nmd^2 / (3Q)\right] \times \left[2 + (x_1 / d)^3 - 3x_1 / d\right], \qquad (12.1)$$

де *n* – пористість водоносних порід; x_1 – початкове положення межі некондиційних вод в пласті (межа розташовується між водозабором і річкою). Якщо межа некондиційних вод співпадає з берегом річки і потрібно розрахувати час їх руху безпосередньо від річки, то $x_1=0$, звідки

$$T_0 = 2\pi nmd^2 / (3Q). \qquad (12.2)$$

Час підтягування до водозабору інших частинок рідини з межі некондиційних вод, які не лежать на осі *x* й характеризуються координатами x_1, *y*, розраховується за формулою

$$t = \frac{2\pi nmd^2}{Q} - \left[1 + \left(\frac{d^2 - y^2 - x_1^2}{2yd}\right)\right]\left\{\left(1 - \frac{x_1}{d}\right) - \right.$$

$$- \frac{d^2 - y^2 - x_1^2}{2yd}\left| arcsin \frac{1}{\sqrt{1 + \left(\frac{d^2 - y^2 - x_1^2}{2yd}\right)^2}} - \right. \qquad (12.3)$$

$$\left.\left. arcsin \frac{x_1}{d\sqrt{1 + \left(\frac{d^2 - y^2 - x_1^2}{2yd}\right)^2}} \right]\right\}.$$

Якщо межа некондиційних вод співпадає з берегом річки ($x = 0$), то розрахунок часу руху до водозабору від берега річки частинок рідини з ординатами *y* виконується за формулою

$$t = \frac{2\pi nmd^2}{Q}\left[1+\left(\frac{d^2-y^2}{2yd}\right)^2\right]\times\left[1-\frac{d^2-y^2}{2yd}arcsin\frac{1}{\sqrt{1+\left(\frac{d^2-y^2}{2yd}\right)^2}}\right]. \quad (12.4)$$

Половина дебіту водозабору формується за рахунок припливу води з ділянки річки *AB*, ширина якої становить *2d*. Підставивши у формулу (12.4) значення $y = d$, знайдемо час руху частинки рідини від меж цієї ділянки:

$$t_d = 2\pi nmd^2 / Q \quad (12.5)$$

Після надходження до водозабору перших порцій забруднених вод через час, який можна визначити за формулами (12.1) або (12.2), почнеться їх змішування в свердловині з чистими підземними водами. Якість відібраної води змінюватиметься залежно від витрати забруднених вод, що надходять до водозабору з боку річки, а ця витрата буде зростати із збільшенням ширини фронту забруднених вод.

Концентрація досліджуваної речовини у відібраній зі свердловини воді визначається за формулою

$$c = c_0 + \left[(c_1 - c_0)/\pi\right]arctg\left[2yd/\left(d^2 - y^2 - x_1^2\right)\right] \quad (12.6)$$

Ордината y характеризує ширину фронту надходження забруднених вод. Якщо задавати значення y, які зростають у часі, можна визначити концентрації, відповідні цим значенням y. Якщо межа забруднених вод співпадає з берегом річки $x_1=0$, то

$$c = c_0 + \left[(c_1 - c_0)/\pi\right]arctg\left[2yd/\left(d^2 - y^2\right)\right] \quad (12.7)$$

При $y = d$ з формули (12.7), витікає, що у випадку, коли ділянка *AB* складає ширину фронту надходження забруднених вод $2d$, концентрація речовини C_d у відібраній воді дорівнюватиме $0,5\ (c_1+c_0)$.

Прогноз зміни якості води на водозаборі з поодинокої свердловини для умов басейну виконується таким чином: спочатку визначається певна концентрація (наприклад, ГДК) для різних y (ширина фронту надходження забруднених вод), а потім розраховується відповідний час підтягування води з такою концентрацією (при заданому y) до водозабору.

Підставляючи у формулу (12.3) замість виразу $(d^2-y^2-x^2_1)/(2yd)$ його значення, визначене з формули (12.6), отримуємо залежність, яка дозволяє безпосередньо розраховувати, за який час t концентрація речовини у відібраній зі свердловини воді досягне якого-небудь певного значення, наприклад гранично допустимої концентрації:

$$t = \frac{2\pi nmd^2}{Q}\left\{1 - \frac{x_1}{d} - \left(\pi\bar{c} - arcsin\left(\frac{x_1}{d} sin\,\pi\bar{c}\right)\right)\times\right. \tag{12.8}$$

$$\left.\times\, ctg(\pi\bar{c})\ \right\} cos\,ec^2(\pi\bar{c})$$

де

$$\bar{c} = (c - c_0)/(c_1 - c_0),\ де\ c_0 < c \le c_1,\ 0 \le x_1 < d. \tag{12.9}$$

За залежністю (12.8) можна оцінити, яким повинен бути дебіт водозабору, щоб протягом часу t після надходження перших порцій забруднених вод концентрація речовини у воді не перевищувала допустиму норму. Задаючи у формулі (12.8) певні значення концентрації $\bar{C}$, знаходимо відповідні значення t.

Найбільше зростання забруднення вод на водозаборі має місце у початковий період змішування забруднених та чистих вод.

Задача1: спрогнозувати час надходження перших порцій забрудненої води до водозабору.

Вихідні дані:Q=1000 м^3/д, m=20м, n=0.2,d=200м, $V_Ф$=0,01 м/д, x_1=10м.

Виконання завдання. Час Т визначається за формулою (12.1).

Задача2: спрогнозувати час надходження заданих концентрацій до водозабору.

Вихідні дані:Q=1000 м^3/д, m=20м, n=0.2,d=200м, $V_Ф$=0,01 м/д, x_1=10м, C_0 =200мг/дм^3, C_1=1000мг/дм^3

Виконання завдання. Задаємо у =50,100,150 м та за формулою (12.6) знаходимо відповідні концентрації С та їх відносні значення $\bar{C}$ як $\bar{c} = (c - c_0)/(c_1 - c_0)$. Підставляючи отримані значення у (12.8), визначимо час, коли ці концентрації досягнуть водозабору.

Задача 3: спрогнозувати, коли водозабору досягнуть концентрації , які перевищують 2ГДК.

Вихідні дані: Q=1000 м^3/д, m=20м, n=0.2,d=200м, $V_Ф$=0,01 м/д, x_1=10м, C_0 =200мг/дм^3, C_1=2ГДК=2·1000мг/дм^3=2000мг/дм^3.

Виконання завдання. Визначимо відносну концентрацію $\bar{C} = \frac{C - C_0}{C_1 - C_0} = \frac{2000 - 200}{1000 - 200} = 2,25$. За (12.8) знайдемо час, коли

забруднювальна речовина з відносною концентрацією $\overline{C} = 2,25$ надійде до водозабору.

12.3 Розрахунки і прогноз впливу підтоку некондиційних вод річки на якість підземних вод на водозабірних спорудах при наявності потоку підземних вод, спрямованого до річки

У цих умовах утворюється область живлення водозабору, обмежена униз за потоком і з боків, яка необмежено тягнеться вгору за потоком (рис.12.2а). Область живлення відділяється від решти водоносного горизонту вододільною, або нейтральною, лінією току MAN. Вододільна точка *A* на осі *x* визначає довжину області живлення у напрямі вниз за потоком. Всередині області живлення всі лінії руху закінчуються на свердловині; за межами області живлення лінії течії обминають свердловину і закінчуються на контурі річки. Витрата водозабору забезпечується потоком підземних вод усередині його області живлення. За межами області живлення підземні води розвантажуються в річку. Положення вододільної точки *A* між свердловиною й річкою визначається за формулою

$$x_A = \sqrt{d^2 - Qd/(\pi m V_{\hat{O}})}, \qquad (12.10)$$

де $V_{\hat{O}} = \hat{E}_{\hat{O}}{}^{2}$ швидкість руху підземних вод в природних умовах; K_{Φ} – коефіцієнт фільтрації водоносних порід; ^{2} — уклон природного потоку підземних вод.

Положення вододільної точки А не залишається постійним: при збільшенні дебіту *Q* вона зміщується у бік річки, а при його зменшенні – у бік свердловини. Поки вододільна точка не досягне річки (рис. 12.2 а), підтоку річкових вод до водозабору не відбудеться.

Критеріями різного положення вододільної точки *A* на осі *x* є:

точка *A* розташована між свердловиною і річкою ($x_A > 0$)

$$Q/(\pi m V_{\hat{O}} d) < 1; \qquad (12.11)$$

точка *A* на контурі річки ($x_A = 0$)

$$Q/(\pi m V_{\hat{O}} d) = 1; \qquad (12.12)$$

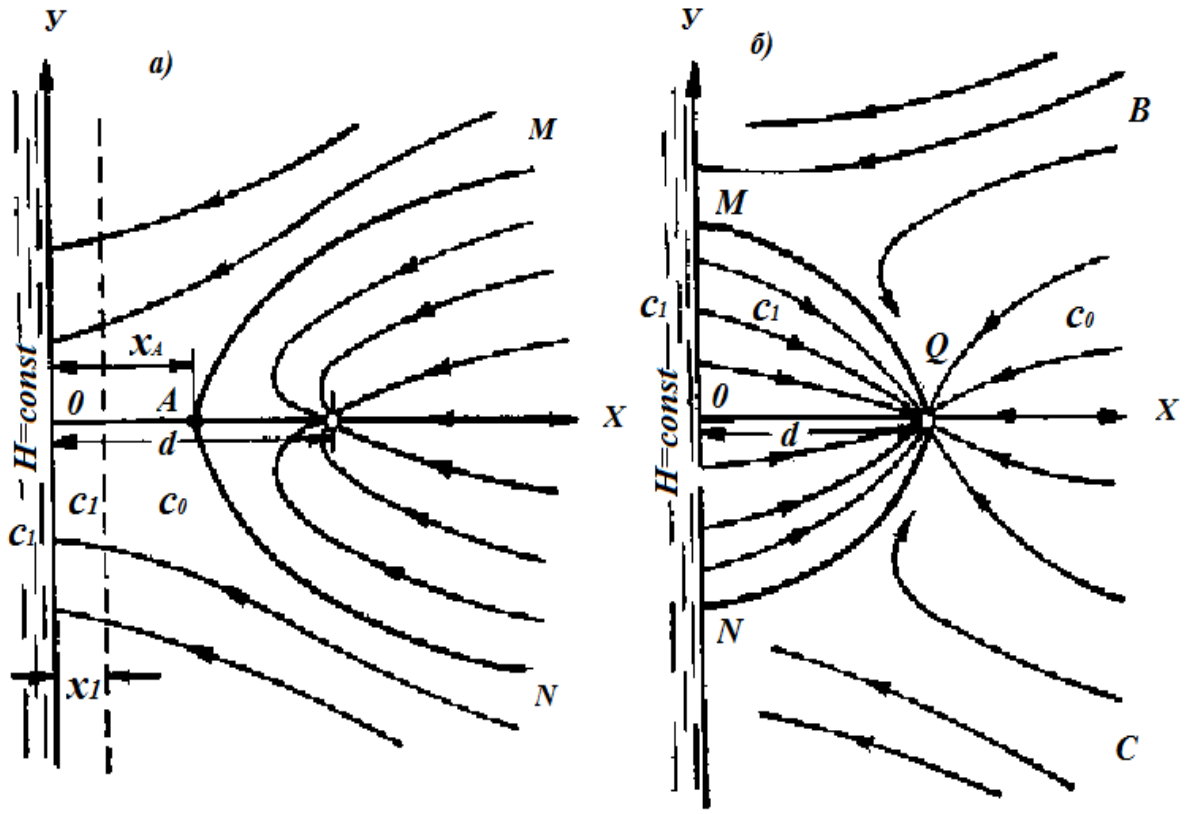

Рис. 12.2 – Схема поодинокого водозабору в умовах спрямованого до річки потоку підземних вод [9]
а) – вододільна точка досягає контуру річки; б) – вододільна точка заходить за контур річки

точка *A* зайшла за контур річки ($x_A < 0$)

$$Q/(\pi m V_{\hat{O}} d) > 1, \qquad (12.13)$$

де x_A – координата точки *A* на осі *x*.

Із співвідношення (12.12) можна оцінити *граничний дебіт свердловини, при якому ще не відбудеться підтягування річкових вод до водозабору*:

$$Q_{\tilde{A}D} = \pi m V_{\hat{O}} d \qquad (12.14)$$

Підтягування забруднених підземних і річкових вод до свердловини можливо тільки в тому випадку, коли ці води будуть захоплені областю живлення водозабору. Якщо, наприклад, смуга забруднених підземних вод, яка примикає до річки і є паралельною їй, має ширину x_1, то підтягування забруднених вод до водозабору можливо тільки при $x_A < x_1$. І, навпаки, при

$x_A \geq x_1$ підтягування взагалі не відбудеться. Час підтягування до водозабору забруднених підземних вод, що залягають між ним і річкою, коли вони захоплюються областю живлення, визначається за формулою

$$t = \frac{n}{V_{\hat{O}}}\left[x_1 - d + \frac{d^2 - x_A^2}{2x_A} ln \frac{(x_1 + x_A)(d - x_A)}{(x_1 - x_A)(d + x_A)}\right], \qquad (12.15)$$

де x_A обчислюється за формулою (12.10); x_1 – початкове положення в пласті межі забруднених вод.

Коли вододільна точка A перейде за контур річки, то почнеться підтягування річкових вод. Область живлення водозабору в цьому випадку має складну форму і складається з двох частин: одна частина, обмежена лінією MQN, забезпечує приплив вод з річки; інша частина, обмежена лінією BQC, забезпечує приплив підземних вод з протилежного боку (рис. 12.2 б).

Перші порції забруднених річкових вод надійдуть до свердловини від їх початкової межі x_1 через час t:

$$t = \frac{nd}{V_{\hat{O}}}\left[\frac{Q}{\pi m V_{\hat{O}} \bar{x}_A}\left(arctg\frac{d}{\bar{x}_A} - arctg\frac{x_1}{\bar{x}_A}\right) + \frac{x_1}{d} - 1\right], \qquad (12.16)$$

де

$$\bar{x}_A = \sqrt{Qd/(\pi m V_{\hat{O}}) - d^2} \qquad (12.17)$$

Підкореневий вираз завжди додатний, оскільки залежність (12.16), визначена для умови $Q/(\pi m V_{\hat{O}}) > d$. Якщо межа забруднених вод співпадає з контуром річки ($x_1 = 0$), то

$$t = \frac{nd}{V_{\hat{O}}}\left(\frac{Q}{\pi m V_{\hat{O}} \bar{x}_A} arctg\frac{d}{\bar{x}_A} - 1\right). \qquad (12.18)$$

Час підтягування забруднених вод до свердловини біля річки в умовах басейну менший від часу підтягування забруднених вод з боку річки до свердловини, коли потік спрямований до річки.

Після початку надходження до свердловини перших порцій річкових вод почнеться зміна концентрації забруднювальної речовини. Зростання концентрації речовин у відібраній воді буде пропорційне витраті річкових вод в дебіті свердловини, а вона, у свою чергу, залежатиме від ширини

фронту надходження річкових вод до свердловини. Витрата річкових вод дорівнює:

$$Q_p = (2Q/\pi)arctg(y_0/d) - 2mV_{\hat{O}}y_0, \qquad (12.19)$$

де Q – дебіт водозабору; y_0 – половина ширини фронту надходження річкових вод:

$$y_0 = \sqrt{Qd/(\pi m V_{\hat{O}}) - d^2}\,. \qquad (12.20)$$

Зміна якості відібраної води залежно від ширини фронту y_0 надходження річкових вод може оцінюватись за формулою

$$c = c_0 + \frac{2(c_1 - c_0)}{\pi} arctg\frac{y_0}{d} - \frac{2mV_{\hat{O}}y_0}{Q}(c_1 - c_0), \qquad (12.21)$$

де c_0 і c_1 – мінералізація (концентрація) відповідно підземних і річкових вод.

З урахуванням (12.20) вираз (12.21) можна записати у вигляді

$$c = c_0 + \frac{2(c_1 - c_0)}{\pi} arctg\bar{y}_0 - \frac{2(c_1 - c_0)}{\pi} - \frac{\bar{y}_0}{\left(\bar{y}_0^{\,2} + 1\right)}\,, \qquad (12.22)$$

або в безрозмірній формі

$$\bar{c} = (c - c_0)/(c_1 - c_0) = (2/\pi)arctg\bar{y}_0 - 2\bar{y}_0/\left[\pi\left(\bar{y}_0^2 + 1\right)\right], \qquad (12.23)$$

де $\bar{y}_0 = y_0/d$; $\bar{c}$ – відносна концентрація.

Значення C (або $\overline{C}$) при зміні y_0 (або $\bar{y}_0$) від 0 до ∞ зростає від c_0 (або 0) до c_1 (або 1).

В умовах басейну погіршення якості відібраних підземних вод унаслідок надходження річкових вод повинне бути швидшим та більшим, ніж в умовах потоку, оскільки в останньому випадку рух річкових вод до свердловини відбуватиметься проти напряму руху підземних вод.

Певному дебіту свердловини, коли вододільна точка A заходить за контур річки та $Q > \pi m V_{\Phi} d$), відповідає своя ширина фронту надходження річкових вод, що визначається за виразом (12.20). Цій ширині, у свою чергу, відповідає деяка витрата річкових вод в дебіті свердловини. Тому, кожному дебіту свердловини відповідатиме своя гранична мінералізація (концентрація) відібраних підземних вод, яка формується в результаті

змішування відповідних витрат річкових і підземних вод, і розраховується за формулами (12.22) або (12.23).

Таким чином, *при роботі свердловини з деяким постійним дебітом мінералізація (концентрація) води в свердловині буде поступово зростати, поки не досягне максимального значення, яке відповідає еквівалентній (для даного дебіту свердловини) витраті річкових вод, що надходять до свердловини*.

Задача1: розрахувати час підтягування забруднених річкових вод до водозабору, коли роздільна точка А зайшла у полосу забруднених вод $x_A < x_1$.

Вихідні дані:Q=1000 м^3/д, m=20м, n=0.2,d=200м, $V_Ф$=0,01 м/д, x_1=10м.

Виконання завдання. Час t визначається за формулою (12.15).

Задача2:Визначити витрату річкових вод у дебіті свердловини при досягненні ширини фронту y значення y_0.

Вихідні дані:Q=1000 м^3/добу, m=20м, n=0.2,d=200м, $V_Ф$=0,01м/д, x_1=10м, C_0 =200мг/дм^3, C_1=1000мг/дм^3

Виконання завдання. Розрахунки витрати Q_p відбуваються за формулою (3.19), а y_0 - за формулою (3.20).

Задача 3: спрогнозувати, коли перші порції забруднених річкових вод досягнуть свердловини.

Вихідні дані:Q=1000 м^3/д, m=20м, n=0.2,d=200м, $V_Ф$=0,01 м/д, x_1=10м, C_0 =200мг/дм^3, C_1=2ГДК=2*1000мг/дм^3=2000мг/дм^3.

Виконання завдання. Час надходження перших порцій води до свердловини розраховується за (3.16).

Задача 4. Визначити концентрацію забруднювальної речовини (мінералізації) у свердловині в залежності від y_0.

Вихідні дані:Q=1000 м^3/д, m=20м, n=0.2,d=200м, $V_Ф$=0,01 м/д, x_1=10м, C_0 =200мг/дм^3, C_1=2ГДК=2*1000мг/дм^3=2000мг/дм^3.

Виконання завдання. Розрахунки мінералізації відбуваються за (13.21).

12.4 Розрахунки і прогнози впливу підтоку некондиційних вод на якість підземних вод на водозабірних спорудах при наявності потоку підземних вод, спрямованого від річки

Цей випадок має місце, коли річка живить підземні води. Він характерний для так званих підруслових лінз прісних вод, що утворюються за рахунок фільтрації прісних поверхневих вод в солоні підземні води.

Так само як у разі потоку підземних вод, спрямованого до річки, тут формується область живлення водозабору, обмежена нейтральною лінією руху MAN з вододільною точкою A на осі x вниз по потоку. Вгору по потоку область живлення обмежена контуром річки на відміну від розглянутої вище схеми з потоком, спрямованим до річки, де область живлення тягнеться необмежено вгору по потоку.

Структура перебігу підземних вод для заданих умов потоку, спрямованого від річки, представлена на рис. 12.3. Положення вододільної точки A на осі x вниз по потоку від свердловини характеризується залежністю

$$x_A = \sqrt{d^2 + Qd/(\pi m V_{\hat{O}})}. \qquad (12.24)$$

Усередині області живлення всі лінії руху закінчуються на свердловині. Лінії руху, які проходять за межами області живлення, обтікають її, в свердловину не потрапляють і продовжують рух вниз по потоку підземних вод.

Поблизу області живлення лінії руху деформовані впливом водозабору; з віддаленням від області живлення в бічні сторони від неї деформація ліній руху слабшає і за своєю формою вони наближаються до паралельних прямих ліній природного плоскопаралельного потоку підземних вод.

Ординату точки M (або N) на контурі річки можна знайти за формулою

$$y_{M(N)} = \pm\sqrt{Qd/(\pi m V_{\hat{O}})}. \qquad (12.25)$$

Ширина області живлення на лінії річки дорівнює $2Y_M$.

Підтягування забруднених вод до свердловини можливе тільки в тому випадку, коли початкова межа цих вод x_1 захоплюється областю живлення, тобто якщо $x_1 < x_A$.

Розрахунок часу просування до свердловини забруднених вод з боку річки від початкового положення x_1 (рис. 12.3) виконується за формулою

$$t = \frac{n}{V_{\hat{O}}}\left[d - x_1 - \frac{x_A^2 - d^2}{2x_A} ln \frac{(x_A + d)(x_A - x_1)}{(x_A - d)(x_A + x_1)}\right], \qquad (12.26)$$

де x_A визначається за формулою (12.24). Вираз в залежності (12.26), який стоїть під знаком логарифма, завжди позитивний, оскільки $x_A > d$ і $x_A > x_1$.

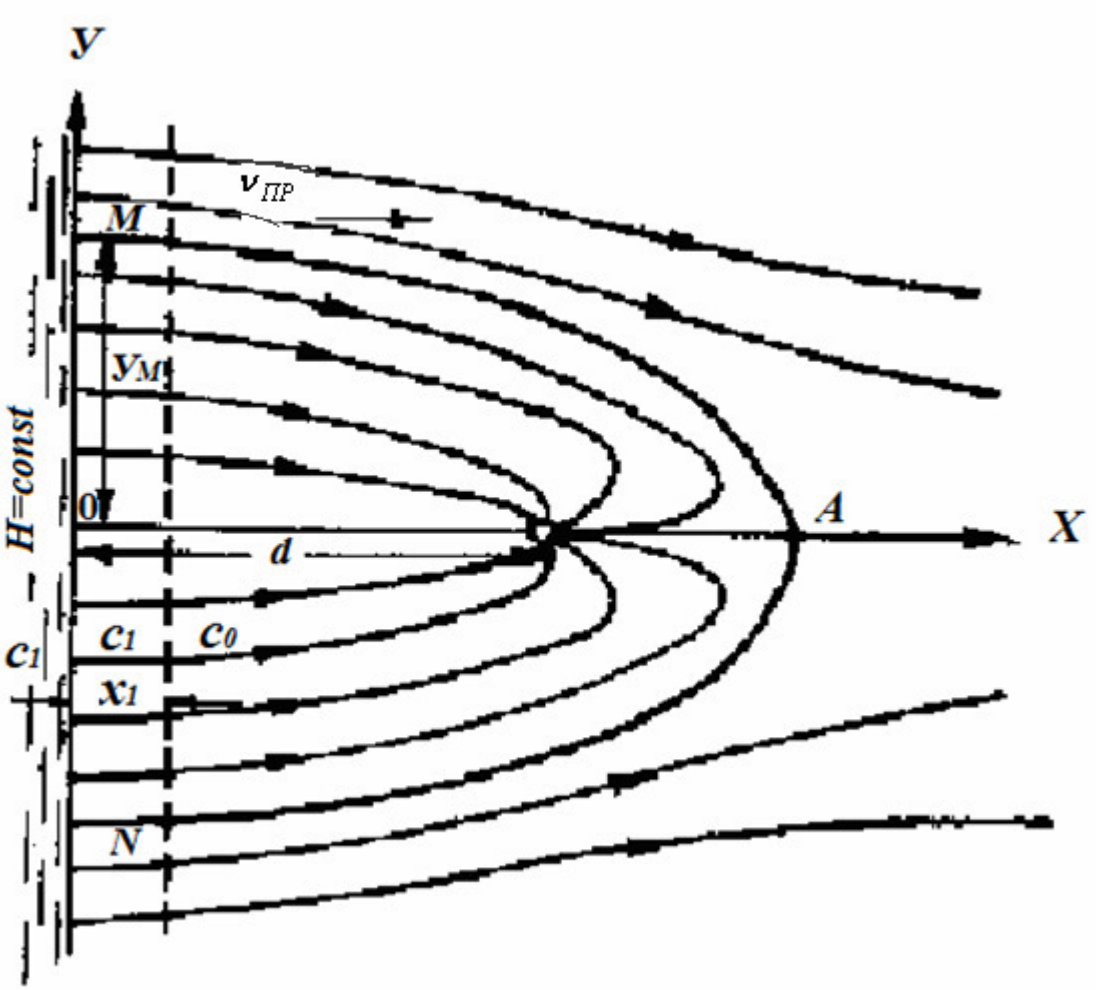

Рис. 12.3 – Схема водозабору в умовах потоку підземних вод, спрямованого від річки [9]

Вираз (12.26) при $V_Ф \to 0$ переходить у формулу (12.1) для свердловини, розташованої біля річки в умовах басейну $V_Ф = 0$.

Якщо рух забруднених вод відбувається безпосередньо від берега річки ($x_1=0$), то час руху до свердловини визначається за такою формулою

$$t = \frac{n}{V_{\hat{O}}}\left(d - \frac{x_A^2 - d^2}{2x_A} 1n \frac{x_A + d}{x_A - d}\right). \qquad (12.27)$$

Час підтягування річкових вод до свердловини в умовах басейну більший, ніж в умовах потоку; ця різниця зростає із збільшенням d і $V_Ф = 0$; вона більше позначається при зменшенні витрати свердловини.

Під час надходження забруднених вод з боку річки і через те, що природний потік підземних вод рухається від річки, забруднені води поступово заповнюватимуть область живлення водозабору і витіснятимуть

до свердловини чисті підземні води, що знаходяться в ній. Мінералізація (концентрація забруднювальної речовини) відібраної води зростатиме, поки не досягне мінералізації річкових вод.

Задача 1. Визначити час підтягування забруднених річкових вод в умовах басейну та в умовах потоку спрямованого від річки.

Вихідні дані:Q=2000 м^3/д, m=20м, n=0.2,d=200м, x_A = 300 м; $V_Ф$=0,01; n=0.2.

Виконання завдання. Час підтягування забруднених річкових вод в умовах басейну відбувається за формулою (12.1) та в умовах потоку спрямованого від річки за (12.21).

12.5 Розрахунки і прогнози опріснення мінералізованих підземних вод під впливом підтоку річкових вод

При роботі водозабору підземних вод біля річки в умовах підтягування до нього некондиційних вод можуть бути три основні випадки зміни мінералізації (концентрації) відібраної води [10]: перший – мінералізація зростає до мінералізації некондиційних вод c_1 (повне засолення); другий – мінералізація досягає якогось максимуму, меншого, ніж мінералізація некондиційних вод, і залишається на цьому рівні (часткове засолення); третій – мінералізація досягає максимуму, меншого, ніж мінералізація некондиційних вод, а потім убуває до мінералізації прісних підземних вод, тобто в процесі експлуатації відбувається опріснення підземних вод, які спочатку засолилися. *Повне засолення водозабору має місце при підтягуванні до нього некондиційних вод з боку річки в умовах басейну,* або в умовах потоку від річки, або при русі некондиційних вод з боку берегів долини в умовах потоку, спрямованого до річки, але коли вододільна точка А ще не досягла контуру річки. *Часткове засолення відбувається при підтягуванні некондиційних вод з річки в умовах потоку до річки* або при підтягуванні цих вод з боку бортів долини в умовах потоку до річки, коли некондиційні води заповнюють не всю ширину області живлення водозабору, а тільки її частину. *Опріснення* (або спадне засолення) відібраних підземних вод біля річки *має місце при підтягуванні некондиційних вод з боку бортів долини в умовах басейну або потоку від річки.* Цей характерний процес зміни мінералізації підземних вод зумовлений їх взаємозв'язком з поверхневими водами і має важливе значення при експлуатації підруслових лінз прісних підземних вод, які формуються за рахунок інфільтрації прісних поверхневих вод з річок і каналів і ,з одного боку, контактують з цими водами, а з іншого – з солоними підземними водами.

Самостійне опріснення підземних вод відбувається також в

необмеженому за площею водоносному горизонті, коли природний потік підземних вод і некондиційних вод до водозабору мають протилежні напрямки.

На прикладі свердловини біля річки в умовах басейну розглянемо механізм самостійного опріснення. Нехай свердловина працює в смузі прісних підземних вод (рис. 12.4), яка примикає до річки, шириною x_1. Вода в річці прісна, мінералізація прісних підземних і річкових вод дорівнює C_0.

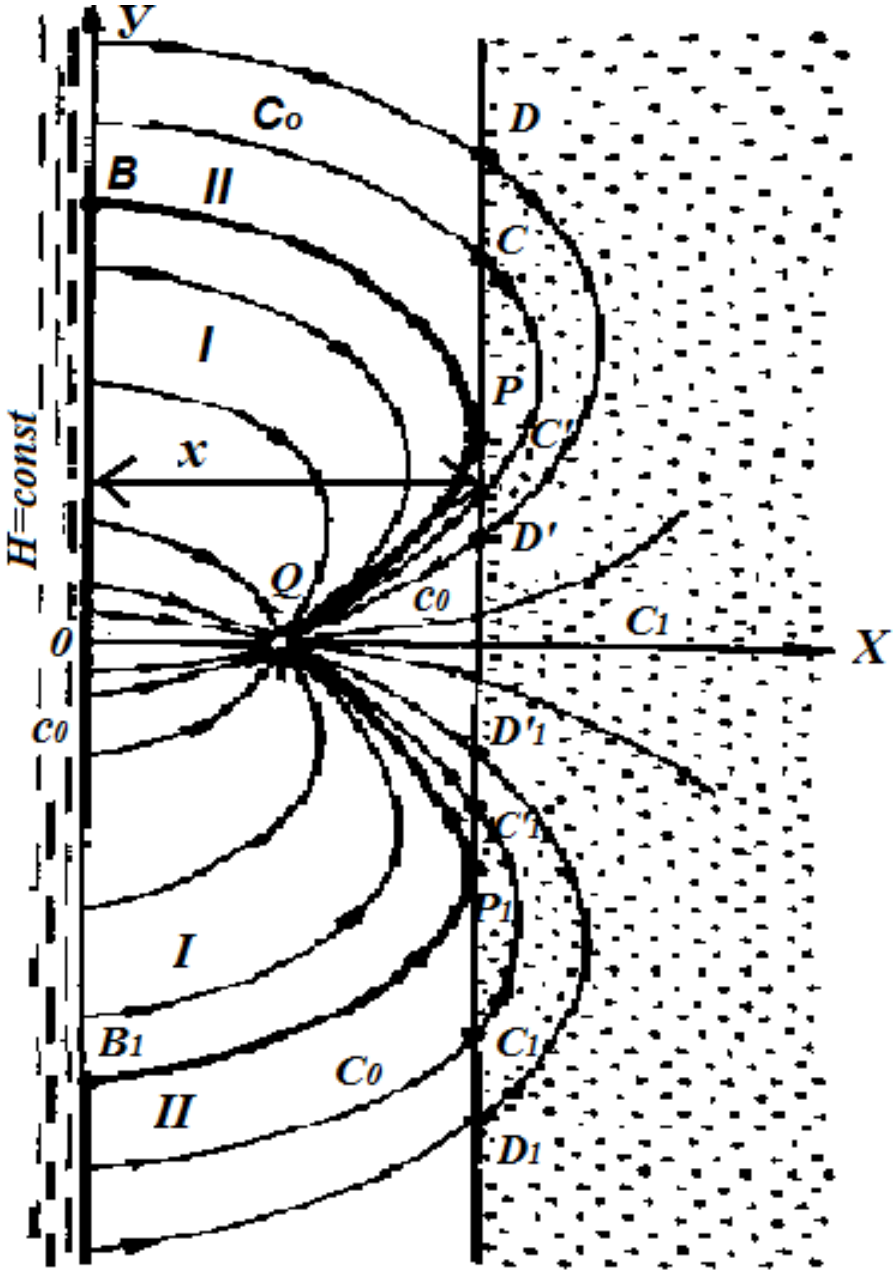

Рис. 12.4 – Схема течії підземних вод до одиночного водозабору біля річки в умовах басейну, яка пояснює механізм самостійного опріснення води, що відбирається [9]

З іншого боку, прісні підземні води контактують з солоними підземними водами з мінералізацією C_1. Солоні води рухаються до свердловини тільки від обмеженої її ділянки – відрізок PP_1. Це зумовлено геометрією ліній течії підземних вод до свердловини біля річки і внаслідок цього своєрідним рухом солоних вод до свердловини. Лінії току являють собою кола, всі вони починаються на контурі річки і закінчуються на свердловині. У цій схемі роботи свердловини в смузі прісних підземних вод лінії можна розбити на дві групи: I – лінії, які повністю проходять в смузі прісних підземних вод, не перетинаючи їх межі з солоними водами; II – лінії, які перетинають межу солоних вод. Ці дві групи ліній току розділяються лініями BPQ і $B_1P_1Q_1$, які торкаються межі солоних вод в точках P і P_1, але ще не перетинають її.

По будь-якій лінії групи I рухаються тільки частинки прісної води. Лінії групи II спочатку проходять в області прісних підземних вод, потім після перетину межі розділу прісних і солоних вод (точки C і D, C_1 і D_1) входять в область солоних підземних вод, а після вторинного перетину межі розділу (точки C' і D', C'_1 і D'_1) повертаються в область прісних підземних вод. Тому рух частинок рідини по лініях групи II відбувається таким чином: рухаючись по лінії току частинки прісної води, перетинаючи межу розділу в точках C', D', C'_1, D'_1 витискують частинки солоної води, які, у свою чергу, перетинаючи межу розділу (у точках C', D', C'_1, D'_1), витісняють до свердловини частинки прісних вод. Після витискання по лінії до свердловини всіх частинок солоних вод, що знаходяться на ній, по лінії рухатимуться тільки частинки прісної води. І так по кожній лінії групи II.

В межах відрізка PP_1 межі розділу рух частинок рідини відбувається з області солоних вод в область прісних підземних вод. За межами відрізка PP_1 рух рідини спрямований з області прісних вод в область солоних вод і солоні води тут витісняються прісними водами, які фільтруються з річки; інакше кажучи, річка виконує роль «опріснювача». Інша важлива обставина полягає в тому, що вся рідина від межі розділу надходить до водозабору тільки через ділянку PP_1. Спочатку в свердловину надходять частинки солоної води по найкоротшій відстані від свердловини до межі розділу – по осі x. Потім до свердловини підійдуть частинки солоної води по інших лініях. Фронт надходження в свердловину солоної води розширюватиметься, поки не досягне крайніх точок P і P_1. Потім в свердловину через ділянку PP_1 разом з солоною почне надходити прісна вода; витрата солоної води поступово зменшуватиметься, а прісної – збільшуватиметься. У результаті в свердловину надходитиме тільки прісна вода.

Зміна мінералізації відібраної води визначається кількістю солоної води, що надходить в свердловину. Максимальна мінералізація настане в той момент, коли частинки солоної води з точок P і P_1 досягнуть

свердловини. Мінералізація відібраної води почне зменшуватися, і при $t=\infty$ солоні води повністю витісняться прісними, а мінералізація води стане рівною C_0.

Ординати точок P і P_1 визначаються за формулою

$$Y_{P,P_1} = \pm\sqrt{x_1^2 - d^2}\,. \qquad (12.28)$$

Звідси знаходимо ширину L ділянки PP_1 (ділянки «засолення»):

$$L = 2\sqrt{x_1^2 - d^2}\,, \qquad (12.29)$$

яка, як видно, визначається тільки відстанню від межі солоних вод до річки і від свердловини до річки і не залежить від дебіту водозабору.

Мінералізація води в свердловині залежно від ширини фронту надходження некондиційних вод, яка визначається ординатою y, дорівнює

$$C = C_1 - \left[(C_1 - C_0)/\pi\right] arctg\left\lfloor 2yd/\left(d^2 - y^2 - x_1^2\right)\right\rfloor, \qquad (12.30)$$

де кут $\varphi = arctg\left\lfloor 2yd/\left(d^2 - y^2 - x_1^2\right)\right\rfloor$ береться з другої чверті.

Цей кут є кутом надходження у свердловину прісних підземних вод з межі розділу, який залежить від кута (ширини фронту) надходження солоних вод.

Ширина ділянки PP_1, тобто максимальна ширина фронту надходження солоних вод до водозабору, зростає із зменшенням d, тобто з наближенням свердловини до річки і віддаленням її від межі солоних вод; навпаки, ширина ділянки PP_1 зменшується із збільшенням d, тобто з наближенням свердловини до межі солоних вод. Якщо значення x_1 значно перевищує d, тобто якщо $x_1/d \geq 3$, то $Yp,\ p_1 \approx x_1$. За цих умов для ділянки PP_1 буде справедливим вираз

$$L \approx 2x_1\,. \qquad (12.31)$$

При підстановці у формулу (12.30) значення $y = y_{p,p_1}$ визначаємо максимальну мінералізацію води:

$$C_{max} = C_1 - \left[(C_1 - C_0)/\pi\right] arctg\left(-d\sqrt{x_1^2 - d^2}\right). \qquad (12.32)$$

При $y = 0$ солоні води не надходять до свердловини, і мінералізація дорівнює C_0. Із збільшенням y мінералізація зростає і при $y = y_{P,P1}$

досягає максимуму. В подальшому мінералізація починає зменшуватися і при $y \to \infty$ $C \to C_0$. У безрозмірному вигляді значення концентрації записується так

$$\overline{C} = C_1 - C/(C_1 - C_0) = \frac{1}{\pi} arctg\left[2\overline{y}/\left(1 - \overline{y}^2 - \overline{x}_1^2\right)\right], \qquad (12.33)$$

де $\overline{y} = \frac{y}{d}$, $\overline{x}_1 = \frac{x_1}{d}$.

З наближенням водозабору до межі солоних вод швидше виникає їх підтягування й зростає абсолютне значення максимальної мінералізації, але разом з тим інтенсивніше відбувається процес опріснення. З віддаленням водозабору від межі солоних вод підтягування їх відбувається за триваліший термін, зменшується максимальна мінералізація, але й повільніше йде самостійне опріснення.

Самостійне опріснення відображає такий процес, що відбувається автоматично: при роботі берегового водозабору заповнення запасів прісних підземних вод в пласті відбувається за рахунок поверхневих вод, які вторгаються в мінералізовані підземні води і витискують їх. В результаті цього збільшується площа прісних підземних вод і відбувається поповнення їх запасів.

Задача. Визначити відносну концентрацію на водозаборі при підтягуванні солоних вод з долини при $y_{p,p1}$.

Вихідні дані: d=360м, x_1 = 600 м;

Вирішення задачі: для $\overline{y} = \overline{y}_{P,P1} = \frac{y_{P1,P2}}{d}$; $y_{P,P1}$ визначається за (12.28) і дорівнює 480м, тоді $\overline{y}_{P,P1}$=1,3; $\overline{x}_1 = \frac{x_1}{d}$=1,7. Відносна концентрація розраховується за формулою (12.33) і дорівнює $\overline{C}$=0,36.

12.6 Інтрузія морських вод

Інтрузія, або проникнення морських вод, в горизонти прісних підземних вод є важливою гідрогеологічною проблемою для багатьох країн світу, які мають протяжну берегову лінію і де розвинуті промисловість і сільське господарство в прибережній зоні. Проникнення морських вод в прісні підземні води спостерігається як в природних умовах, так і при порушеному режимі підземних вод. У першому випадку інтрузія морських вод в пласті відбувається під впливом різниці густини

прісних та солоних вод, а також в результаті дії припливних і штормових явищ. У другому випадку, основним чинником, що зумовлює надходження морських вод у водоносні горизонти, є інтенсивний відбір підземних вод, який призводить до зниження їх рівня і захоплення морських вод областю живлення водозабору. Поряд з водовідбором формуванню інтрузії морських вод у водоносні горизонти сприяють: розкривні роботи, експлуатація родовищ твердих корисних копалин, осушення, експлуатація нафтових і газових родовищ, тобто всі види гірничих робіт, що призводять до порушення гідродинамічної і механічної рівноваги взаємозв'язаної системи «водоносні горизонти – море».

Основними видами інтрузії морських вод є проникнення морських вод безпосередньо у водоносний горизонт, нагін морських вод в річки та канали й подальша фільтрація з річок і каналів в горизонт ґрунтових вод. Крім того, надходження морських вод у водоносний горизонт може відбуватися шляхом їх перетікання через слабкопроникні відклади, літологічні «вікна», можливе проникнення по тріщинах та розломах.

До інтрузії схильні, перш за все, ґрунтові води і перші від поверхні напірні водоносні горизонти. Водоносні горизонти, які глибоко залягають, як правило, не піддаються проникненню морських вод.

Інтрузії морських вод сприяє: а) наявність річок і каналів, що сполучаються з морем і є одним з основних шляхів проникнення морських вод в глиб суші; б) порізаність берегової лінії, наявність заток, фіордів; в) безпосередній зв'язок морських вод з водоносним горизонтом; г) невелика витрата прісних вод, що розвантажуються в море; д) фільтраційна неоднорідність водоносного горизонту і його шаруватість.

Нагін морських вод у річки та канали відбувається під впливом вітрів, штормів, припливів. Дальність нагону морських вод залежить від витрати і уклону потоку річкових вод, ширини і глибини русла річки, тривалості та інтенсивності вітрів і припливів.

Швидкість просування по пласту морських вод, що вторглися, змінюється від декількох метрів до сотень метрів в рік. Середні значення швидкості інтрузії складають 50-80 м/рік. Просування солоних вод по пласту є циклічним процесом, при якому відносно короткі проміжки швидкого просування фронту солоних вод чергуються з уповільненням темпу його переміщення, тимчасовою стабілізацією і навіть частковим відступом. На швидкість переміщення солоних вод значною мірою впливають такі кліматичні чинники, як посуха і атмосферні опади; перші прискорюють процес інтрузії, другі уповільнюють. Межа між прісними підземними і морськими водами не є чіткою, вона розмита і утворює область, в межах якої відбувається перехід від мінералізації солоних морських вод до мінералізації прісних підземних вод.

Внаслідок великої густини морських вод вони проникають у водоносний горизонт прісних вод у вигляді «клина», витягнутого по

підошві пласта. Довжина такого клина може становити декілька кілометрів. При наявності відбору прісних вод довжина клина досягає десятків кілометрів.

Формування клина морських солоних вод в пласті прісних підземних вод можна схематизувати в залежності від урахування або неврахування різниці у густині прісних та солоних вод.

У тому й іншому випадку вважається, що потік прісних підземних вод розвантажується в море на береговій лінії. Швидкість фільтрації цього потоку береться постійною уздовж берега і дорівнює $V_{\hat{O}}$. Якщо різниця у густині не враховується, то прісні й солоні води розглядаються як система однакових за фізичними властивостями «різноколірних» рідин. Прісні підземні води, що розвантажуються в море, змішуються по всій потужності пласта з солоними морськими водами. В результаті змішування в прибережній зоні утворюються солонуваті води, межі яких співпадають з лінією виходу водоносного пласта в море, тобто з берегом моря. З віддаленням від берега мінералізація морських вод зростає і стає рівною первинній.

Таким чином, за мінералізацією морські води можна представити такими, що складаються з двох частин: безпосередньо до берега примикає обмежений по ширині шар солонуватих вод з концентрацією c'_1, а за ним розташовується безмежна по ширині область нерозбавлених морських вод з концентрацією c_1 (рис. 12.5). При вторгненні в пласт також утворюється система таких двох рідин – шару солонуватих вод (c'_1) і солоних вод (c_1), які йдуть після солонуватих. У цілому ряді випадків, особливо при невеликій витраті підземних вод, що розвантажуються, впливом опріснення за рахунок підземних вод можна нехтувати, і тоді до берега моря примикатимуть солоні морські води (c_1). *Проникнення і утворення клина морських вод в пласті прісних підземних вод, якщо їх густина вважається однаковою, відбувається тільки в результаті відбирання останніх. Надходження солоних вод до водозабору в цьому випадку можливе лише тоді, коли вододільна точка А області живлення водозабору зайде за лінію берега моря*. Ці умови були розглянуті в п. 12.2.

Граничний дебіт водозабору, при якому не відбуватиметься підтягування морських вод, визначається за формулою (12.14) для поодинокого водозабору.

Розглянемо формування в пласті клина морських вод з урахуванням відмінностей густина морських і прісних підземних вод. У відповідності з моделлю гравітаційної деформації межі розділу двох рідин із різною густиною, по підошві пласта пласта просувається клин більш важких морських вод.

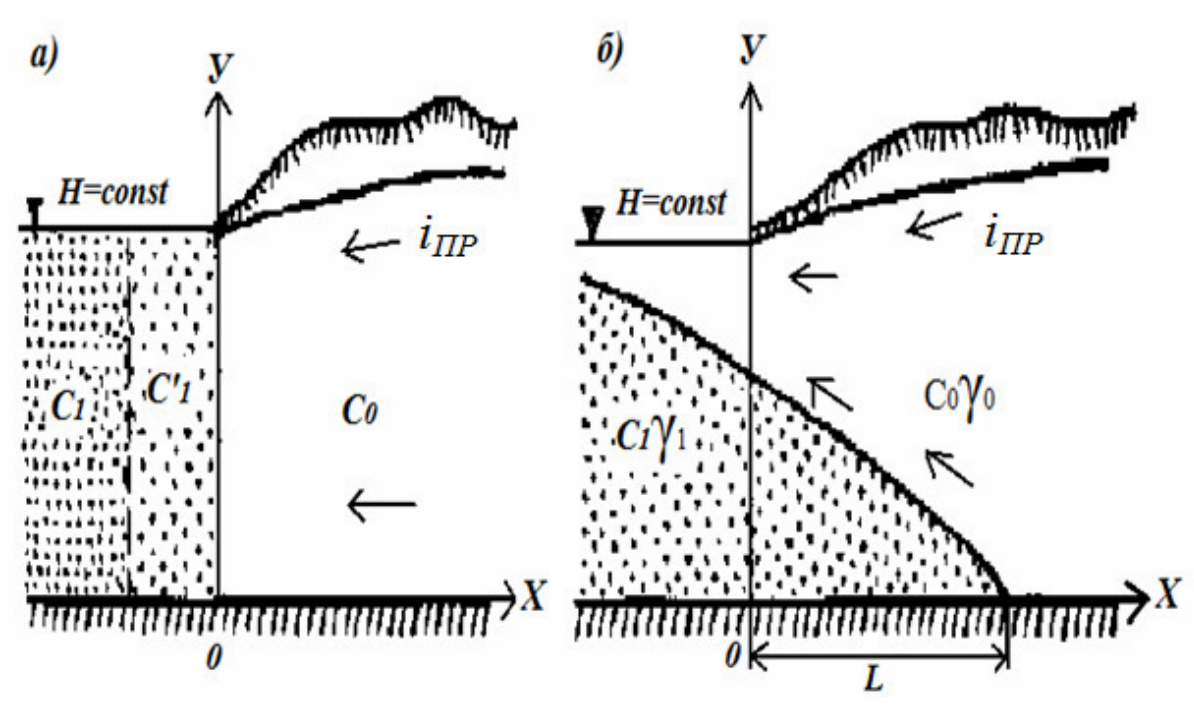

Рис. 12.5 – Умови контакту прісних підземних і морських вод в прибережному районі без урахування різниць у густині (а) та з її урахуванням (б).

В цьому випадку в пласті відбуватиметься рух двох протилежно спрямованих потоків: потік солоних морських вод усередину пласта і потік прісних підземних вод, що розвантажується в море. Оскільки прісні води легші, вони будуть рухатися у верхній частині водоносного горизонту і розвантажуватимуться в море над солоними водами. Руху вод усередину пласта підземних вод перешкоджатиме протилежно спрямований потік прісних підземних вод. *Чим більша різниця між густиною солоних і прісних вод і менша швидкість фільтрації (або уклон потоку) підземних вод, тим більша довжина клина солоних вод, що вторглися в горизонт прісних підземних вод*. І, навпаки, чим менша різниця між густиною рідин і більша швидкість фільтрації прісних підземних вод, що розвантажуються в море, тим менша довжина клина солоних вод в пласті.

Довжина L цього клина, відлічувана від берегової лінії, в умовах гідродинамічної рівноваги прісних і солоних вод приблизно характеризується залежністю

$$L = (\bar{\gamma} - 1) K_{\hat{O}} m / V_{\hat{O}} \qquad (12.34)$$

або з урахуванням того, що $V_{\hat{O}} = K_{\hat{O}} i_{\ddot{I}\eth}$,

$$L = (\bar{\gamma} - 1) m / i_{\ddot{I}\eth} , \qquad (12.35)$$

де $\bar{\gamma} = \gamma_1 / \gamma_0$ – співвідношення густини солоних і прісних вод; $K_{\hat{O}}$ – коефіцієнт фільтрації; $i_{\ddot{I}\text{Đ}}$ – уклон потоку прісних підземних вод в природних умовах; m – потужність водоносного горизонту.

Таким чином, різниця між густиною прісних і солоних вод на відміну від розглянутого вище випадку однакової густини зумовлює утворення клина солоних вод в пласті в природних умовах.

При водовідборі витрата прісних підземних вод, що розвантажуються в море, зменшується, а отже, зменшуються швидкість фільтрації і уклон потоку. Це призводить до порушення гідродинамічної рівноваги між прісними і солоними водами, який існував до початку водовідбору. Солоні води просуваються в глиб пласта до положення нової рівноваги, довжина клина збільшується в порівнянні з первинною.

Підставивши у вираз (12.35) значення уклону потоку в умовах відбору підземних вод, знайдемо довжину клина солоних вод при порушеному режимі водоносного горизонту. Слід зазначити, що в природних умовах клин солоних вод є смугою солоних вод однакової ширини L уздовж всієї берегової лінії. При водовідборі його конфігурація змінюється, і на тлі рівномірної по ширині смуги проникних солоних вод формуються «язики» цих вод, витягнуті у напрямку до водозабірних споруд.

Нехай прісні підземні води відбираються одиночною свердловиною. Водозабір розташовується на осі x на відстані d від берега моря; вісь y співпадає з лінією берега.

Довжину клина солоних вод у порушених водовідбором умовах можна визначити за формулою

$$L_D = \frac{(\bar{\gamma} - 1)m}{i_{\ddot{I}\text{Đ}} - \dfrac{Q}{2\pi kmd} \times \dfrac{1}{1 + \bar{y}}}, \qquad (12.36)$$

де $\bar{y} = y / d$.

Знаменник виразу (12.36) показує вплив відбору підземних вод в різних точках y на градієнт потоку. При $\bar{y} = 0$ знаходимо довжину клина по осі x:

$$L_{D_0} = \frac{(\bar{\gamma} - 1)m}{i_{\ddot{I}\text{Đ}} - Q/(2\pi kmd)}. \qquad (12.37)$$

Робота водозабору має розглядатися для умов підземного потоку, спрямованого до річки (моря). Із збільшенням водовідбору вододільна

точка A (див. рис. 12.2) області живлення водозабору зміщується у бік моря і одночасно клин морських вод подовжується в глиб пласта. Підтягування морських вод до водозабору можливе, коли клин солоних вод буде захоплений областю живлення водозабору, тобто якщо $x_A<L$ або

$$\sqrt{d^2 - Qd/(\pi m V_{\hat{O}})} < \frac{(\bar{\gamma}-1)m}{i_{ÏÐ} - Q/[2\pi m K_{\hat{O}} d(\bar{y}-1)]}. \qquad (12.38)$$

І навпаки, при $x_A \geq L$ підтягування морських вод до водозабору не відбудеться.

З умови (12.38) можна визначити граничний дебіт водозабору, при якому виключається підтягування морських вод:

$$Q_{ÃÐ} = \pi V_{\hat{O}} md - \pi(\bar{\gamma} - 1)^2 m^3 K_{\hat{O}} / {}^3{}_{ÏÐ}\, d\,. \qquad (12.39)$$

Порівнюючи вирази (12.39) і (12.14) для граничного дебіту без урахування відмінностей густини , можна встановити, що перший дебіт менший від другого на поправку, яка враховує відмінність густин. Коли густина морських і підземних вод дорівнюють одна одній, вираз (13.39) переходить в (13.14). Ця поправка залежить не тільки від відмінності у густинах, але й від потужності водоносного горизонту m та уклону природного потоку $i_{ПР}$.

Задача. Визначити граничний дебіт водозабору, при якому неможливе підтягування морських вод до водозабору.

Вихідні дані: m=35м; $\bar{\gamma} \approx 1{,}03$ (густина морської води не перевищує 1,03 г/см^3); d=300м, $i_{ПР} = 0{,}001$; $V_{Ф}$=0,01 м/д; $k_{Ф}$=0.001.

Розв'язання задачі: Розрахунки виконуємо за формулами (12.14) та (12.39). $Q_{ГР1} = 330$м^3 /доб та $Q_{ГР2} = 280$ м^3 /д.

Контрольні запитання.

1. Які водозабірні споруди називаються «досконалими», а які «недосконалими»?
2. Які умови вилучення води водозабором називаються «умовами басейну»?
3. Від яких чинників залежить концентрація шуканої речовини в «умовах басейну» для поодинокої свердловини?
4. Описати послідовність прогнозу зміни якості води на водозаборі з поодинокої свердловини для умов басейну.

5. У якому випадку можливе підтягування забруднених підземних і річкових вод до поодинокої свердловини в умовах потоку, спрямованого до річки?
6. Як формується якість відібраної води з поодинокої свердловини в умовах потоку, спрямованого від річки, коли вода у річці забруднена?
7. Дати визначення поняттю “інтрузія”.
8. За рахунок якого фактора може утворитися клин морської води у пласті, коли густини морських і прісних вод рівні?
9. За яких умов можливе надходження солоних вод до водозабору, у випадку, коли густина морських і прісних вод рівні?
10. За яких умов буде зростати клин солоних вод, що «вдираються» у горизонт прісних підземних вод, при урахуванні різниці в густинах морських і підземних вод?
11. Чому при водовідборі підземних вод довжина клина солоних вод у підземний водоносний горизонт зростає (при урахуванні різниці в густинах морських і підземних вод)?
12. Коли стає можливим підтягування морських вод до водозабору (при урахуванні різниці в густинах морських і підземних вод)?

СЛОВНИК ТЕРМІНІВ

Агресивні води – води, хімічний склад яких зумовлює руйнування металів та інших матеріалів.

Алювіальні води – води, які залягають у алювіальних відкладах сучасних та стародавніх долин.

Антропогенна вода – вода, склад якої зумовлений взаємодією природних та антропогенних компонентів.

Антропогенний вплив є впливом, який справляє господарська діяльність людини на довкілля та його ресурси, і, як правило, незворотно порушує склад і структуру екосистем.

Артезіанські води – напірні, пластові підземні води, обмежені водотривкими шарами.

Артезіанський пласт – водоносний пласт, обмежений зверху водонепроникним шаром. Тиск на верхній межі шару перевищує атмосферний.

Базис ерозії – висотна відмітка, яка визначає нижню межу врізання русла річки у земну поверхню.

Безнапірний рух ґрунтових вод – рух ґрунтових вод, при якому потік ґрунтових вод має вільну поверхню, яка називається депресивною.

Вода – найважливіший чинник для всього живого на Землі. Вода є постійним компонентом середовища організмів. Багато видів організмів живуть у воді, а ті що живуть на суходолі, значною мірою залежать від вмісту води у середовищі. Вода у житті організмів відіграє різну роль: входить до їх складу як основний компонент, бере участь у процесах обміну речовин з середовищем як розчинник і метаболіт тощо.

Вода артезіанська – підземна вода, що міститься між водонепроникними шарами у вигляді водяних лінз (озер). Якщо вода перебуває під значним гідростатичним тиском, то вона може вибиватися на поверхню або фонтанувати.

Вода в біосфері – екологічна найважливіша субстанція на Землі, яка становить основну масу всіх живих істот на планеті, тому життя без води неможливе. Хімічний склад крові, тканинної рідини та ін. близький до хімічного складу морської води, в якій зародилося життя. Загальна маса води, що міститься в живих організмах (рослинних і тваринних), досягає $2{,}5 \cdot 10^{12}$т (2,5 тис. км^3).

Вода зворотна – це вода, яка повертається за допомогою технічних споруд і засобів з господарської ланки у вигляді стічної, шахтної, кар’єрної чи дренажної води.

Вода очищена – вода, вміст домішок у якій не перевищує природного фону або певної допустимої величини.

Вода питна – вода, показники бактерій, органолептичних властивостей і ступеня хімічних речовин у якій перебувають у межах норм питного водопостачання.

Вода промислова – вода, ресурси і склад компонентів якої достатні для використання цих компонентів у промислових масштабах.

Вода стічна – це вода, яка утворилася в процесі господарсько-побутової та виробничої діяльності (крім шахтної, кар'єрної чи дренажної води), а також відведена із забудованої території, на якій вода утворилась внаслідок випадання атмосферних опадів.

Вода технічна – вода, за винятком питної, мінеральної і промислової, придатна для використання в народному господарстві.

Вода умовно чиста – 1) вода, незабруднена понад встановлений рівень, або в якій завдяки додаванню чистої води концентрація забруднювальних речовин доведена до дозволеного законодавством рівня; 2) стічні води, спускання яких без очищення у водойми не спричиняє порушення норми якості води в місцях водокористування.

Вода чиста – вода, яка не містить забруднювальних речовин. З санітарного погляду вода чиста не спричиняє погіршення здоров'я людини. Вода чиста – нерідко умовне, суб'єктивне поняття, оскільки в ній можуть міститися речовини і мікроорганізми, недопустимі для одних людей і цілком придатні для інших (в одних вони викликають, в інших – не викликають хворобливий стан).

Води вадозні – підземні води, що містяться у порах, шпарах та порожнинах верхніх шарів земної кори і беруть участь у загальному кругообігу води на Землі. Деяка частина вод вадозних формується з атмосферних опадів.

Води ґрунтові – підземні води першого від поверхні землі постійного водоносного горизонту. Утворюються в основному за рахунок інфільтрації (просочування) води атмосферних опадів, річок, озер, ставків, каналів, а також за рахунок конденсації водяної пари. Подекуди запаси ґрунтової води поповнюються висхідними водами глибших шарів.

Води дренажні – поверхневі або підземні води, які збираються дренажними спорудами і відводяться в інше місце.

Води підземні – води, які містяться в ґрунті та геологічних породах земної кори у будь-яких фізичних станах, включаючи хімічно зв'язану воду.

Води поверхневі – води, які тимчасово чи постійно перебувають на земній поверхні як водні об'єкти будь-якого (твердого, рідкого) фізичного стану. До вод поверхневих належать води річок, тимчасових водотоків, озер, водосховищ, ставків, тимчасових водойм, боліт, льодовиків, зледенінь та снігового покриву.

Води прісні – води з вмістом розчинних солей до 1 г/см^3 (залежно від хімічного складу).

Води солоні – води з різним вмістом розчинних солей: слабко солоні – містять 3-10 г/ $см^3$ розчинних солей, солоні і дуже солоні – 190-50 г/ $см^3$, розсоли (ропа) – понад 50 г/ $см^3$ розчинних солей.

Води термальні – нагріті або навіть перегріті води з температурою понад 100 ^oC. Води, які природно виливаються із земних надр або добуваються із свердловин.

Водний переріз – поперечний переріз водного потоку.

Водовідведення – це повернення води водокористувачами після її використання у виробничих процесах, у комунальному господарстві. Зворотні води кількісно визначаються різницею між використанням свіжої води і безповоротними втратами.

Водокористувачі – це галузі господарства, які не забирають воду з водного об'єкта або ж забирають її на короткий час і знов повертають; при цьому може змінюватись режим водойми (гідроенергетика, водний транспорт, рибне господарство).

Водоносність річки – кількість води, яка переноситься річкою в середньому за рік.

Водоспоживачі - це галузі господарства, які забирають воду з водного об'єкта і зовсім її не повертають, або ж повертають в іншому місті, меншу кількість та зміненої якості (зрошуване землеробство, комунальне і промислове водопостачання, теплоенергетика).

Забруднювальна речовина – це будь-яка хімічна речовина, тепло чи біологічний вид, який в результаті господарської діяльності людини потрапляє у водний об'єкт чи утворюється в ньому у кількостях, що виходять за природні граничні коливання чи середній природний фон і спричиняють погіршення якості води.

Засмічення вод – накопичення у природних об'єктах сторонніх предметів.

Екологічний ризик – можливість виникнення змін екосистеми, які призводять до її деградації, зникнення чи переходу до стану, який загрожує здоровю населення і втраті господарського значення.

Ізотропні ґрунти – ґрунти, фільтраційні властивості яких не залежать віл напряму руху підземних вод.

Каналізація – комплекс інженерних споруд, призначений для забору, вилучення та очищення стічних вод.

Коефіцієнт підземного стоку – відношення величини стоку підземних вод до кількості опадів, які випали за розглядуваний проміжок часу.

Коефіцієнт підземного живлення – відношення витрати підземного стоку до загального річного стоку.

Крива інфільтрації – зменшення у часі інфільтрації води у ґрунт.

Коптаж – використання джерела та запобігання його забрудненню.

Напірний рух ґрунтових вод – рух ґрунтових вод, при якому потік ґрунтових вод обмежений зверху водонепроникною поверхнею. Тиск на цій межі більший від атмосферного.

Нітрифікація води – процес окислення азоту, аміаку до нітратів і нітритів.

Оборотне водопостачання – це система водопостачання, в якій використана вода після відповідної обробки і охолодження знову використовується в тому самому технологічному процесі.

Однорідні ґрунти – ґрунти із властивостями, однаковими у всіх напрямках простору.

Оцінка ризику – науково обґрунтоване судження відносно можливості несприятливої події і розмірів її несприятливих наслідків.

Оцінка екологічного ризику – науково обґрунтоване судження відносно можливості і розмірів несприятливих змін екосистем чи їх компонентів при певних антропогенних навантаженнях на неї.

Підземні води – води, що знаходяться у земній корі у всіх фізичних станах

Підземне живлення річок – приплив підземних вод у водотоки та водойми.

Питома вага ґрунту – відношення ваги зразка ґрунту до його об’єму в природних умовах.

Підруслові води – підземні води у крихких або корінних породах, що складають русло.

Поверхня депресивна – вільна поверхня фільтраційного потоку.

Поля фільтрації – ділянки землі, на яких відбувається біологічне очищення стічних вод.

Прямоточне водопостачання – це подача води користувачу з подальшим відведенням у водний об’єкт.

Ризик – можливість несприятливої події.

Ресурси виснажені – види природних ресурсів, кількість яких зменшилася під впливом людської діяльності до такої міри, що подальша їх експлуатація є економічно нераціональною або загрожує повним зникненням.

Ресурси вичерпні – природні ресурси, пряма чи опосередкована експлуатація яких може призвести до їх виснаження.

Свіжа вода – вода, яку забирають з водного об’єкта водокористувачі.

Типи підземного живлення річок – характерні співвідношення річкових та підземних вод, які визначають динаміку надходження підземних вод у річки.

Турбулентний рух – рух, при якому частинки рідини мають хаотичні траєкторії.

Уклон водної поверхні – падіння напору на одиницю довжини потоку.

Уклон подовжній – уклон в напрямку динамічної осі русла.

Фільтрація – рух рідини у пористому середовищі, стадія просочування води у ґрунт, при якій рух відбувається в основному під дією ваги.

Фільтраційні властивості породи – здатність породи пропускати крізь себе воду.

Якість води – це поєднання хімічного і біологічного складу та фізичних властивостей води, яке зумовлює її придатність для водокористування. Установлені значення показників якості води (фізичні, хімічні та біологічні) називаються нормами якості води і відповідають певним стандартам.

ІМЕННИЙ ПОКАЖЧИК

Бабинець А.Є.	26
Бефані А.М.	40, 41, 44
Вернадський В.І.	47
Глухов І.Г.	101
Горєв Л.М.	40
Дарсі Анрі	17, 18
Дюпюі	19
Дробноход М.І.	26
Дублянський В.Н.	100
Зуєв В.Ф.	99
Іванов Б. Н.	100
Ігнатович М.	29
Каменський Г.М.	20
Ланге О.К.	26
Лічков Б.Л.	26
Лучицький В.І.	26
Львов Є.В.	100
Маков К.І.	26
Паллас П.С.	99
Пекле	123
Пеляшенко В.І.	40
Попов О.В.	40
Руденко Ф.А.	26
Тейса	132
Толстіхін Н.І.	26
Ферсман О.Є.	47
Шестопалов В.М.	26

ЛІТЕРАТУРА

1. Атлас геологія і корисні копалини України/ За ред.. Л.С. Галицького; Інститут геологічних наук НАН України, УІЦПТ. Київ: "Геос –XXI століття", 2001. 168 с.
2. Бесєда М.І. До питання про найбільш раціональний спосіб виведення вугільних шахт із експлуатації в Донбасі//Інформаційний бюлетень про стан геологічного середовища України (2001-2002 рр.). 2003. Вип. 19. С.142-147.
3. Бефани А.Н., Мельничук О.П. Расчет нормы стока временних водотоков и горных Украинских Карпат // Труды УкрНИГМИ / Л.: Гидрометеоиздат, 1967. Вып.69. С.105-131.
4. Бочевар Ф.М., Лапшин Н.Н., Орадовская А.Е. Защита подземных вод от загрязнения. М.: Недра, 1979. 254 с.
5. Водне господарство в Україні / За ред. А.В.Яцика, В.М. Хорєва. К.: Генеза, 2000. 540 с.
6. Гідрогеологічний щорічник про стан підземних вод України за 2006 р. / ред. рада Пишна Н.Г., Блінова М.М., Лиханька О.А. та ін. Київ: Геоінформ України, 2007. 109 с.
7. Гідроекосистема Криворізького басейну – стан і напрямки поліпшення/ Багрій І.Д. та ін. Киїі: Фенікс, 2005. 216 с.
8. Гидрохимическое картирование с применением вероятносно статистических методов. / Под. общ. ред. В.И.Пеляшенко. Киев: Вища школа, Головное издательство, 1979. 100с.
9. Гольдберг В.М. Взаимосвязь загрязнения подземных вод и природной среды. / Л.: Гидрометеоиздат, 1987. 248с.
10. Гольдберг В.М. Гидрогеологические прогнозы качества подземных вод на водозаборах. М.:Недра, 1976. 152с.
11. Державні санітарні норми та правила. «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною»: ДСанПіН 2.2.4-171-10. – [Чинний від 2010-05-12]. Київ, 2010. 36 с.
12. Загальна гідрологія: підручник / В.К. Хільчевський та ін. Київ: Вилавничо-поліграфічний центр "Київський університет",2008. 399с.
13. Зубова Л.Г., Зубов А.Р., Воробьев С.Г., Сиволап С.И., Хараламова А.В., Зубов А.А. Оптимизация терриконовых ландшафтов. Луганск: издательство ВНУ им. В.Даля, 2010. 208с.
14. Інформаційний бюлетень про стан геологічного середовища України. Вип. 17, 18. Київ: УкрДГРІ, 2000, 2001.
15. Камзист Ж.С., Коротких И.В., Фролов А.Ф. Основы гидрогеологии и инженерной геологии. М.: Недра, 1988.
16. Камзіст Ж.С., Шевченко О.Л. Гідрогеологія України. Навчальний посібник. Київ. Фірма "Інкос", 2009. 612 с.

17. Константинов Н.М., Петров Н.А., Высоцкий Л.И. Гидравлика, гидрология, гидрометрия / Ч.II. Под ред. Н.М. Константинова. М.: Высшая школа, 1987. 431 с.
18. Коротун І.М., Коротун Л.К., Коротун С.І. Природні умови та ресурси України: Навч. посібник. Рівне: 2000. 192 с.
19. Куделин Б.И. Принципы региональной оценки естественных ресурсов подземных вод. М.: МГУ, 1960. 344с.
20. Лущик А. В. Проблеми раціонального використання запасів прісних підземних вод в районі степового Криму. // Журн. «Водні ресурси» 1976, № 4.
21. Минкин Е.Л. Взаимосвязь поверхностных и подземных вод и ее значение при решении некоторых гидрогеологических и водохозяйственных задач. М.: Стройиздат, 1973. 123с.
22. Морозов П.Н. Подземный сток и методы его определения (конспект лекций). Л.: Ленинградский гидрометеорологический институт. 1975. 60 с.
23. Мусієнко М.М., Серебряков В.В., Брайон О.В. Екологія. Охорона природи. Словник-довідник. Київ: Товариство Знання. КОО, 2002. 550 с.
24. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні в 2005 році. / Балога В.І., Ігнатенко П.М., Патон Б.Є. та ін.. Київ: 2006. 242 с.
25. Савицький В.М., Хільчевський В.К., Чунарьов О.В., Яцюк М.В. Відходи виробництва і споживання та їх вплив на грунти і природні води. Київ: Видавничо-поліграфічний центр “Київський університет”, 2007. 152с.
26. Сафранов Т.І. Екологічні основи природокористування. Навч. пос. Львів: Новий світ, 2003. 248 с.
27. Селезньова Л.В., Балан Г.К. Гідрогеологія: Конспект лекцій. Одеса: Екологія, 2008. 95 с.
28. Сорокин В.Г. Средний многолетний сток орошаемых районов юга Европейской территории Советского союза // Меж вед.научн.сб. Метеорология, кліматологія и гідрологія. Одеса. 1974. С.121–129.
29. Стан техногенної та природної безпеки в Україні в 2001 році. / Дурдинець В.В., Патон Б.Є. та ін. Київ. 2002. 252 с.
30. Хільчевський В.К. Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти. Київ: Київський університет.1999р. 319 с.
31. Чеботарев А.И. Гидрологический словарь. Ленинград. Гидрометеоиздат, 1978. 308 с.
32. Шестаков В.М. Основы миграции подземных вод и ее практическое приложение // Воздействие хозяйственных мероприятий на подземный сток. Москва, 1972. С.43-77.
33. Шестаков В.М. Основы теории миграции подземных вод и ее практические приложения // Воздействие хозяйственных мероприятий

на подземный сток. Москва: Международные высшие курсы ЮНЕСКО. 1972. С.43-77.
34. Шестаков В.М. Теоретические модели переноса загрязнения в подземных водах. // В кн.Научные основы изученя и охраны подземных вод. Ч.2. Москва,1980. С.43-69.
35. Шестопалов В.М., Руденко Ю.Ф., Гудзенко В.В., Макаренко А.Н. Водообмен в гидрогеологической структуре Киевской городской агломерации и миграции радионуклидов // Водообмен в гидрогеологических структурах и Чернобыльская катастрофа. Ч. 1., Киев: «Карбон ЛТД», 2001. С. 127 -160.
36. Шестопалов В.М., Огняник Н.С., Дробноход Н.И. и др. Водообмен в гидрогеологических структурах Украины: Водообмен в нарушеных условиях. Київ: Наукова думка, 1991. 528 с
37. Шерстюк Н.П., Хільчевський В.К. Особливості гідрохімічних процесів у техногенних та природних водних об’єктах Кривбасу. Дніпропетровськ: Тов. Акцент III, 2012. 263 с.
38. Экология города /Общ ред. Ф.В. Стольберга. Киев: Либра, 2000. 464 с.