

STUDIUL ȘI MODELAREA PROCESELOR DE DEFERIZARE A APELOR SUBTERANE PRIN METODE SUBTERESTRE DIRECTE (ÎN SITU)

Teză destinată obținerii
titlului științific de doctor inginer
la
Universitatea "Politehnica" din Timișoara
în domeniul INGINERIE CIVILĂ
de către

Ing. ALINA IRINA GÎRBACIU

Conducător științific:
Referenți științifici:

prof.univ.dr.ing. Ioan David
prof.univ.dr.ing. Alexandru Mănescu
prof.univ.dr.ing. Mihai Dima
prof.univ.dr.ing. Ion Mirel

Ziua susținerii tezei: 7.12.2007

Seriile Teze de doctorat ale UPT sunt:

- | | |
|------------------------|---|
| 1. Automatică | 7. Inginerie Electronică și Telecomunicații |
| 2. Chimie | 8. Inginerie Industrială |
| 3. Energetică | 9. Inginerie Mecanică |
| 4. Ingineria Chimică | 10. Știința Calculatoarelor |
| 5. Inginerie Civilă | 11. Știința și Ingineria Materialelor |
| 6. Inginerie Electrică | |

Universitatea „Politehnica” din Timișoara a inițiat seriile de mai sus în scopul diseminării expertizei, cunoștințelor și rezultatelor cercetărilor întreprinse în cadrul școlii doctorale a universității. Seriile conțin, potrivit H.B.Ex.S Nr. 14 / 14.07.2006, tezele de doctorat susținute în universitate începând cu 1 octombrie 2006.

Copyright © Editura Politehnica – Timișoara, 2007

Această publicație este supusă prevederilor legii dreptului de autor. Multiplicarea acestei publicații, în mod integral sau în parte, traducerea, tipărirea, reutilizarea ilustrațiilor, expunerea, radiodifuzarea, reproducerea pe microfilme sau în orice altă formă este permisă numai cu respectarea prevederilor Legii române a dreptului de autor în vigoare și permisiunea pentru utilizare obținută în scris din partea Universității „Politehnica” din Timișoara. Toate încălcările acestor drepturi vor fi penalizate potrivit Legii române a drepturilor de autor.

România, 300159 Timișoara, Bd. Republicii 9,
tel. 0256 403823, fax. 0256 403221
e-mail: editura@edipol.upt.ro

Cuvânt înainte

Teza de doctorat a fost elaborată pe parcursul activității mele în cadrul Facultății de Hidrotehnică Timișoara sub îndrumarea directă a domnului prof. univ. dr. ing. Ioan David și cu sprijinul Regiei autonome de apă și canal, Aquatim, Timișoara. Lucrarea se dorește a fi un ghid util pentru elaborarea și utilizarea unei instalații, folosită pentru efectuarea modelării proceselor de curgere și de transport în decursul procesului de tratare în situ, dar și pentru determinarea parametrilor specifici ai solului, ai capacității de transport, porozitatea efectivă n_e , dispersia α și adsorbția de oxigen și fier.

Mulțumiri deosebite se cuvin conducătorului de doctorat prof. univ. dr. ing. **IOAN DAVID**, pentru înalta și atenta competența cu care am fost îndrumată pe întreaga durată a elaborării tezei, comisiei de doctorat având în componența sa pe domnul prof. univ. dr. ing. **Michael Ion**, decanul Facultății de Hidrotehnică de la Universitatea "Politehnica" din Timișoara, domnului prof. univ. dr. ing. **Alexandru Mănescu** din cadrul Universității Tehnice de Construcții București, domnului prof. univ. dr. ing. **Mihai Dima** din cadrul Universității „Gheorghe Asachi” din Iași precum și domnului prof. univ. dr. ing. **Ion Mirel** din cadrul Universității "Politehnica" din Timișoara, pentru străduința de a analiza lucrarea și efortul de a participa la susținerea publică a tezei.

De asemenea, doresc să mulțumesc colectivului catedrei de Hidraulică Inginerie Sanitară și Gospodărirea Apei de la Facultatea de Hidrotehnică, firmei **Hach** precum și **conducerii Regiei autonome de apă și canal Aquatim** Timișoara pentru sprijinul și înțelegerea acordată.

Multe mulțumiri **familiei** pentru susținerea oferită.

Timișoara, decembrie 2007

Ing. Alina Irina Gîrbaciu

Gîrbaciu, Alina Irina

Studiul și modelarea proceselor de deferizare a apelor subterane prin metode subterestre directe (în situ)

Teze de doctorat ale UPT, Seria 5 Nr. 16 Editura Politehnica, 2007, 184 pagini, 164 figuri, 27 tabele.

ISSN: 1842-581X

ISBN: 978-973-625-558-8

Cuvinte cheie:

deferizarea apei subterane, deferizarea în situ, tehnologii de deferizare clasice, tehnologii de deferizare în situ, zona de oxidare, mecanisme de tratare, modelare hidraulică.

Rezumat,

Această lucrare abordează într-un mod original metodele de deferizare clasice (filtre rapide) dar și metodele de deferizare in situ, prezentând tot odată avantajele și dezavantajele acestora. Pentru a se concretiza practic procesele teoretice descrise în capitolele de început, în cea de-a doua parte a lucrării s-a realizat o instalație experimentală cu ajutorul căruia se poate realiza o modelare a proceselor de curgere și de transport ce stau la baza deferizării și demanganizării în situ.

Cu ajutorul acestei instalații se poate estima și eficiența deferizării apei folosind procedeul in situ.

		Pag.
1	Introducere	5
1.1	Importanța apelor subterane	5
1.2	Importanța îndepărtării fierului din apa subterană	13
1.3	Prescripții și normative	15
2	Bazele matematice ale mișcării și transportului fluidelor în acvifere	16
2.1	Principalele caracteristici ale mediului poros	16
2.2	Mărimi fizice caracteristice mediului poros	20
2.3	Ecuatii fundamentale ale curgerii fluidelor în medii poroase	21
2.3.1	Ecuatia de continuitate	21
2.3.2	Ecuatia de mișcare, legea lui Darcy și generalizări ale legii lui Darcy	24
2.4	Procese fizico - chimice de transport	28
2.5	Ecuatii de bază ale proceselor de transport în acvifere	37
2.6	Metode de rezolvare a ecuației de transport	44
2.6.1	Metode analitice	44
2.6.2	Metode numerice de rezolvare a ecuației de transport	50
3	Stadiul actual al proceselor de deferizare a apei subterane prin tehnologii clasice	55
3.1	Procesele fizico-chimice de deferizare a apei	55
3.2	Factori fizico-chimici care influențează procesele de deferizare și demanganizare a apei subterane	57
3.3	Reacții care au loc în cadrul proceselor de deferizare demanganizare a apei subterane	63
3.4	Metode de îndepărtare a fierului și manganului din apă	65
3.4.1	Precipitarea, urmată de filtrare	65
3.4.2	Reținerea pe schimbători de ioni	65
3.4.3	Stabilizarea cu agenți de dispersie	66
3.5	Scheme și instalații tehnologice clasice de deferizare și demanganizare a apei	67
3.5.1	Scheme tehnologice clasice	67
3.5.2	Instalații tehnologice clasice	69
3.5.2.1	Procedeul de oxidare prin aerul atmosferic	69
3.5.2.2	Procedeul de deferizare prin dublă filtrare	73
3.5.2.3	Procedeul de oxidare cu reactivi chimici	74
3.5.2.4	Procedeul cu mase cationice	75
4	Stadiul actual al proceselor de deferizare a apei subterane prin metode directe (în situ)	76
4.1	Metoda de tratare in situ a apei subterane	76
4.2	Mecanisme de tratare	83
4.2.1	Procese fizico-chimice	83
4.2.2	Procese microbiologice	86
4.3	Compararea proceselor de deferizare și demanganizare supraterană cu deferizarea și demanganizarea subterană	88

4.4	Stadiul cunoașterii	91
5	Bazele teoretice pentru modelarea proceselor de deferizare	92
5.1	Ecuția de baza în cazul transportului radial simetric	92
5.1.2.	Metode de stabilire a porozității efective	93
5.1.3.	Metode de stabilire a dispersiei	94
5.1.4.	Metode pentru stabilirea ratei de adsorbție a substanțelor dizolvate în freatic	96
5.1.5.	Metode de stabilire a coeficientului de eficiență	100
5.2.	Ecuția de baza în cazul transportului unidimensional	103
5.2.1.	Metode de stabilire a porozității efective	103
5.2.2.	Metode de stabilire a dispersiei	103
5.2.3.	Metode pentru stabilirea ratei de adsorbție a substanțelor dizolvate în freatic	105
5.2.4.	Metode de stabilire a coeficientului de eficiență	107
5.3.	Efectuarea modelării curgerii	110
5.3.1	Instalație la scară redusă pentru simularea proceselor de tratare subterană	110
6	Cercetări experimentale	118
6.1.	Considerații generale și obiectivul lucrării	118
6.2.	Proiectarea și realizarea standului experimental	120
6.3.	Funcționarea ciclică a instalației	124
6.4.	Aparate de măsură folosite pentru determinarea concentrațiilor de fier, oxigen și sare din apă	125
6.5.	Metoda de prelucrare a măsurătorilor și de prognozare a coeficientului de eficiență EGK	127
6.5.1.	Pornirea programului și introducerea datelor	127
6.5.2.	Determinarea porozității și a dispersiei	128
6.5.3.	Determinarea adsorbției de oxigen	129
6.5.4.	Evoluția concentrației de fier	129
6.5.5.	Determinarea eficienței tratării	130
6.5.6.	Raport final	131
6.6.	Rezultatele cercetării experimentale	132
6.6.1.	Determinarea coeficientului de filtrație (k) în corpul de probă	132
6.6.2.	Determinarea porozității efective în corpul de probă	136
6.6.3.	Determinarea coeficientului de dispersie în corpul de probă	138
6.6.4.	Determinarea ratei de adsorbție a oxigenului în corpul de probă	138
6.6.5.	Determinarea ratei de adsorbție a fierului în corpul de probă	145
6.6.6.	Stabilirea coeficientului de eficiență (EGK)	150
7	Concluzii generale	152
7.1.	Conținutul lucrării	153
7.2.	Contribuții personale	155
7.3.	Recomandări și perspective	156
8	Bibliografie	157
9	Anexe	165

1. Introducere

1.1. Importanța apelor subterane

Scurtă prezentare a circuitului apei

Circuitul apei nu are un punct fix, clar de plecare, dar putem să începem cu oceanele. Soarele, care este "motorul" circuitului apei, încălzește apa din oceane, care se evaporă ajungând în aer sub forma de vapori. Curenții de aer ascendenți transportă vaporii în atmosferă, unde temperaturile mai scăzute determină condensarea vaporilor sub formă de nori. Curenții de aer deplasează norii pe tot globul, particule de nor se ciocnesc, cresc în dimensiuni și cad sub formă de precipitații. O parte a precipitațiilor cade sub forma de zăpadă și se poate acumula în calote glaciare și ghețari.

Zăpada aflată în zone cu o climă mai blândă se topește când vine primăvară, iar apa rezultată se scurge pe suprafața solului. Cea mai mare parte a precipitațiilor cade înapoi în oceane sau pe sol, unde, datorită gravitației se scurge în continuare pe suprafața solului ca scurgere de suprafață. O parte din această scurgere de suprafață intră în albia râurilor, curentul de apă deplasându-se către oceane.

Scurgerea de suprafață și exfiltrațiile din apa subterană, se acumulează ca apă în lacuri și râuri. Totuși nu toată apa provenită din scurgere ajunge în râuri. O mare parte a acesteia se infiltrează în sol. O parte din aceasta apă rămâne în apropierea suprafeței solului și se poate infiltra înapoi în corpurile de apă de suprafață (și în ocean) sub forma de scurgere de apă subterană (descărcare acvifer). O parte din apa subterană găsește fisuri în suprafața pământului și iese la suprafață sub forma de izvoare cu apa dulce. Apa din acviferul freatic (apa subterană de adâncime mică) este asimilată de rădăcinile plantelor și se întoarce înapoi în atmosferă prin evapotranspirația de pe suprafața frunzelor. O altă parte a apei infiltrate în pământ ajunge la adâncimi mai mari și reîmprospătează acviferele de adâncime (zona subterană saturată), care înmagazinează cantități imense de apă dulce pe perioade îndelungate. Totuși, în timp, această apă se deplasează, o parte urmând să reintre în ocean, unde circuitul apei "se termina".... și "reîncepe".

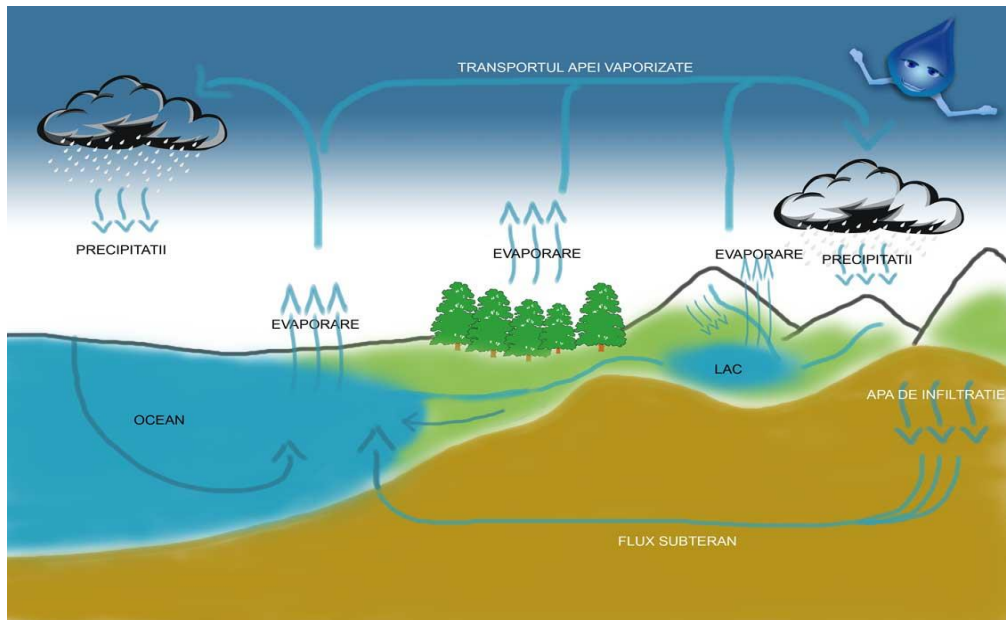


Fig.1.1. Circuitul apei în natură

Oriunde în lume, o cantitate din apa ce cade pe suprafața solului sub forma de ploaie și zăpada se infiltrază în subsol și roca. Cantitatea de apă infiltrată depinde de o serie de factori. Infiltrația precipitațiilor ce cad pe calota glaciara din Groenlanda poate fi foarte mică, în timp ce un curs de apă poate dispărea direct în subteran, așa cum se prezintă în figura următoare unde un râu dispare într-o peșteră din Georgia, USA. [95]



Unele ape infiltrate vor rămâne în primul strat de la suprafața solului, de unde pot intra într-un curs de apă prin malurile acestuia. O parte din cantitatea de

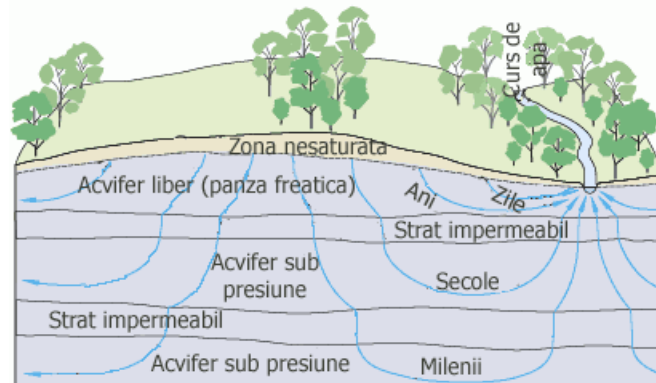
apă se poate infiltra mai adânc realimentând acviferele subterane. Dacă acviferele nu sunt prea adânci și sunt suficient de poroase astfel încât să permită apei să circule liber prin ele, oamenii pot săpa fântâni în acvifer pentru a folosi apa în scopuri proprii. Apa poate străbate distanțe considerabile sau poate rămâne în depozitul de ape subterane pentru perioade lungi de timp, reîntorcându-se la suprafață sau descărcându-se în alte corpuri de apă cum ar fi râurile și oceanele. [95]

Apa din sol



Pe măsură ce precipitațiile se infiltrază în sol, se formează în general o zonă nesaturată și o zonă saturată. În zona nesaturată există o anumită cantitate de apă prezentă în micile goluri din sol, dar acesta nu este saturat. În partea de sus a zonei nesaturate, solul prezintă fisuri create de rădăcinile plantelor pe unde precipitațiile se pot infiltra. Apa din această zonă a solului este folosită de plante. Dedesubtul zonei nesaturate există o zonă saturată unde apa umple complet golurile dintre roca și particulele de sol. Oamenii pot săpa fântâni în această zonă pentru a pompa apa. [95],[96]

Apa care curge în subteran



După cum arată această diagramă, direcția și viteza mișcării apelor subterane sunt determinate de multitudinea de caracteristici ale acviferelor și straturilor impermeabile (roca densă prin care apa pătrunde cu dificultate) din

pământ. Mișcarea apelor subterane depinde de permeabilitatea (cât de ușor sau greu poate apa să se deplaseze) și de porozitatea (volumul golurilor din material) rocilor de la suprafață. Dacă roca permite apei să se miște relativ ușor prin ea atunci apa subterană poate străbate distanțe semnificative într-un interval de ordinul zilelor. Dar apa subterană se poate, de asemenea, scurge pe verticală, în acvifere de adâncime, de unde are nevoie de mii de ani să revină la suprafață. [95]

Apa înmagazinată, ca parte a circuitului apei

Cantități mari de apă sunt înmagazinate în pământ.

Apa circulă în subteran, dar foarte lent și se considera încă parte componentă a circuitului apei. O mare parte a apei subterane provine din precipitațiile care se infiltrează de la suprafața solului. Stratul superior al solului reprezintă zona nesaturată, unde apa este prezentă în cantități variabile care se pot schimba în timp, dar care nu saturează solul. Sub acest strat este zona saturată, unde totalitatea porilor, crăpăturilor și spațiilor dintre particulele de rocă sunt saturate cu apă. Termenul de apă subterană este folosit pentru a descrie această zonă. Alt termen pentru ape subterane este acela de "acvifer". Acviferele reprezintă un depozit imens de apă, iar viața de zi cu zi a oamenilor de pe tot globul depinde de aceste ape subterane. [95],[96]

Distribuția apei la nivelul globului

Pentru o explicație detaliată a distribuției apei pe Pământ, consultați graficul și tabelul cu date de mai jos. Observați cum rezerva mondială de apă este de 1.386 milioane km³ de apă, peste 96% fiind apă sărată.

Mai departe, din totalul de apă dulce, peste 68% este blocată în gheața și ghețari, iar 30% din apa dulce sunt prezente în subteran. Sursele de apă dulce de suprafață, cum ar fi râurile și lacurile, însumează doar 93.100 km³, care reprezintă aproximativ 1/700 dintr-un procent din totalul de apă.

Totuși, râurile și lacurile reprezintă sursele principale pentru apă folosită zilnic de oameni. [95],[96]

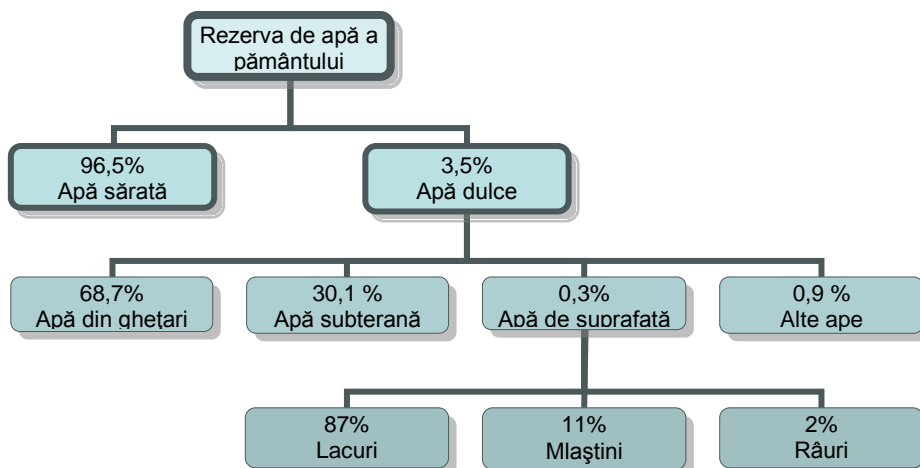


Fig.1.2. Evidențierea procentuală a rezervei de apă a pământului

Tab.1.1. Estimarea distribuției apei pe glob

Sursa de apa	Volumul apei în mile ³	Volumul apei în km ³	Procentul din totalul de apa dulce	Procentul din totalul de apa
Oceane, mari și golfuri	321,000,000	1,338,000,000	--	96.5
Calote glaciare, Ghețari și zăpada permanenta	5,773,000	24,064,000	68.7	1.74
Apa subterana	5,614,000	23,400,000	--	1.7
Dulce	2,526,000	10,530,000	30.1	0.76
Sărata	3,088,000	12,870,000	--	0.94
Umiditatea din sol	3,959	16,500	0.05	0.001
Gheata permanenta și nepermanentă din sol	71,970	300,000	0.86	0.022
Lacuri	42,320	176,400	--	0.013
cu apa dulce	21,830	91,000	0.26	0.007
cu apa sărăta	20,490	85,400	--	0.006
Atmosfera	3,095	12,900	0.04	0.001
Apa din mlaștini	2,752	11,470	0.03	0.0008
Râuri	509	2,120	0.006	0.0002
Apa biologică	269	1,120	0.003	0.0001
Total	332,500,000	1,386,000,000	-	100

Sursa: Water resources. In Encyclopedia of Climate and Weather, 1996, editata de S. H. Schneider, Oxford University Press, New York, vol. 2, pp.817-823.

Resursele de apă teoretice și tehnic utilizabile din țară

Resursele de apă ale României sunt constituite din apele de suprafață –râuri, lacuri, fluviul Dunărea – și ape subterane. Resursele de apă potențiale și tehnic utilizabile pentru anul 2004 se prezintă în tabelul nr.1.2. [96]

Sursa de apă Indicator de caracterizare	Total mii.mc.
A Râuri interioare	
1. Resursa teoretică	40.000.000
2. Resursa existentă potrivit gradului de amenajare a bazinelor hidrografice*	14.143.318
3. Cerința de apă a folosințelor, potrivit capacităților de captare aflate în funcțiune	3.398.436
B Dunăre (direct)	
1. Resursa teoretică (în secțiunea de intrare în țară) **	85.000.000
Resursa utilizabilă în regim actual de amenajare	20.000.000
2. Cerința de apă a folosințelor potrivit capacităților de captare aflate în funcțiune***	3.159.083
C Subteran	
1. Resursa teoretică	10.300.000
din care:	
- ape freatice	4.500.000
- ape de adâncime	5.800.000
2. Resursa utilizabilă	5.998.000
3. Cerința de apă a folosințelor potrivit capacităților de captare în funcțiune	881.939
Total resurse	
1. Resursa teoretică	134.000.000
2. Resursa existentă potrivit gradului de amenajare a bazinelor hidrografice	40.141.318
3. Cerința de apă a folosințelor, potrivit capacităților de captare aflate în funcțiune	8.024.813
4. Cerința de apă pentru protecția ecologică	4.341.972

Notă

*cuprinde și rețeaua lacurilor litorale, precum și resursa asigurată prin refolosire externă directă în lungul râului;

** 1/2 din stocul mediu multianual, la intrarea în țară;

*** inclusiv volumele transferate în bazinul Litoral

Resursele de apă subterană sunt constituite din depozitele de apă existente în straturi acvifere freatice și straturi de mare adâncime. Repartiția scurgerii subterane variază pe marile unități tectonice de pe teritoriul țării astfel:

- 0,5-1 l/s și km² în Dobrogea de Nord;
- 0,5-2 l/s și km² în Podișul Moldovenesc;
- 0,1-3 l/s și km² în Depresiunea Transilvaniei și Depresiunea Panonică;
- 0,1-5 l/s și km² în Dobrogea de Nord și Platforma Dunăreana;
- 5-20 l/s și km² în zona Carpaților, în special în Carpații Meridionali și în zonele de carst din bazinul Jiului și Cernei. [96]

1.2. Importanța îndepărtării fierului din apa subterană

Prezența fierului în apă poate influența organismele în funcție de concentrația sa. Astfel, apa cu un conținut de fier mai mic de $0,2 \text{ mg/dm}^3$ și de mangan mai mic de $0,1 \text{ mg/dm}^3$ nu dăunează dezvoltării sau sănătății organismului. Peste aceste limite poate provoca uneori tulburări și devine greu digestibil. [60]

Prezența fierului și a manganului peste limita de $0,1 \text{ mg/dm}^3$, devine supărătoare la o temperatură a apei de $20\text{-}30 \text{ }^\circ\text{C}$. Apa cu conținut de fier peste $0,2 \text{ mg/dm}^3$ utilizată în scopuri potabile și industriale, prezintă numeroase dezavantaje.

Are o culoare galben opalescentă, un gust neplăcut, acru, iar apele cu o concentrație de fier bivalent mai mare de 3 mg/dm^3 are un gust metalic. În contact cu aerul, aceste ape capătă o culoare roșiatică din cauza oxidării fierului bivalent în fier trivalent. Din acest motiv pătează rufe la spălat și obiectele sanitare și depun oxizi de fier în instalații. Prezența fierului în apă nu este permisă în cadrul proceselor de galvanizare, la tăbăcării, spălătorii etc. [8]

Un conținut de fier sau mangan de numai $0,1 \text{ mg/dm}^3$ favorizează dezvoltarea ferobacterilor respectiv a manganobacterilor care pot fi găsite în izvoare, puțuri, lacuri, rezervoare și conducte și din a căror prezență în apă decurg neajunsuri uneori foarte mari și anume:

- Apa capătă o turbureală brună, datorită bacteriilor moarte, iar descompunerea acestora provoacă gust și miros neplăcut și favorizează dezvoltarea altor microorganisme ca urmare a creșterii substanței organice. Se formează depozite mari în conducte, aparate de măsură, rezervoare, micșorându-se secțiunea de curgere până la obturarea completă. Bacteriile moarte pot bloca filtrele de nisip.

- Bacteriile vi secretă o substanță mucilaginoasă și din acest motiv, în cazul în care ajung la filtre, formează bulgări de nisip compactat care creează fisuri în masa filtrantă. Ferobacteriile au posibilitatea de a extrage fierul, de care au nevoie în metabolismul lor, fie din apă fie din conductele sau suprafețele metalice cu care sunt în contact, provocând chiar grafitizarea conductelor din fontă. [78]

- Una din manifestările cele mai tipice ale coroziunii bacteriene este formarea tuberculilor pe pereții interiori ai conductelor. Acești tuberculi sunt constituiți din $\text{Fe}(\text{OH})_3$, întărit prin filamente de bacterii feruginoase și adesea încrustate de CaCO_3 , de silice, bioxid de mangan, în straturi de diverse culori. Adesea, acești tuberculi sunt scobiți și conțin un lichid negru cu miros de H_2S produs de bacteriile reducătoare ale sulfatilor, în timp ce ferobacteriile vi, ocupă părțile externe ale tuberculilor. Sub acești tuberculi se află suprafețe de conductă grafitizată sub formă de cratere. În cavitățile tuberculilor, în condiții anaerobice, se desfășoară procesul de reducere a sulfatilor prin bacteriile reducătoare de sulf și care acționează asupra ionilor de Fe^{2+} , precipitându-i sub formă de sulfură de fier. Ionii de Fe^{2+} neprecipitați sub formă de sulfură de fier în cavitatea tuberculilor, difuzează spre suprafață unde oxidarea lor în oxid feric provoacă creșterea tuberculilor prin straturi noi.

Manganul dizolvat nu schimbă culoarea apei, întru-cât nici pentru concentrații de câteva mg/dm^3 manganul bivalent nu este oxidat de oxigenul dizolvat în apă, însă compușii de mangan insolubili se depun în conducte în punctele unde apa circulă cu viteză redusă iar în cazul unor variații bruște de presiune, aceste depuneri se pot desprinde ajungând la consumatori sub formă de "apă neagră".

Depunerile de mangan au o consistență apătoasă și uneori se pietrifică, măbind coeficientul de frecare în conducte și deci scumpind operația pomparei. Efectele secundare ale depunerilor de mangan în rețeaua de conducte și în instalații prezintă dificultăți foarte mari. Dezinfectarea apei mai ales în lunile de vară, când

temperatura apei crește, este foarte dificilă și uneori tratarea cu dioxid de clor nu este suficientă, necesitând curățirea mecanică a acestor depuneri care este foarte costisitoare.

Efectele manganului chiar la concentrația de $0,5 \text{ mg/dm}^3$ se fac simțite în industrie. Dacă pH apei se deplasează în domeniul alcalin, apar fulgi colorați, care se produc imediat atunci când se folosește săpun sau detergenți sintetici cu fosfați. Obiectele sanitare de culoare albă capătă o culoare brună până la purpurie. [60]

Pentru fabricarea unor produse care trebuie să fie perfect incolore sau de culoare alb curată (porțelanul, gheața artificială etc.) este necesară o apă lipsită de mangan.

1.3. Prescripții și normative

În apele netratate limitele de admisibilitate ale fierului și manganului sunt:

1. Conform Legii 458 din 8 iulie 2002 privind calitatea apei potabile completată cu legea 311/2004, conținutul de fier admisibil în apa potabilă este de maximum $0,1 \text{ mg/dm}^3$, iar în cazuri excepționale de maximum $0,3 \text{ mg/dm}^3$ (Fe+Mn).

2. În normativul OMS (Organizația Mondială a Sănătății) este indicat conținutul maxim de $0,1 \text{ mg/dm}^3 \text{ Fe}^{2+}$ și $0,05 \text{ mg/dm}^3 \text{ Mn}^{2+}$. În apele tratate este admisibil la sfârșitul ciclului de filtrare un conținut maxim de $0,03\text{-}0,05 \text{ mg/dm}^3 \text{ Fe}$, în special acolo unde a fost semnalată prezența ferobacteriilor.

Conform STAS 9295-88 la ieșirea din stația de deferizare demanganizare, conținutul de fier respectiv de mangan, în apa tratată folosită în scop potabil, trebuie să nu depășească $0,05 \text{ mg/dm}^3$, pentru apele industriale (STAS 9295-88) conținutul de fier și de mangan se va stabili la fiecare caz în parte, în funcție de condițiile impuse de către diferiți consumatori.

Principii de bază ale deferizării și demanganizării apei

Realizarea unei deferizări - demanganizării optime se bazează pe cunoașterea următorilor factori:

- Cunoașterea calităților apei din punct de vedere al agresivității ei față de fier;
- Cunoașterea proceselor din cadrul deferizării - demanganizării apei;
- Cunoașterea influențelor factorilor fizico-chimici ai apelor brute asupra proceselor de deferizare - demanganizare;
- Posibilității de eliminare a factorilor de agresivitate din ape, în funcție de caracteristicile apelor;

Calitățile apelor

Prezența fierului în apă se datorează fenomenelor de alterare a rocilor determinată de factori chimici și fizici. La baza oricărei alterări chimice se află apa, care în stare pură, având pH-ul 7, are o acțiune de descompunere destul de slabă, pe când soluțiile acide și alcaline descompun mineralele într-un ritm mult mai rapid. Oxigenul, bioxidul de carbon, acidul azotic, acidul sulfuric, complexii humici, amoniacul și clorurile sunt cele mai importante substanțe care, dizolvate în apă accelerează descompunerea rocilor. Apele subterane sunt în general de calitate superioară. Sunt limpezi au temperatura aproape constantă, fără microorganisme și agenți dăunători sănătății, au un conținut chimic favorabil asigurând astfel condiția de potabilitate. Cantitățile de apă subterană destinate potabilizării sunt foarte importante. Apele freatice în unele împrejurări au de suferit de pe urma procesului general de impurificare a mediului înconjurător. Hotărâtoare în această situație este supravegherea atentă a zonelor de protecție sanitară. Apele de mică adâncime suferă direct influența apelor de suprafață, mărindu-și conținutul de substanțe organice și substanțe minerale, ajungând chiar la gradul de impurificare bacteriologică. Unele procese de tratare apelor subterane urmăresc în de aproape metodele folosite la tratarea apei de suprafață, procesul de bază fiind limpezirea necesită fie de caracteristicile apei naturale fie de turbiditatea la care ajunge în treptele tratării. La acest procedeu de bază se mai adaugă și dezinfecția. [60],[78],[96]

2. Bazele matematice ale mișcării și transportului fluidelor în acvifere

2.1. Principalele caracteristici ale mediului poros

Există multiple clasificări ale acviferelor, cea mai elocventă fiind cea care are ca și criteriu de clasificare : presiunea apei subterane la nivelul superior.

În acest sens, există acvifere freatice sau cu nivel liber, care sunt primele straturi întâlnite de la suprafața pământului. Zonarea lor și reprezentarea grafică într-un plan orizontal, în funcție de adâncime se face cu ajutorul izofreatelor.

[5] , [25]

Acviferele în care presiunea apei este superioară presiunii atmosferice se numesc acvifere sub presiune sau captive. În funcție de adâncimea la care se întâlnesc acviferele sub presiune pot fi de medie adâncime (15-120 m) sau de mare adâncime (> 120 m). Reprezentarea grafică, în plan, pentru aceste acvifere se face cu ajutorul hidroizohipselor. Reprezentarea schematică a celor două tipuri de acvifere este arătată în figurile nr.2.1 și nr.2.2.

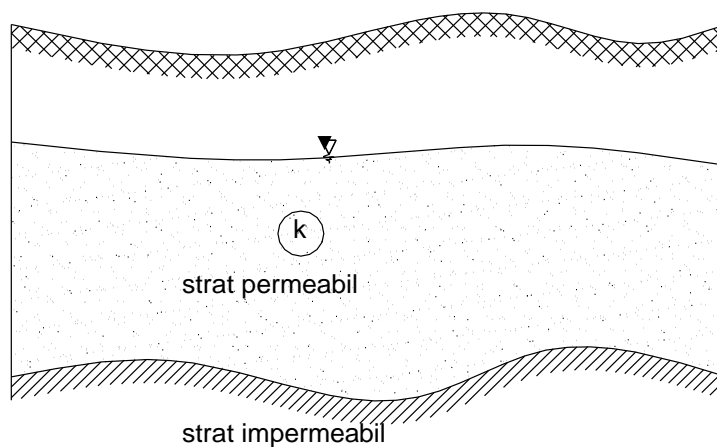


Fig.2.1. Acvifer cu nivel liber

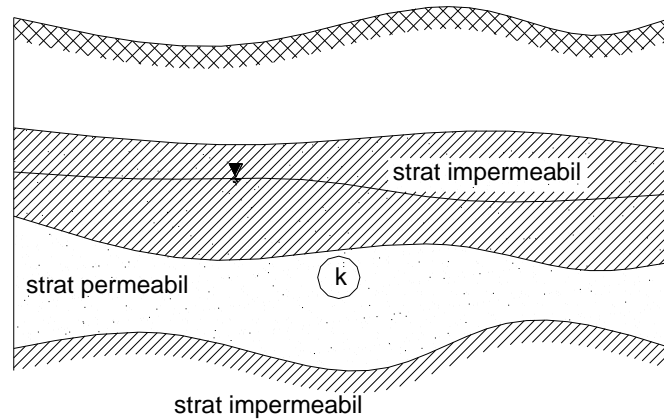


Fig. 2.2. Acvifer sub presiune

În general, prin mediu poros se înțelege un mediu fizic (material) constituit din mai multe faze: o *fază solidă*, care prezintă goluri numite pori, care alcătuiesc o rețea complexă de tuburi de diverse forme geometrice, dimensiuni, lungimi, trasee, rețea ce poate fi ocupată de o fază gazoasă (aer), respectiv de o fază lichidă (în principal apa).

În cazul acviferelor, definite mai sus, considerate ca medii poroase, faza solidă este reprezentată de particule solide ce au o anumită textură (compoziție granulometrică) dispuse aleator: argilă, prafuri, marne, nisipuri, pietrișuri, bolovănișuri. Clasificarea acestora poate fi făcută în mod diferit din punctul de vedere al diferitelor discipline tehnice: mecanica rocilor, hidrologia și hidrogeologia, geotehnica respectiv pedologia. [16], [79]

Mișcarea fazei lichide (a apei), în rețeaua de goluri, are loc sub acțiunea unor cauze de natură mecanică.

Caracteristicile mediului poros, din punctul de vedere al hidraulicii subterane sunt: porozitatea, porozitatea efectivă, permeabilitatea, respectiv tortuozitatea, care au fost introduse pe bază experimentală.

Porozitatea mediului poros, este conferită acestuia de existența porilor. Totalității golurilor existente în mediul poros îi corespunde porozitatea medie absolută, iar a golurilor interconectate le corespunde porozitatea efectivă.

Adoptând spațiul euclidian tridimensional IR^3 ca model de reprezentare spațială pentru mediul poros, într-un volum spațial arbitrar V , porozitățile medii mai sus amintite se pot defini matematic astfel:

$$n = \frac{V_g}{V} \quad (2.1)$$

$$n_e = \frac{V_e}{V} \quad (2.2)$$

unde: - n , porozitatea medie absolută, adimensională
 - n_e , porozitatea medie efectivă, adimensională
 - V_g , volumul golurilor, $[L^3]$
 - V_e , volumul golurilor interconectate, $[L^3]$

- V , volumul total ocupat de mediul poros, [L^3]

Alte științe, de exemplu geotehnica, folosesc pentru definirea porozității alte mărimi fizice cum ar fi indicele porilor, definit prin:

$$e = \frac{V_g}{V_s} \quad (2.3)$$

$$n = \frac{e}{1 + e} \quad (2.4)$$

unde:

e – indicele porilor, adimensional;

V_s - volumul de schelet solid [L^3].

Pentru un anumit tip de mediu poros, porozitatea este dependentă de o mulțime de factori, dintre care cel mai important este textura (compoziția granulometrică) și modul de așezare a elementelor ce alcătuiesc scheletul solid, ceea ce definește structura. [16]

Valorile porozităților absolute și efective pentru diverse compoziții granulometrice se determină în laborator și sunt prezentate în tabelul nr.2.1.

Permeabilitatea este proprietatea mediului poros de a permite mișcarea fluidelor (gaze și lichide) prin rețeaua de goluri interconectate, sub acțiunea unor cauze de natură mecanică. Ea se evaluează prin coeficientul de permeabilitate. Permeabilitatea este totuși este o noțiune generală și sintetică. Alte științe o particularizează după specificul acestora și scopul urmărit folosind noțiuni specifice ca: conductivitate, coeficient de infiltrație, coeficient de filtrație.

Tab.2.1. Valorile porozităților absolute și efective

Nr. crt	Denumire	Porozitate absolută (%)	Porozitate efectivă
1	Nisip grosier	0.25	0.2-0.22
2	Nisip mare	0.31	0.25-0.28
3	Nisip mediu	0.32	0.25-0.28
4	Nisip fin	0.34	0.24-0.30
5	Nisip foarte fin	0.36	0.28-0.32
6	Argilă	0.38	0.36-0.40

Pentru descrierea permeabilității se folosește parametrul denumit coeficient de filtrație " k ", care s-a introdus pe bază experimentală și se poate defini, pentru o coloană filtrantă, prin relația :

$$k = \frac{v}{I} \quad (2.5)$$

unde:

k - coeficientul de filtrație [LT^{-1}]

v - viteza de filtrație, definită la rândul ei prin relația 2.5' :

$$v = \frac{Q}{A}, \quad (2.5')$$

unde:

Q - debitul ce curge prin coloană [VT^{-1}],

A - aria totală , [LT^{-1}]

I - gradientul hidraulic, adimensional.

Cercetări de laborator au ajuns la concluzia că, coeficientul de filtrație, depinde nu numai de structura porilor, ci și de temperatură, de proprietățile fluidului în mișcare prin mediul poros, respectiv vâscozitate și greutate specifică. [42]

Eliminând dependența coeficientului de proporționalitate a fluidului se poate introduce un nou coeficient numit coeficient de permeabilitate intrinsec definit prin:

$$K = \frac{\eta}{\rho \cdot g} \cdot k \quad (2.6)$$

sau exprimând invers :

$$k = \frac{\rho \cdot g}{\eta} k_i \quad (2.7)$$

unde:

- K coeficient de permeabilitate intrinsec, [m^2]
- k_i coeficient de filtrație intrinsec, [$L T^{-1}$]
- η coeficient de vâscozitate dinamică a fluidului, [$M L^{-1} T^{-1}$]
- ρ - densitatea fluidului

Coeficientul de filtrație se determină în laborator pentru medii poroase de textură specifică sau în câmp, pentru cazul studiilor de teren ce implică areale largi.

Valorile curente ale coeficientului de permeabilitate sunt prezentate în tabelul nr.2.2

Tab. 2.2. Valorile coeficientului de permeabilitate

Nr.crt	Specificare	Coeficient de permeabilitate < cm/s . 10 ⁻⁶ >
1	Nisip grosier	110.0
2	Nisip mare	31.0
3	Nisip mediu	21.0
4	Nisip fin	7.1
5	Nisip foarte fin	4.1
6	Argilă	0.1

2.2. Mărimi fizice caracteristice mediului poros

Introducerea modelului de mediu continuu, pentru mediul poros numit în continuare fluid de filtrație face posibilă introducerea în continuare a unor mărimi fizice globale. Aceste mărimi fizice vor fi exprimate sub formă integrală, pentru un volum V , care la momentul t ocupă domeniul spațiat V_t . Utilizând mărimile fizice locale, se reamintește faptul că modelul matematic pentru spațiul ocupat de mediul poros considerat ca mediu continuu este spațiul euclidian tridimensional IR^3 , cu toate proprietățile cunoscute, iar modelul matematic al timpului este spațiul unidimensional IR^+ . [42] Mărimile fizice globale, asociate volumului material V_t în cauză, vor fi :

- 1) masa mediului poros;
- 2) momentul impulsului sau momentul cinetic;
- 3) energia cinetică;
- 4) energia internă.

Masa fluidului mediului poros : $m(V)$, o mărime scalară:

$$m(V) = \int_{V_t} \rho \quad n_e \quad dV \quad (2.8)$$

Viteza de filtrație $\vec{v}(M, t)$, o mărime vectorială, definită cu ajutorul porozității și a

vitezelor efective \vec{u}

$$\vec{v}(M, t) = n_e \vec{u}(M, t) \quad (2.9)$$

unde cu $\vec{u}(M, t)$ s-a notat viteza reală a fluidului în mediul poros.

Impulsul mediului poros, aflat în mișcare, $\vec{I}(V)$ o mărime vectorială:

$$\vec{I}(V) = \int_{V_t} \vec{u} \rho \quad n_e \quad dV \quad (2.10)$$

Momentul impulsului sau momentul cinetic $\vec{M}(V)$, o mărime vectorială:

$$\vec{M}(V) = \int_{V_t} \vec{r} \times \vec{u} \rho \quad n_e \quad dV \quad (2.11)$$

Energia cinetică $E_c(V)$, o mărime scalară:

$$E_c(V) = \int_{V_t} \rho \quad n_e \quad \frac{u^2}{2} dV \quad (2.12)$$

Energia internă $E_i(V)$, o mărime scalară:

$$E_i(V) = \int_{V_t} \rho \quad n_e \quad e_i dV \quad (2.13)$$

În exprimările matematice de mai sus, față de notațiile deja folosite, s-a notat:

- ρ - densitatea medie a mediului poros fizic [ML^{-3}],
- \vec{r} - vectorul de poziție al punctului M
- e_i - densitatea de energie internă [L^2T^{-2}]

2.3. Ecuațiile fundamentale ale curgerii fluidelor în medii poroase

Aceste ecuații, vor fi obținute pe baza principiilor mecanicii mediilor continue, adaptate mediilor poroase, pe baza considerentelor matematice prezentate anterior, Ele pot fi obținute într-o formă globală sau locală, conform schemei dată mai jos :

2.3.1. Ecuația de continuitate

Din principiul conservării masei, prin aplicarea formei a treia transportului, se obține ecuația de continuitate în forma globală:

$$\frac{\partial}{\partial t} \int_V \rho n_e dV + \int_S \rho \vec{n} \cdot \vec{v} dS = 0 \quad (2.14)$$

respectiv în forma locală, se obține prin aplicarea formei a doua, a aceluiași principiu:

$$\frac{d}{dt} \int_V \rho n_e dV = \int_V \left[\frac{\partial(\rho n_e)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho n_e \vec{u}) \right] dV = 0 \quad (2.15)$$

rezultă lema integralei nule :

$$\frac{\partial(\rho \cdot n_e)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \cdot n_e \cdot \vec{u}) = 0 \text{ - forma locală, pentru ecuația de continuitate.}$$

Pentru o categorie importantă de mișcări, cum sunt cele cu nivel liber, se poate obține o formă particulară a ecuației de continuitate, prin neglijarea componentei verticale v_z a vitezei v . În acest fel mișcarea devine plană, liniile de curent fiind paralele cu stratul impermeabil suport. [16]

În figura 2.3, se prezintă un volum particular de mediu poros, având dimensiuni elementare dx , dy , dz după direcțiile axelor de coordonate x , y , z , pentru care forma (2.14) a ecuației de continuitate devine, după transformări matematice :

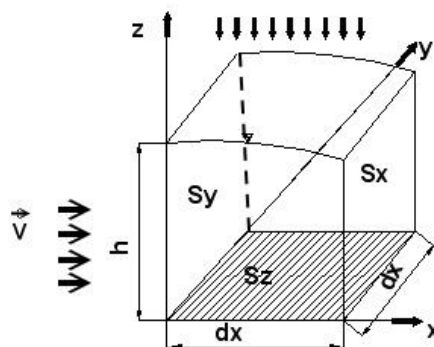


Fig.2.3. Volum particular de mediu poros

$$\frac{\partial(n_e \cdot h)}{\partial t} + \nabla h \vec{u} = \varepsilon \quad (2.16)$$

sau

$$\frac{\partial}{\partial t}(n_e \cdot h) + \frac{\partial}{\partial x}(h v_x) + \frac{\partial}{\partial y}(h v_y) + \frac{\partial}{\partial z}(h v_z) = \varepsilon \quad (2.17)$$

Observații :

Obs 1) Ecuația de continuitate, sub formă globală (integrală), are forma :

$$\frac{\partial}{\partial t} \int_V \rho \cdot n_e \cdot dV + \int_S \rho \cdot n_e \cdot \vec{n} \cdot \vec{v} \cdot dS = 0,$$

iar sub formă locală, se prezintă astfel :

$$\frac{\partial(\rho \cdot n_e)}{\partial t} + \nabla \cdot \rho \cdot n_e \cdot \vec{u} = 0 \quad (2.18)$$

Obs 2) În regim de mișcare staționar, avem : $\frac{\partial h}{\partial t} = 0$, iar ecuația (2.16), devine :

$$\nabla \cdot \left(h \cdot \vec{u} \right) = \varepsilon \quad (2.19)$$

$$\text{sau echivalent : } \frac{\partial}{\partial x}(h \cdot v_x) + \frac{\partial}{\partial y}(h \cdot v_y) = \varepsilon \quad (\text{pentru cazul bidimensional}) \quad (2.19')$$

unde:

 ε - aportul rezultat din precipitații (care se infiltrează în acviferul cu nivel liber, figura 2.3)Obs 3) Ecuația de continuitate, pentru mișcări în acvifere cu nivel liber, cazul 2D (bidimensional) și în regim nepermanent $\left(\frac{\partial h}{\partial t} \neq 0\right)$, are forma :

$$n_e \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(v_x \cdot h) + \frac{\partial}{\partial y}(v_y \cdot h) = \varepsilon \quad (2.20)$$

și se deduce prin evaluarea celor doi termeni : $\frac{\partial}{\partial t} \int_V \rho \cdot n_e dV$ și $\int_S \vec{n} \cdot \vec{v} \cdot dS$; termeni

ce apar în ecuația de continuitate (pentru mediul poros), scrisă sub formă integrală, mai sus. [19]

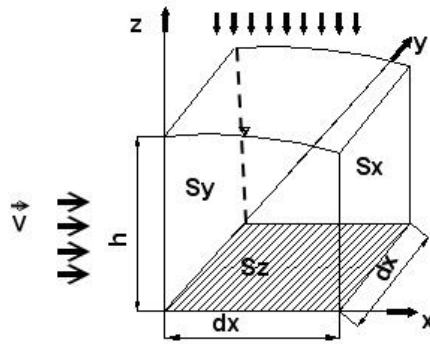
Concret, această evaluare se realizează astfel :

Evaluarea celor doi termeni, amintiți anterior, o realizăm în felul următor :

$$\frac{\partial}{\partial t} \int_V \rho \cdot n_e \cdot dV = \int_V \frac{\partial}{\partial t} (\rho \cdot n_e) dV = \int_V \frac{\partial}{\partial t} (\rho \cdot n_e) dx \cdot dy \cdot dz = \frac{\partial}{\partial t} (\rho \cdot n_e \cdot h) dx \cdot dy \quad (2.21)$$

unde $dz = h$

Volum particular de mediu poros



$$\int_S \vec{n} \cdot \vec{v} \cdot dS = ? \Leftrightarrow \begin{cases} S = ? \\ S_x = ? \quad S_{x+dx} = ? \quad S_{x+dx} - S_x = ? \\ \text{analog pentru } S_y \text{ și } S_z \dots S_n = ? \end{cases} \quad (2.22)$$

$$\text{Deci } S = Fr.V = (S_x \cup S_{x+dx}) \cup (S_y \cup S_{y+dy}) + (S_z + S_n) \quad (2.23)$$

Unde :

$$\int_{S_x} \vec{n} \cdot \vec{v} \cdot dS = - \int_{S_x} \vec{i} \cdot \vec{v} \cdot \rho \cdot dS \quad , \quad \text{iar}$$

$$\int_{S_x} \vec{i} \cdot \vec{v} \cdot \rho \cdot dS = \int_{S_x} \left| \vec{i} \right| \cdot \left| \vec{v} \right| \cdot \cos 0^\circ \cdot \rho \cdot dS = \int_{S_x} v \cdot \rho \cdot dS = \int_{S_x} v_x \cdot \rho \cdot dy \cdot dz = \left(\int_0^h \rho \cdot v_x dz \right) dy \cong (\rho \cdot v_x h) dy$$

$$\text{Deci : } \int_{S_x} \vec{i} \cdot \vec{v} \cdot \rho \cdot dS = (\rho \cdot v_x \cdot h) dy \quad \Rightarrow \quad (2.24)$$

$$\int_{S_{x+dx}} \vec{i} \cdot \vec{v} \cdot \rho \cdot dS = (\rho \cdot v_x \cdot h) dy$$

$$\Rightarrow \int_{S_{x+dx}} \vec{i} \cdot \vec{v} \cdot \rho \cdot dS - \int_{S_x} \vec{i} \cdot \vec{v} \cdot \rho \cdot dS = [(\rho \cdot v_x \cdot h)_{x+dx} - (\rho \cdot v_x \cdot h)] dy =$$

$$= \frac{(\rho \cdot v_x h)_{x+dx} - (\rho \cdot v_x h)_x}{dx} dx dy = \lim_{dx \rightarrow 0} \frac{(\rho \cdot v_x h)_{x+dx} - (\rho \cdot v_x h)_x}{dx} dx dy = \frac{\partial(\rho \cdot v_x h)}{\partial x} dx dy$$

Concluzie parțială :

$$\int_{S_{x+dx}} \vec{i} \cdot \vec{v} \cdot \rho \cdot dS - \int_{S_x} \vec{i} \cdot \vec{v} \cdot \rho \cdot dS \cong \frac{\partial(\rho \cdot v_x h)}{\partial x} dx dy \quad (2.25)$$

În mod analog se arată că :

$$\int_{S_{z+dz}} \vec{k} \cdot \vec{v} \cdot \rho \cdot dS - \int_{S_z} \vec{k} \cdot \vec{v} \cdot \rho \cdot dS = \int_{S_n} \vec{n} \cdot \vec{v} \cdot \rho \cdot dS = \int_{S_n} v_n \rho \cdot dS = -\varepsilon \int_{S_n} \vec{k} \cdot \vec{n} \cdot dS = -\varepsilon dx dy \quad (2.27)$$

Concluzie finală :

Cei doi termeni, a cărei evaluare am realizat-o mai sus, au următoarele expresii :

$$\frac{\partial}{\partial t} \int_V \rho \cdot n_e dV = \frac{\partial}{\partial t} (\rho \cdot n_e h) dx dy \quad (2.28)$$

respectiv

$$\int_S \vec{n} \cdot \vec{v} \cdot dS = \frac{\partial(\rho \cdot v_x h)}{\partial x} dx dy + \frac{\partial(\rho \cdot v_y h)}{\partial y} dx dy + (-\varepsilon dx dy) = \left[\frac{\partial(\rho \cdot v_x h)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho \cdot v_y h)}{\partial y} + (-\varepsilon) \right] dx dy \quad (2.28')$$

$$\text{Atunci în final : } \frac{d}{dt} \int_V \rho \cdot n_e \cdot dV = 0 \Leftrightarrow \frac{\partial}{\partial t} \int_V \rho \cdot n_e dV + \int_S \vec{n} \cdot \vec{v} \cdot dS = 0 \quad (\text{II}) \quad (2.28'')$$

$$\Rightarrow \frac{\partial}{\partial t} (\rho \cdot n_e h) dx dy + \left[\frac{\partial(\rho \cdot v_x h)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho \cdot v_y h)}{\partial y} + (-\varepsilon) \right] dx dy = 0$$

$$\Leftrightarrow \rho \left[\frac{\partial(v_x h)}{\partial x} + \frac{\partial(v_y h)}{\partial y} + \frac{\partial(n_e h)}{\partial t} \right] dx dy = \varepsilon dx dy$$

$$\Rightarrow \frac{\partial}{\partial x} (v_x h) + \frac{\partial}{\partial y} (v_y h) + n_e \frac{\partial h}{\partial t} = \varepsilon \quad (2.29)$$

2.3.2. Ecuația de mișcare, legea lui Darcy și generalități ale legii lui Darcy

Pentru un tub de curent particular, de formă cilindrică, având ca și limite secțiunile circulare ortogonale de intrare și de ieșire, respectiv frontiera laterală rigidă, se va particulariza în continuare, ecuația transferului energiei pentru regimul de mișcare permanent și uniform. [16]

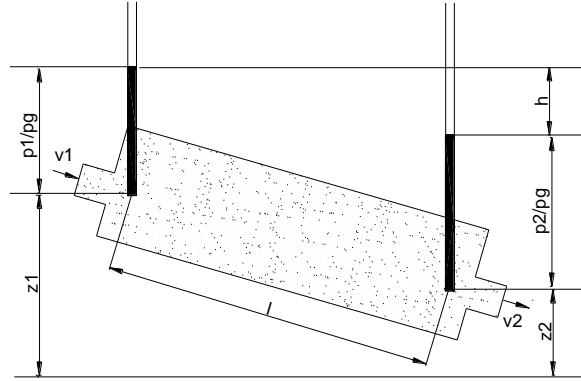


Fig. 2.4. Tub de curent cilindric

Pentru aceasta, se introduc coeficienții de neuniformitate ai distribuției de viteză :

$$\alpha = \frac{v_m^3}{S} \int_S \left(\frac{v}{v_m} \right)^3 dS \quad : \quad \beta = \lambda_m \frac{v_m^2}{S} \int_S \frac{\lambda}{\lambda_m} \left(\frac{v}{v_m} \right)^2 dS \quad (2.30)$$

cu \bar{v}_m viteza de filtrație medie, respectiv coeficientul constitutiv mediu : λ_m într-o secțiune, mărimi date de relațiile:

$$\bar{v}_m = \frac{1}{S} \int_S \bar{v} dS \quad (2.31)$$

$$\lambda_m = \frac{1}{S} \int_S \lambda dS \quad (2.32)$$

În același timp, din ecuația transferului impulsului, se remarcă faptul că de-a lungul unui vector elementar, energia potențială specifică (de poziție și de presiune) este constantă:

$$\left(\bar{g} - \frac{1}{\rho} \nabla p - \lambda n_e \bar{v} \right) \cdot d\bar{l} = 0 \quad (2.33)$$

$$\bar{g}z - \frac{p}{\rho} = \text{const} \quad (2.34)$$

Pe baza acestor precizări, notații introduse, forma integrală globală a transferului energiei devine:

$$\int_S \rho \bar{n} \cdot \bar{v} \left[\frac{u^2}{2} + gz + \frac{p}{\rho} \right] dS = \rho \bar{v} \int_{S_2} \left(\frac{u^2}{2} + gz + \frac{p}{\rho} \right) dS - \rho \bar{v} \int_{S_1} \left(\frac{u^2}{2} + gz + \frac{p}{\rho} \right) dS \quad (2.35)$$

echivalentă, prin introducerea coeficienților λ_m cu:

$$\int_S \rho \vec{n} \cdot \vec{v} \left[\frac{u^2}{2} + gz + \frac{p}{\rho} \right] dS = \rho Q \left[\int_{S_2} \left(\frac{\alpha v_m^2}{2n_e^2} + gz + \frac{p}{\rho} \right) dS - \rho \vec{v} \int_{S_1} \left(\frac{\alpha v_m^2}{2n_e^2} + gz + \frac{p}{\rho} \right) dS \right] \quad (2.36)$$

iar prin evaluarea integralei, conținând produsul scalar $\vec{v} \cdot \vec{v}$:

$$\int_V \rho \lambda \vec{v} \cdot \vec{v} dV = \int_V \rho \lambda v^2 dV = \int_l \rho \left(\int_S \lambda v^2 dS \right) dl = \rho \beta Q \lambda_m |v_m| \quad (2.37)$$

unde cu Q s-a notat debitul :

$$Q = v_m S \quad (2.38)$$

Considerând că pentru un tub de curent cilindric $\alpha_1 = \alpha_2$ și $v_{m1} = v_{m2}$ se obține:

$$v_m = \frac{g}{\beta \lambda_m} \frac{1}{l} \left[\left(gz_1 + \frac{p_1}{\rho g} \right) - \left(gz_2 + \frac{p_2}{\rho g} \right) \right] dS = \frac{g}{\beta \lambda_m} \frac{h_1 - h_2}{l} = \frac{g}{\beta \lambda_m} \frac{h}{l} \quad (2.39)$$

Observație :

Ultima ecuație obținută (2.39), permite următoarele concluzii:

- ♦ termenii conținuți de ecuație conțin mărimi fizice (hidraulice) mediate;
- ♦ \vec{v}_m reprezintă viteza de filtrație medie pentru un tub de curent considerat, într-o secțiune transversală normală pe generatoarea tubului de curent, situație dată de însăși definiția tubului de curent din mecanica fluidelor ;
- ♦ raportul : $\frac{h}{l}$, respectiv pierderea de sarcină, raportată la lungimea tubului

de curent, în hidraulică, se numește pantă hidraulică, notându-se cu I_m ;

- ♦ termenul : $\frac{g}{\beta \lambda_m}$ reprezintă o caracteristică a mediului poros, fluidului în mișcare și mișcării propriu-zise, iar în mod formal se poate nota cu k , definit anterior ca și coeficient de filtrație sau permeabilitate.

În baza acestor concluzii, ecuația (2.39) se poate scrie în forma consacrată:

$$v_m = k I_m \quad (2.40)$$

o relație cvasicunoscută, ca fiind : legea lui Darcy, pentru mișcarea fluidelor în medii poroase, stabilită experimental de către autor, H.P.G. Darcy, în anul 1856.

Asupra legii lui Darcy, trebuie menționate următoarele observații:

- 1) Ecuația (2.40) reprezintă o ecuație liniară între variabilele viteză și pantă hidraulică;
- 2) Există limitări asupra valabilității acestei ecuații și liniarității ei, limite impuse de regimul de mișcare, caracterizat prin numărul lui Reynolds, definit în mod diferit de către diverși cercetători, consacrați însă prin rezultate deosebite;
- 3) Cu toate aceste limitări, restricții evaluate, ulterior legea lui Darcy, privind mișcarea fluidelor prin medii poroase, este general acceptată și folosită ca instrument teoretic și tehnic, în rezolvarea problemelor de hidraulică subterană.

Față de forma ei simplă, mediată (2.40), această lege permite generalizări și dezvoltări, care vor fi prezentate în paragraful următor. [16]

Forme matematice ale legii lui Darcy. Generalizări

Rezultatele experimentale obținute de Darcy, au avut ca și caz particular curgerea fluidelor prin mediul poros mărginit de un tub de curent rigid, însă de o formă particulară (figura 2.4). Pentru a utiliza legea lui Darcy, în domeniul de curgere de formă oarecare (cazurile practice ale acviferelor), este necesară o formă diferențială (locală) a acestei legi.

În baza observației că : pentru un tub de curent, viteza de filtrație este paralelă cu elementul de linie $d\vec{l}$, iar curgerea are loc în sensul descreșterii sarcinii, se poate scrie o primă formă diferențială :

$$v = -k \frac{dh}{dl} \quad (2.41)$$

Pentru un tub de curent, ce permite o mișcare tridimensională, având sistemul de referință ortogonal cu axa Oz orientată după verticala ascendentă, legea lui Darcy se poate generaliza în continuare sub forma :

$$\vec{v} = -k \nabla h \quad (2.42)$$

cu h reprezentând sarcina de poziție și de presiune:

$$h = \frac{p}{\rho g} + z \quad (2.43)$$

Mișcarea tridimensională presupune, existența a trei componente ale vitezei de filtrație, obținute din (2.41) de forma :

$$v_x = -k \frac{\partial h}{\partial x}; \quad v_y = -k \frac{\partial h}{\partial y}; \quad v_z = -k \frac{\partial h}{\partial z}; \quad (2.44)$$

Observație :

În expresiile anterioare, din aceste generalizări, mărimea k , coeficientul de filtrație considerat o funcție de punct, caracteriza mediile omogene în care acesta este constant. Dacă acest coeficient, nu mai este constant, mediile sunt neomogene, cazul cel mai întâlnit în practică. În plus, dacă acest coeficient prezintă variații după nouă direcții diferite date de combinațiile axelor de coordonate, în sistemul de axe tridimensional, pentru același gradient hidraulic, vitezele de curgere nu vor mai fi aceleași. Asemenea medii poroase, se numesc **anizotrope**, caz în care coeficientul de filtrație, nu mai este un scalar, ci un tensor de ordinul doi, iar legea lui Darcy ia forma:

$$\vec{v} = -\vec{k} \nabla h \quad (2.45)$$

care poate fi scrisă într-un sistem de coordonate orto normat $Oxyz$ sub forma matricială:

$$\begin{bmatrix} v_x \\ v_y \\ v_z \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} k_{xx} & k_{xy} & k_{xz} \\ k_{yx} & k_{yy} & k_{yz} \\ k_{zx} & k_{yz} & k_{zz} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \frac{\partial h}{\partial x} \\ \frac{\partial h}{\partial y} \\ \frac{\partial h}{\partial z} \end{bmatrix} \quad (2.46)$$

2.4. Procese fizico-chimice de transport

Complexitatea fenomenului de transport necesită, în general, rezolvarea unor clase de probleme fizice, chimice, biologice, termice care au aport diferit în funcție de situație. [17]

Concentrația de fier din apele subterane:

$$C = \frac{\text{masa de subst}}{\text{volum fluid}} \quad (\text{mg/l}) \quad (2.47)$$

Din complexitatea proceselor fizico-chimice care au loc, o importanță deosebită prezintă convecția (advecția), dispersia, difuzia, adsorbția și degradarea.

a. Convecția (advecția) este un fenomen fizic prin care o substanță dizolvată în apa subterană este transportată în direcția dată de viteza de curgere a apei concomitent cu aceasta. Advecția este un transfer de tip exclusiv mecanic, deci fără amestec. Acest tip de transport se poate descrie matematic cu ajutorul vectorului de flux masic.

$$\vec{q}_c = n_e \vec{c} v_r = c v_a \quad (2.48)$$

unde:

n_e - porozitatea efectivă a mediului poros, adimensională;

v_a - viteza aparentă [LT^{-1}];

c - concentrația definită ca masă de substanță în unitatea de volum [ML^{-3}];

v_r - viteza reală sau viteza de filtrație [LT^{-1}];

\vec{q}_c - flux specific de masă convectiv [$ML^{-2}T^{-1}$],

$$q = \frac{Q}{A} \quad (2.49)$$

Reprezentarea schematică a convecției, cu evidențierea caracterului abrupt al interfeței dintre substanță și apa conținută de mediul poros, pentru cazul 3D și injecție de tip instantaneu este prezentată în figura 2.5.

Pentru cazul injecției continue, în același caz 3D, reprezentarea grafică a convecției este cea din figura 2.6.

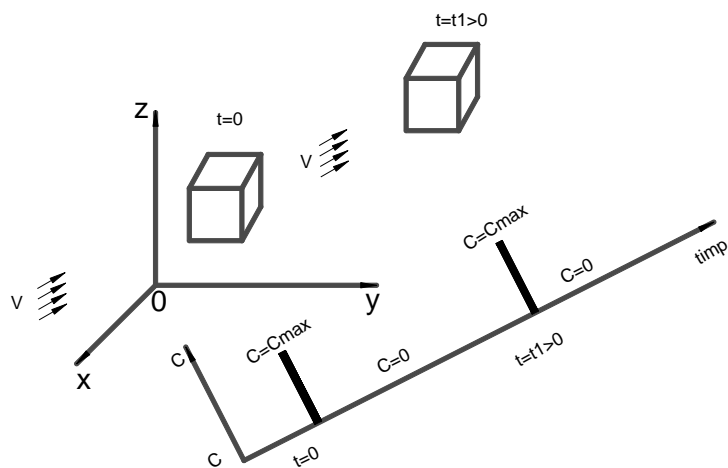


Fig. 2.5 Schema convecției pentru injecția instantanee

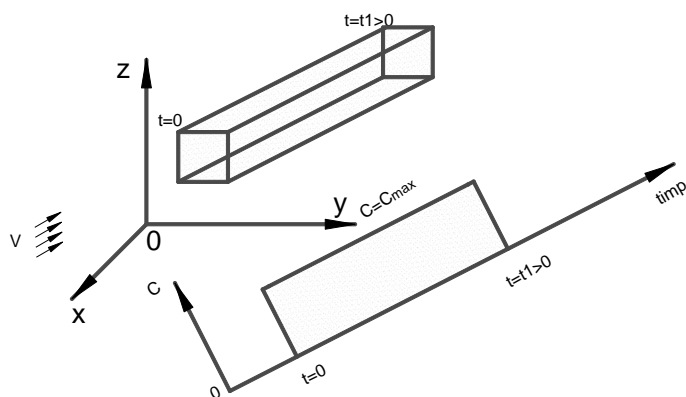


Fig. 2.6. Schema convecției pentru injecția continuă

b. Dispersia este fenomenul de amestec și de întindere a apei în mișcare, în mediul poros și care determină scăderea gradientului concentrației. Dispersia rezultă din acțiunea simultană a fenomenului pur mecanic și a fenomenelor fizico-chimice. Acțiunea mecanică se datorează distribuției neuniforme a vitezei curentului de fluid într-un mediu poros. Chiar și în cazul celor mai uniforme configurații ale mediului subteran sau ale schemei de alimentare-captare, sunt puse în evidență variații ale timpului de tranzit, pe de o parte, datorită difuziei moleculare și pe de altă parte, datorită dispersiei hidrodinamice. [5]

Cauzele dispersiei sunt date de :

- variabilitatea câmpului de viteză (mărime, direcție);
- variabilitatea traseelor de curgere;
- forma și mărimea variabilă a secțiunilor de curgere, respectiv a porilor.

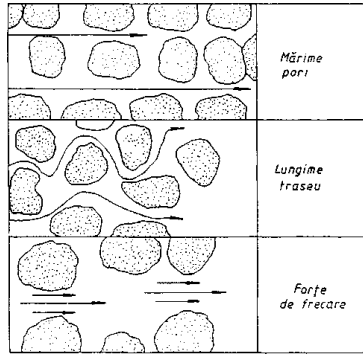


Fig.2.7 . Cauzele și formele de manifestare ale dispersiei hidrodinamice [5]

Dacă fenomenul este studiat la scări diferite ale mediului poros (microscară, scară mică-medie, macroscară), unde dimensiunile geometrice ale mediului poros sunt de mm , m , km , atunci se poate vorbi chiar de microdispersie, dispersie respectiv macrodispersie. Acest aspect este reprezentat sugestiv în figura 2.8.

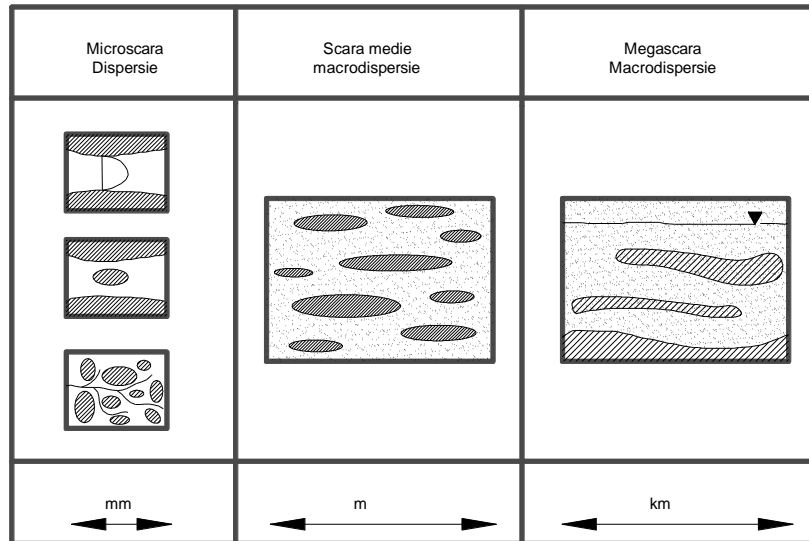


Fig. 2.8. Scări de dispersie

Volumul de substanță dizolvată reprezentat schematic printr-un volum elementar de control (VEC) va fi deformat în timpul curgerii. Practic într-o secțiune de control la timpul t_1 la care ar trebui să ajungă pana de substanță dizolvată convectivă, o parte de substanță dizolvată depășește această secțiune iar o parte rămâne în urmă. Si acest aspect este reprezentat în mod grafic într-un mod sugestiv, în figura 2.9.

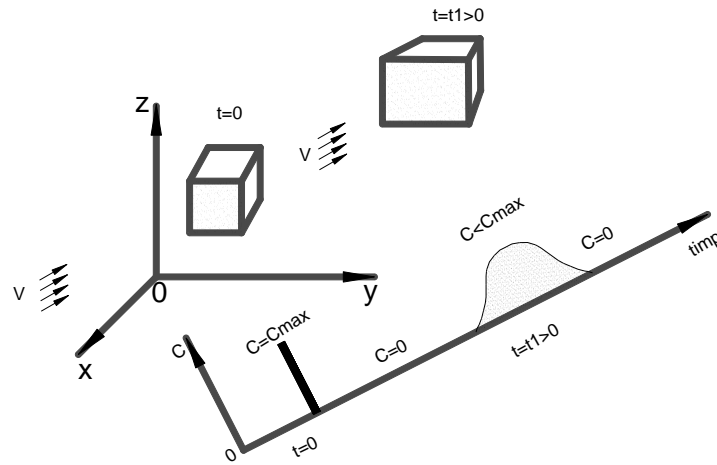


Fig.2.9. Schema dispersiei pentru injectia instantanee (3D)

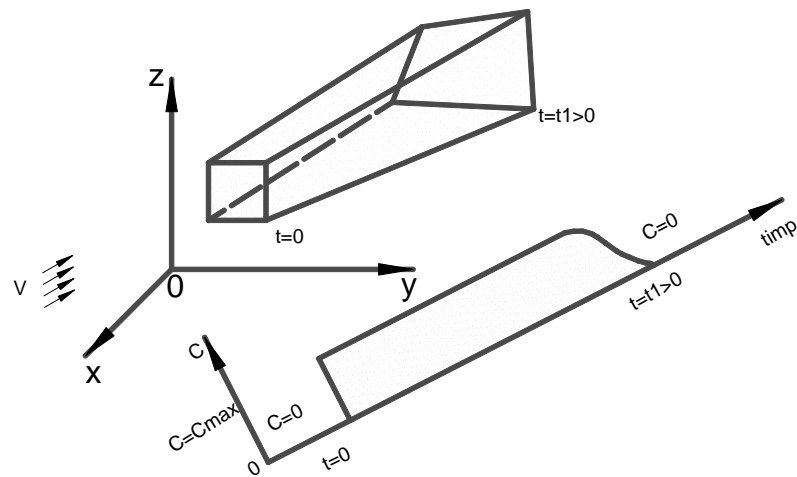


Fig. 2.10. Schema dispersiei pentru injectia continuă

Fluxul masic dispersiv, este dat de expresia:

$$\vec{q}_{ds} = -ne \vec{D}_{ds} \nabla C \quad (2.50)$$

unde:

\vec{q}_{ds} - flux masic dispersiv [$ML^{-2}T^{-1}$];

\vec{D}_{ds} - tensorul coeficient de dispersie, [L^2T^{-1}]

∇C - gradientul concentrației, [ML^{-4}]

cu:

$$\nabla C = \frac{\partial C}{\partial x} \vec{i} + \frac{\partial C}{\partial y} \vec{j} + \frac{\partial C}{\partial z} \vec{k} \quad (2.51)$$

În cazul tridimensional tensorul coeficient de dispersie, un tensor de ordinul doi, are nouă componente date de matricea:

$$\Rightarrow \mathbf{D}_{ds} = \begin{vmatrix} D_{xx} & D_{xy} & D_{xz} \\ D_{yz} & D_{yy} & D_{yz} \\ D_{zx} & D_{zy} & D_{zz} \end{vmatrix}$$

(2.52)

Componentele matricii tensorului coeficient de dispersie pot fi exprimate funcție de componentele vitezei de mișcare în 3D:

$$V_a = V_{ax}\vec{i} + V_{ay}\vec{j} + V_{az}\vec{k} \quad (2.53)$$

$$D_{xx} = a_L \frac{V_{ax}^2}{V_a} + a_T \frac{V_{ay}^2 + V_{az}^2}{V_a} \quad (2.54)$$

$$D_{xy} = D_{yx} = (a_L - a_T) \frac{V_{ax}V_{ay}}{V_a} \quad (2.55)$$

$$D_{xz} = D_{zx} = (a_L - a_T) \frac{V_{ax}V_{az}}{V_a} \quad (2.56)$$

$$D_{yy} = a_L \frac{V_{ay}^2}{V_a} + a_T \frac{V_{ax}^2 + V_{az}^2}{V_a} \quad (2.57)$$

$$D_{yz} = D_{zy} = (a_L - a_T) \frac{V_{ay}V_{az}}{V_a} \quad (2.58)$$

$$D_{zz} = a_L \frac{V_{az}^2}{V_a} + a_T \frac{V_{ax}^2 + V_{ay}^2}{V_a} \quad (2.59)$$

unde : a_L - reprezintă dispersivitatea longitudinală [L], exprimând efectul dispersiei după direcția vitezei, respectiv a_T - dispersivitatea transversală, [L], exprimând efectul aceluiași proces după o direcție perpendiculară pe cea a vitezei.

Cazuri particulare :

Componentele tensorului coeficient de dispersie date de matricea (2.52) exprimate explicit în funcție de componentele vitezei și dispersivitățile longitudinală și transversală sunt în cazul general 3D. Dacă curentul subteran, exprimat prin componentele vitezei, nu este tridimensional sau dispersia nu este în acest caz, se întâlnesc cazuri particulare și anume:

- *Curent unidimensional* (1D), $\vec{V}_a = V_{ax}\vec{i}; V_{ay} = V_{az} = 0$, și dispersie 3D

pentru care componentele tensorului \vec{D}_{ds} sunt obținute din (2.54-2.59):

$$\begin{aligned}
 D_{xx} &= a_L V_{ax} = D_L \\
 D_{yy} &= a_T V_{ax} = D_T \\
 D_{zz} &= a_T V_{ax} = D_T
 \end{aligned}
 \tag{2.60}$$

iar matricea are forma:

$$D_{Ds} = \begin{vmatrix} D_L & 0 & 0 \\ 0 & D_T & 0 \\ 0 & 0 & D_T \end{vmatrix}
 \tag{2.61}$$

- *Curent 2D*, $\vec{V}_a = V_{ax}\vec{i} + V_{ay}\vec{j}$; $V_{az} = 0$, și dispersie 2D:

$$D_{xx} = a_L \frac{V_{ax}^2}{V_a} + a_T \frac{V_{ay}^2}{V_a}
 \tag{2.62}$$

$$D_{xy} = D_{yx} = (a_L - a_T) \frac{V_{ax} V_{ay}}{V_a}
 \tag{2.63}$$

$$D_{yy} = a_L \frac{V_{ay}^2}{V_a} + a_T \frac{V_{ax}^2 + V_{ay}^2}{V_a}
 \tag{2.64}$$

- *Curent 1D și dispersie 2D* :

$$D_{xx} = a_L V_{ax} = D_L
 \tag{2.65}$$

$$D_{yy} = a_T V_{ax} = D_T$$

$$D_{Ds} = \begin{vmatrix} D_L & 0 \\ 0 & D_T \end{vmatrix}
 \tag{2.66}$$

- *Curent 1D și dispersie 1D* :

$$D_{Ds} = a_L V_{ax} = D_L
 \tag{2.67}$$

c. Difuzia reprezintă răspândirea unui constituenț în mediul poros sub influența mișcării moleculare Browniene dinspre punctele de concentrație înaltă înspre cele de concentrație scăzută, chiar în absența mișcării subterane. Concentrațiile tind să se egalizeze în toate părțile acviferului. Difuzia este un proces complex de transfer de masă care reprezintă efectele de transfer macroscopice ale unor fenomene microscopice cum sunt difuzia moleculară și difuzia turbulentă. Difuzia moleculară este efectul de transfer macroscopic al fenomenului de agitație moleculară și are loc indiferent dacă există sau nu mișcare mecanică macroscopică a celor două fluide. Difuzia turbulentă este efectul mediat în mișcarea medie turbulentă a fluctuațiilor turbulente locale, fenomen analog cu difuzia moleculară, dar la scară redusă.
[10], [15]

Fluxul difuziv, exprimat de ecuația (2.68), este cunoscută ca **prima lege a lui**

Fick:

$$\vec{q}_{df} = -n_e D_{ds} \nabla C
 \tag{2.68}$$

unde:

- \bar{q}_d - flux masic difuziv [$ML^{-2}T^{-1}$];
- D_{ds} - coeficient de difuzie în mediul poros, [L^2T^{-1}]
- ∇C - gradientul concentrației, [ML^{-4}] care explicit are forma:

$$\nabla C = \frac{\partial C}{\partial x} \bar{i} + \frac{\partial C}{\partial y} \bar{j} + \frac{\partial C}{\partial z} \bar{k} \quad (2.69)$$

n_e - porozitate efectivă a mediului poros, adimensională.

d. Adsorbția/Desorbția

Adsorbția, este un proces foarte important în purificarea apei, prin care sunt reținute particulele fine în suspensie sau dizolvate în mod activ prin forțe fizice, de atracție între cele două tipuri de particule și forțe electrostatice între sarcini electrice diferite. Diferențele între cele două tipuri de adsorbții sunt mici. Prin natura sa cristalină, nisipul cuarțos (la pH normal) este încărcat negativ și este capabil să adsoarbă particulele încărcate pozitiv, ca de exemplu: carbonați, hidrați de fier și aluminiu, cationi de fier, mangan etc. Substanțele coloidale de origine organică, inclusiv bacteriile, au în cea mai mare parte sarcină negativă și, în consecință, nu sunt atrase, ceea ce înseamnă că nisipul curat nu poate reține astfel de impurități. În natură, însă, asemenea situații sunt rare, nisipul având intercalate alte substanțe care au sarcină pozitivă, astfel că local sarcina rezultată este pozitivă, reținând particulele care au sarcină negativă, de tipul celor menționate. Dacă în timp se ajunge la o suprasaturare a adsorbției, sarcina învelișului granulelor devine negativă, permițând adsorbția particulelor cu sarcină pozitivă și procesul se poate repeta în continuare, sarcina electrică schimbându-se mereu.

La un moment dat, materialul din acvifer conține particule încărcate atât cu sarcină negativă cât și pozitivă, favorizând reținerea electrostatică a particulelor în suspensie sau a impurităților dizolvate, independent de sarcina acestora.

Rezultatele experimentale ale testelor cu trasori pot fi diferite de cele obținute pe cale teoretică, astfel că timpul mediu de tranzit poate să fie cu câteva ordine de mărime mai mare decât valorile de proiectare. Acest lucru poate fi explicat prin fenomenul de adsorbție, prin care trasorii din apă sunt transferați pe suprafața statică a granulelor solului. Când, după un timp, concentrația în apa din pori a substanței dizolvate (Fe) devine constantă, adsorbția nu se mai produce, astfel că apa ce ajunge la frontul de captare va avea concentrații constante în acea substanță, egale cu cele ale apei din sistemul de injectare. În cazul în care concentrația substanței dizolvate din apa scade, se produce desorbția de pe particulele solide ale solului, menținând un echilibru între cantitatea de substanță dizolvată în apă și cea fixată pe granulele solului. Adsorbția este limitată de cantitatea maximă de substanță ce poate fi reținută de particulele solide. Adsorbția și desorbția sunt procese dinamice, o substanță deja adsorbită fiind eliberată în soluție dacă o nouă substanță cu o concentrație mai mare este transportată de curentul de apă. Adsorbția compușilor organici este mai complicată, deoarece aceștia sunt biodegradați, astfel că se realizează o reducere a concentrației lor pe suprafața particulei solide, ceea ce va permite continuarea procesului de adsorbție. [2], [17]

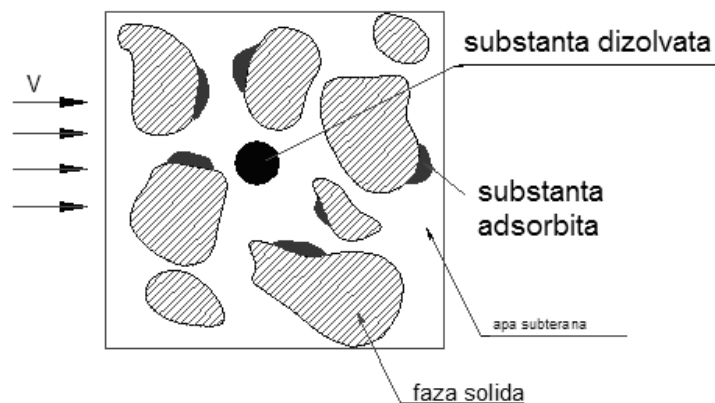


Fig. 2.11. Schema adsorbției

Gradul de adsorbție este dat de coeficientul de adsorbție:

$$C_a^* = \frac{m_a}{m_{sch}} \quad (2.70)$$

unde:

- C_a^* - coeficientul de adsorbție microstructural;
- m_a - masa substanței adsorbită [M];
- m_{sch} - masa scheletului solid, [M].

Notând cu ρ_k^* densitatea scheletului solid, atunci la același nivel microstructural concentrația substanței adsorbite va fi, dată de relația:

$$C_{ak} = \rho_k^* C_a^* \quad (2.71)$$

La nivelul unui volum elementar de control (VEC), având volumul unitar, și porozitatea efectivă n_e , volumul scheletului solid este reprezentat de $(1 - n_e)$, iar masa de substanță adsorbită de scheletul solid, va fi dată de expresia integrală :

$$m_a = \frac{1}{V} \int_V \rho_k C_a (1 - n_e) dV \quad (2.72)$$

unde:

- m_a - masa de substanță adsorbită, [M];
- ρ_k - densitatea medie a scheletului solid, [ML⁻³];
- C_a - coeficient de adsorbție mediu.

Masa totală a unei substanțe într-un volum V al mediului poros va fi dată de:

$$m_{tp} = C n_e + (1 - n_e) \rho_k C_a \quad (2.73)$$

Primul termen reprezintă masa substanței dizolvate în apa subterană având concentrația C , iar cel de al doilea termen reprezintă masa substanței adsorbite în unitatea de volum. [12], [14]

O altă formă se obține prin introducerea coeficientului de întârziere R :

$$m_{tp} = C n_e R$$

$$R = 1 + \frac{1 - n_e}{n_e} \rho_k \frac{C_a}{C} \quad (2.74)$$

Observații :

1)

- a. Valoarea $R = 1$ semnifică faptul că procesul este fără adsorbție.
- b. Valoarea $R > 1$ indică o întârziere a penei de poluant, datorită adsorbției
- c. Valoarea $R < 1$ arată că pana poluantă depășește frontul convectiv-dispersiv.

e. Degradarea

Degradarea poate fi de natură chimică, biologică sau radioactivă.

Cantitatea de substanță pierdută prin degradare se definește printr-o rată (viteză) de degradare (σ_d) și se evaluează printr-o relație empirică de forma:

$$\sigma_d = -\lambda [C n_e + (1 - n_e) \rho_k C_a] \quad (2.75)$$

unde:

σ_d - rată de degradare

λ - coeficient de degradare

Rata de degradare exprimă cantitatea de substanță pierdută printr-un anumit proces de degradare (chimic, biologic, radioactiv) în unitatea de timp și poate fi exprimată ca unități de măsură în $\langle \text{mg}/\text{m}^3\text{s} \rangle$.

Folosind expresia coeficientului de întârziere R dată de relația (2.74), relația (2.75) devine:

$$\sigma_d = -\lambda C n_e R \quad (2.76)$$

2.5. Ecuații de bază ale proceselor de transport în acvifere

Pe baza descrieri și reprezentării matematice a principalelor procese de transport se pot deduce ecuațiile fundamentale ale transportului în acvifere pentru cazul unidimensional:

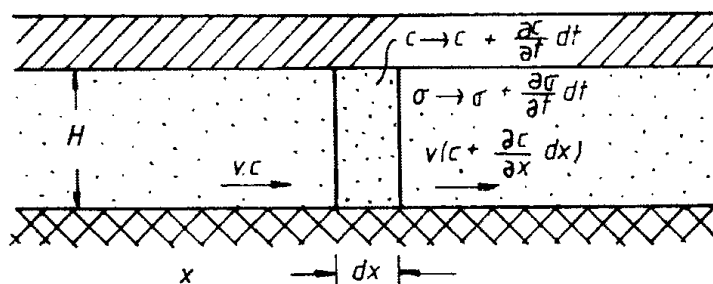


Fig. 2.12. Schemă pentru stabilirea bilanțului masic datorat adsorbției

Modelului continuității acviferului i s-au atribuit o serie de mărimi fizice care reprezintă procesele relevante pentru transport, matematic ca funcții de stare și în unele cazuri ca și funcții dependente de timp ($\emptyset = \emptyset(r,t)$), [17]

o Calculul curgerii:

- Vectorii fluxului de masă:

- transport prin convecție $\vec{q}_c = n_e c \vec{v}_r = c \vec{v}_a$

- transport prin dispersie $\vec{q}_{ds} = -n_e \vec{D}_{ds} \nabla C$

- transport prin difuzie $\vec{q}_{df} = -n_e D_{ds} \nabla C$

Vectorul fluxului masei totale $\vec{q}_g = \vec{q}_c + \vec{q}_{ds} + \vec{q}_{df}$

- Vectorul debitului afluent și efluent în cazul unei eventuale injecții de substanță raportată la o suprafață \vec{q}_i

- Densitatea masică a substanței totale în acvifer (dizolvată și adsorbită)

$$e_g = c \cdot n_e + (1 - n_e) \cdot \rho_k \cdot C_a \quad (2.77)$$

$$e_g = c \cdot n_e \cdot R \quad (2.78)$$

$$R = 1 + \frac{1 - n_e}{n_e} \cdot \rho_k \cdot \frac{C_a}{c} \quad (2.79)$$

- Rata de descompunere

$$\sigma_d = -\lambda [c \cdot n_e + (1 - n_e) \cdot \rho_k \cdot C_a] = -\lambda \cdot c \cdot n_e \cdot R \quad (2.80)$$

- Repartiția vitezei

Pe baza reprezentării vectorului convectiv al fluxului de masă \vec{q}_c cu ajutorul vitezei pe o distanță, vectorul vitezei de transport prin difuzie, dispersie și vectorul vitezei totale poate fi reprezentat în mod asemănător. Pentru aceasta se definește:

- viteza transportului prin difuzie

$$\vec{v}_{df} = \frac{\vec{q}_{df}}{c \cdot n_e} = -D_m \frac{\nabla C}{c} \quad (2.81)$$

- viteza transportului prin dispersie

$$\vec{v}_{ds} = \frac{\vec{q}_{ds}}{c \cdot n_e} = -D_{ds} \frac{\nabla C}{c} \quad (2.82)$$

- viteza transportului total

$$\vec{v}_g = \frac{\vec{q}_g}{e_g} = \frac{\vec{q}_g}{c \cdot n_e \cdot R} \quad (2.83)$$

Pentru viteza întregului transport de substanță rezultă:

$$\vec{v}_g = \frac{1}{R} \left(\vec{v}_a + \vec{v}_{df} + \vec{v}_{ds} \right) \quad (2.84)$$

Acest rezultat ne arată că adsorbția de orice fel ($c_a \neq 0$) duce la o întârziere a extinderii substanței în acvifer:

$$c_a \neq 0 \quad R > 1 \quad \vec{v}_g < \vec{v}_a + \vec{v}_{df} + \vec{v}_{ds} \quad (2.85)$$

- o Ecuații de bază

Concentrația de substanță poate duce la modificarea ecuațiilor de bază ale curgerii freatice:

- Legea lui Darcy – generalizată

$$\vec{v} = -\vec{k}_M \left[\nabla h + \left(\frac{\rho_M}{\rho} - 1 \right) \nabla z \right] \quad h = \frac{p}{\rho g} + z \quad (2.86)$$

- **Ecuația continuității**

- a) acvifer sub presiune

$$\rho_M S \frac{\partial h}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_M \cdot \vec{v}) = 0 \quad (2.87)$$

unde: S = coeficient de acumulare, $S \rightarrow 0$ $\nabla \cdot (\rho_M \cdot \vec{v}) = 0$

b) acvifer cu nivel liber

$$\rho_M n_e \frac{\partial h}{\partial t} + \nabla(\rho_M \cdot h \cdot \vec{v}) = 0 \quad (2.88)$$

unde: h = adâncimea apei freatice

• **Ecuația transportului substanțelor în acvifere**

Se consideră un volum din acvifer care la timpul t corespunde lui $V(t) \subset R^3$ și care este limitat de suprafața $A(t)$. Variația în timp a masei este egală cu surse interne de fier de flux q_i și concentrație C_i , printr-o suprafață dA , plus surse interne / externe prin volumul dV .

• **Principiul generalizat al conservării masei**

$$\frac{d}{dt} \int_{V(t)} e_g dV = \int_{A(t)} \vec{n} \cdot \vec{q}_i \cdot C_i dA + \int_{V(t)} (\sigma_{ve} + \sigma_d) dV \quad (2.89)$$

unde: σ_{ve} - surse interne/externe de substanță dizolvată

σ_d - degradarea substanței

• **Teorema transportului pentru funcția generalizată a densității „ e_g ”**

$$\frac{d}{dt} \int_{V(t)} e_g dV = \int_{V(t)} \frac{\partial e_g}{\partial t} dV + \int_{A(t)} \vec{n} \cdot \vec{q}_g \cdot dA \quad (2.90)$$

Din principiul conservării masei și cu ajutorul teoremei transportului, rezultă:

$$\int_{V(t)} \frac{\partial e_g}{\partial t} dV + \int_{A(t)} \vec{n} \cdot \vec{q}_g \cdot dA = \int_{A(t)} \vec{n} \cdot \vec{q}_i \cdot C_i dA + \int_{V(t)} (\sigma_{ve} + \sigma_d) dV \quad (2.91)$$

Aplicarea teoremei lui Gauss conduce la:

$$\int_{V(t)} \left[\frac{\partial e_g}{\partial t} + \nabla \cdot (\vec{q}_g - \vec{q}_i \cdot C_i) - \sigma_d - \sigma_{ve} \right] dV = 0 \quad (2.92)$$

Deoarece $V(t)$ este un volum material oarecare, rezultă:

$$\frac{\partial e_g}{\partial t} + \nabla \cdot \vec{q}_g - \sigma_D = \begin{cases} \nabla C_i \cdot \vec{q}_i - \text{într-un punct marginal curat de injecție prin margine} \\ \sigma_{VE} & - \text{într-un punct interior al acviferului} \\ 0 & - \text{dacă nu sunt introduse suplimentare de substanțe} \end{cases} \quad (2.93)$$

Dacă se înlocuiește vectorul fluxului masic (q_q) și densitatea masică a substanței (e_q) prin posibilele procese de transport (convecție, difuzie, dispersie, adsorbție rapidă) rezultă ecuația explicită a transportului sub formă locală.

$$\frac{\partial}{\partial t} (c \cdot n_e \cdot R) + \nabla [v_a \cdot n_e \cdot C - n_e \cdot \vec{D} \cdot \nabla C] - \lambda \cdot c \cdot n_e \cdot R =$$

$$= \begin{cases} \nabla C_i - \text{într-un punct marginal curat de injecție prin margine} \\ \sigma_{VE} - \text{într-un punct interior al acviferului} \\ 0 - \text{dacă nu sunt introduse suplimentare de substanțe} \end{cases} \quad (2.94)$$

unde: n_e - porozitatea efectivă

$$R = 1 + \frac{1 - n_e}{n_e} \cdot \rho_k \cdot \frac{c_a}{c} - \text{coeficient de întârziere sau de adsorbție}$$

c - concentrația substanței

c_a - concentrația fazei adsorbite pe unitatea de masă de materie

ρ_k - densitatea masică a matricei particulei

$e_g = c \cdot n_e + (1 - n_e) \cdot \rho_k \cdot c_a = c \cdot n_e \cdot R$ - densitatea masică a substanței totale (dizolvată și adsorbită)

\vec{v}_a - viteza pe o distanță

$\vec{D} = D_m \cdot \vec{I} + \vec{D}_{ds}$ - tensorul total de difuzie/dispersie

D_m - coeficient molecular de difuzie

\vec{D}_{ds} - tensorul dispersiei

λ = constantă de descompunere

\vec{q}_i = vectorul de flux, relativ la suprafață

c_i = concentrația substanței injectate

σ_{VE} = introducerea punctuală de substanță

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{1}{R} \nabla \left[\vec{v}_a \cdot c - \vec{D} \cdot \nabla c \right] - \lambda \cdot c = \begin{cases} \frac{\sigma_{VE}}{n_e \cdot R} \\ \frac{1}{n_e \cdot R} \cdot \nabla \cdot \vec{q}_i \cdot c_i \end{cases} \quad (2.95)$$

Dacă nu se introduce suplimentar substanță ($\sigma_{VE} = 0$, $\vec{q}_i = 0$), rezultă:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{1}{R} \nabla \left[\vec{v}_a \cdot c - \vec{D} \cdot \nabla c \right] - \lambda \cdot c = 0 \quad (2.96)$$

Prin integrarea în raport cu volumul de control se obține ecuația transportului sub formă globală, ca ecuația bilanțului de masă a întregii substanțe într-un volum de control fix al acviferului:

$$\int_V \frac{\partial}{\partial t} (R \cdot n_e \cdot c) dV + \int_A \vec{n} \cdot \left[\vec{v}_a \cdot n_e \cdot c - n_e \cdot \left(D_m \cdot \vec{I} + D_{ds} \right) \cdot \nabla c \right] dA - \int_V \lambda \cdot c \cdot n_e \cdot R dV =$$

$$= \int_A \vec{v} \cdot \vec{q}_i \cdot c_i \cdot dA + \int_V \sigma_{ve} \quad (2.97)$$

În ecuațiile generalizate ale transportului funcția căutată este concentrația substanței dizolvate:

$$c = c(\vec{r}, t) = c(x, y, z, t) \quad (2.98)$$

Pentru reprezentarea conținutului total de substanță dizolvată în acvifer se ia în considerare repartiția densității masice a întregii substanțe în acvifer (dizolvată și adsorbită).

$$R \cdot n_e \cdot c = e_g = e_g(x, y, z, t) \quad (2.99)$$

Forme mediate ale ecuației transportului

În practică se produc procese de curgere și transport, care pot fi descrise satisfăcător cu ajutorul unor mărimi fizice mediate.

- Ecuația transportului pentru modelarea procesului de transport 2D

Procesele de transport în plan orizontal pot fi modelate cu ajutorul unei ecuații bidimensionale a transportului. Aceasta se obține prin medierea ecuației tridimensionale pe adâncimea acviferului.

Pentru obținerea ecuațiilor transportului se rezolvă integrala:

$$\int_V \frac{\partial}{\partial t} (R \cdot n_e \cdot c) dV + \int_A \vec{n} \cdot \left[\vec{v}_a \cdot n_e \cdot c - n_e \cdot \left(D_m \cdot \vec{I} + D_{ds} \right) \cdot \nabla c \right] dA - \int_V \lambda \cdot c \cdot n_e \cdot R dV =$$

$$= \int_A \vec{v} \cdot \vec{q}_i \cdot c_i \cdot dA + \int_V \sigma_{ve} \quad (2.100)$$

pe un volum de control unitar, fix V_e al acviferului. Prin integrare și mediere se obțin:

$$\frac{\partial}{\partial t} \left(m_{\ddot{a}} \cdot \overline{n_e \cdot R_c} \right) + \nabla \cdot \left(m_{\ddot{a}} \cdot \overline{\vec{v}_a \cdot n_e \cdot c} - m_{\ddot{a}} \cdot \overline{n_e \cdot \vec{D} \cdot \nabla c} \right) + m_{\ddot{a}} \cdot \overline{\lambda \cdot n_e \cdot R_c} = m_{\ddot{a}} \cdot \tilde{\sigma}_{ve} + q_i \cdot c_i \quad (2.101)$$

$$\overline{n_e \cdot R_c} = \frac{1}{m_{\ddot{a}}} \int_0^{m_{\ddot{a}}} n_e \cdot R_c dz \quad (2.102)$$

$$\overline{\vec{v}_a \cdot n_e \cdot c} = \frac{1}{m_{\ddot{a}}} \int_0^{m_{\ddot{a}}} \vec{v}_a \cdot n_e \cdot c \cdot dz \quad (2.103)$$

$q_i c_i$ - fluxul admisiei de substanță prin suprafața marginală superioară (S_0) sau și inferioară (S_n)

$\tilde{\sigma}_{ve}$ = aportul de substanță dizolvată pe volum, care este constantă de-a lungul unei linii verticale ($0 < z < m$) într-o porțiune plană (x, z),

Dacă $m_{\tilde{a}}$, n_e sunt constante și se consideră adsorbția ca o izotermă liniară, din ecuația precedentă rezultă:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{1}{R} \nabla (\vec{v}_a \cdot c - \vec{D} \cdot \nabla c) + \lambda c = \frac{\sigma_{ve}}{n_e R} + \frac{q_i \cdot c_i}{m_{\tilde{a}} \cdot n_e \cdot R} \quad (2.104)$$

Modelul bidimensional se aplică când există premiza unei amestecări verticale bune a concentrației. Dacă există stratificare, deci schimb vertical scăzut, se poate separa un sistem parțial simplificat, luând în considerare straturi separate.

- Ecuația transportului pentru modelarea unui proces de transport unidimensional

Procesele de transport unidimensionale au loc în experimentele în coloană, în laborator. Ele însă pot schematiza și procesele simple de transport în câmp, în plan orizontal sau vertical.

Ecuația transportului se poate obține prin integrarea ecuației transportului sub formă globală:

$$\begin{aligned} & \int_V \frac{\partial}{\partial t} (R \cdot n_e \cdot c) dV + \int_A \vec{n} \cdot \left[\vec{v}_a \cdot n_e \cdot c - n_e \cdot \left(D_m \cdot \vec{I} + D_{ds} \right) \cdot \nabla c \right] dA - \int_V \lambda \cdot c \cdot n_e \cdot R dV = \\ & = \int_A \vec{v} \cdot \vec{q}_i \cdot c_i \cdot dA + \int_V \sigma_{ve} \\ & \frac{\partial c}{\partial t} + \frac{1}{R} \left[\frac{\partial (v_a \cdot c)}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(D_L \frac{\partial c}{\partial x} \right) \right] + \lambda c = \frac{\sigma_{ve}}{n_e \cdot R} + \frac{q_i \cdot c_i \cdot U_E \cdot L_E}{n_e \cdot R \cdot A} \end{aligned} \quad (2.105)$$

unde:

n_e , A și R = constante

$U_E L_E$ = suprafața marginală prin care se injectează o substanță în coloană.

U_E = porțiunea de circumferință

L_E = lungimea.

În ecuațiile anterioare mărimile fizice sunt dependente doar de coordonatele lungimii (x) și de timp și reprezintă valoarea medie pe secțiunea coloanei (A) de-a lungul coloanei. [18]

$$c = c(x, t) = \frac{1}{A} \int_A c(x, y, z, t) dA \quad (2.106)$$

Forma adimensională a ecuației transportului

Prin introducerea de mărimi adimensionale în ecuația:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{1}{R} \nabla \left[\vec{v}_a - \vec{D} \cdot \nabla c \right] - \lambda \cdot c = 0 \quad (2.107)$$

se obține:

$$N_e \frac{\partial c^*}{\partial t^*} + P_e \cdot \nabla^* \cdot \left(\vec{v}_a^* \cdot c^* \right) - \nabla^* \cdot \left(\vec{D}^* \cdot \nabla^* \cdot c^* \right) - Z_e \cdot \lambda^* \cdot c^* = 0 \quad (2.108)$$

unde:

$$\begin{aligned} c^* &= \frac{c}{C_o}; & t^* &= \frac{t}{T_o}; & x^*, y^*, z^* &= \frac{x}{L_o}, \frac{y}{L_o}, \frac{z}{L_o}; & \vec{v}_a &= \frac{\vec{v}_a}{v_o}; & \vec{D}^* &= \frac{\vec{D}}{D_o}; \\ \lambda^* &= \frac{\lambda}{\lambda_o}; & \nabla^* &= \vec{i} \frac{\partial}{\partial x^*} + \vec{j} \frac{\partial}{\partial y^*} + \vec{k} \frac{\partial}{\partial z^*} \end{aligned} \quad (2.109)$$

$C_o, T_o, L_o, v_o, D_o, \lambda_o$ = mărimi adimensionale

$N_e = \frac{L_o^2}{D_o \cdot L_o}$ - numărul lui Neumann

$P_e = \frac{v_o \cdot L_o}{D_o}$ - numărul lui Peclet

$Z_e = \frac{\lambda_o \cdot L_o^2}{D_o}$ - numărul lui Zerfall

Nr caracteristice adimensionale ale
procesului de transport

Se observă că nr. Peclet caracterizează raportul dintre transportul convectiv și cel de difuzie/dispersie. Când nr. Peclet este mare, predomină transportul convectiv, iar când nr. Peclet este mic predomină transportul prin difuzie.

2.6. Metode de rezolvare a ecuației de transport

Pe baza ecuației transportului poluanților în apele subterane, a condițiilor la limită și inițiale pentru funcția concentrație $C=C(x;t)$ și a considerentelor prezentate în paragraful precedent, metodele de rezolvare a acestei ecuații, sunt prezentate în schema principală dată de figura 2.13.

În esență, metodele de rezolvare a ecuației de transport se împart în două mari categorii : metode analitice și metode numerice. [26]

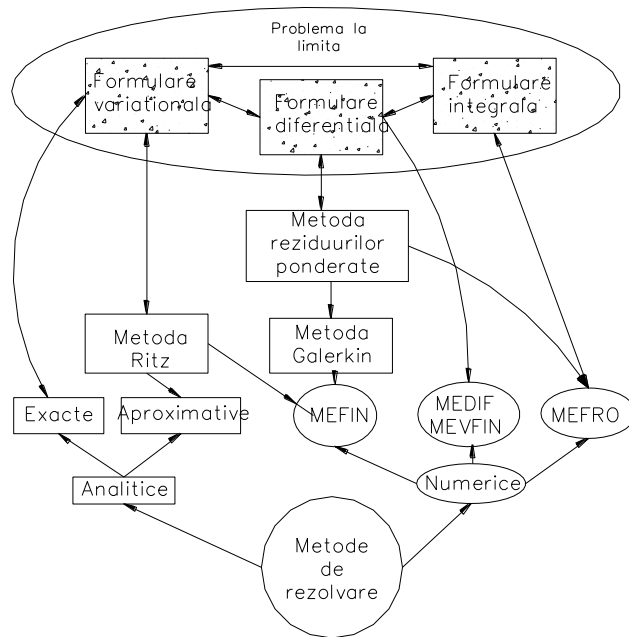


Fig. 2.13. Metode de rezolvare a ecuației de transport

2.6.1. Metode analitice

Metodele analitice de rezolvare a ecuației de transport a poluanților în apele subterane sunt cu atât mai complexe cu cât numărul parametrilor de transport/procese considerate respectiv numărul dimensiunilor spațiale cresc.

Utilitatea metodelor analitice constă în primul rând în efortul mic de calcul, rapiditatea obținerii soluțiilor. Pe de altă parte soluțiile analitice oferă ordinul de mărime al funcției căutate, respectiv al concentrației și pe această cale a intensității fenomenului de poluare.

Limitările acestor soluții analitice sunt date de numărul de dimensiuni spațiale, tipul câmpului vectorial al vitezelor respectiv variabilitatea parametrilor considerați pentru un caz concret de modelare/ simulare. [18]

Trebuie avut în vedere că în practică acviferele sunt *neomogene* și *anizotrope*, dispersia este o mărime variabilă, motiv pentru care din punct de vedere matematic

este exprimată printr-un tensor iar câmpul vectorial al vitezelor are cea mai mare variabilitate în spațiu și timp. Din acest motiv se apelează la tehnici de mediere și simplificare, până la urmă o tehnică destul de uzuală în tehnică.

Forma matematică a soluțiilor va depinde deci de următorii parametri :

- câmpul de viteze;
- procesele de transport considerate (convecție, difuzie-dispersie, absorbție, degradare);
- tipul acviferului (infinite, semi infinite) exprimat prin condițiile la limită;
- tipul injectiei de poluant (continuă, instantanee, mixtă) exprimat prin condițiile inițiale;
- numărul de dimensiuni spațiale considerate și implicit tipul tensorului dispersie;

În funcție de acești parametri se vor prezenta în continuare câteva soluții uzuale cunoscute în literatura de specialitate . [17]

Soluția 1

Caracteristici/parametri :

- acvifer 1D, infinite
- $$C = C(x, t); x \in (-\infty, +\infty) \quad (2.110)$$

- transport convectiv, dispersiv/difuziv, degradare, absorbție
- injectie instantanee, sursa liniară de masă M_0 [ML^{-1}]
- câmp de viteze unidimensional, V_a

Ecuația de bază :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{V_a}{R} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{D_L}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \lambda C = 0 \quad (2.111)$$

Condiții inițiale :

$$C(x, t = 0) = \frac{M_0}{mnR} \delta(x - 0) \quad (2.112)$$

Condiții la limită :

$$C(\pm \infty, t) = 0 \quad (2.113)$$

Soluția analitică, în acest caz este dată de relația:

$$C(x, t) = \frac{M_0}{2mnR\sqrt{\pi Dt/R}} e^{\left(-\frac{(x-V_a t/R)^2}{4Dt/R} - \lambda t\right)} \quad (2.114)$$

cu:

$$C_{\max} = \frac{M_0}{mnR} \quad (2.115)$$

unde:

- M_0 - masa de injectie de poluant la sursă
- $\delta(x - 0)$ funcția delta a lui Dirac
- m - grosimea acviferului
- D - coeficient exprimând efectul combinat dispersie/difuzie

- C_{\max} concentrația maximă inițială la sursă.
cu respectarea condiției:

$$\int_{-\infty}^{+\infty} m n R C(x, t) dx = M_0 e^{-\lambda t} \quad (2.116)$$

Reprezentarea grafică, a acestei soluții analitice, este prezentată în figura următoare:

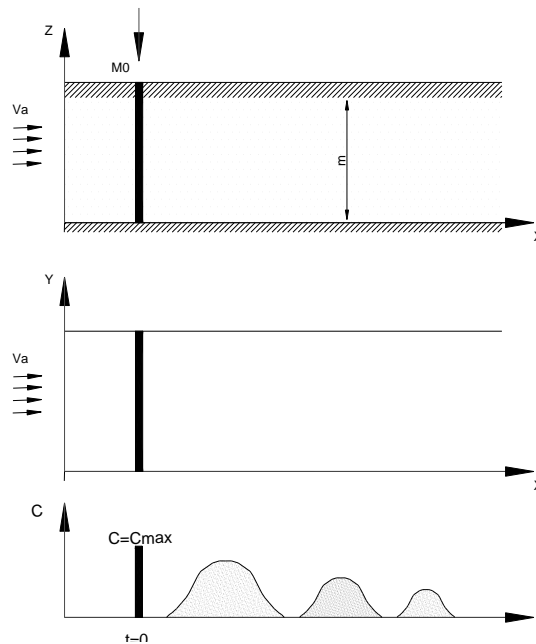


Fig. 2.14. Reprezentarea grafică în soluția 1

Soluția 2

Caracteristici/parametri:

- acvifer 2D, infinit :
 $C = C(x, y, t); x, y \in (-\infty, +\infty)$ (2.117)

- câmp de viteze unidimensional, V_a ;
- transport convectiv, dispersiv / difuziv 2D, degradare, absorbție;
- injecție instantanee, sursa punctiformă de masă M_0 .

Ecuția de bază

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{V_a}{R} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{1}{R} \left(D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) + \lambda C = 0 \quad (2.118)$$

Condiții inițiale :

$$C(x, y, t = 0) = \frac{M_0}{mnR} \delta(x - 0, y - 0) \quad (2.119)$$

Condiții la limită :

$$C(r \rightarrow \pm\infty, t) = 0 \quad (2.120)$$

$$r = \sqrt{x^2 + y^2}$$

Soluția analitică, în acest caz, este dată de relația

$$C(x, y, t) = \frac{M_0}{mnV_a t \sqrt{a_L a_T}} e^{\left(-\frac{(x - V_a t / R)^2}{4a_L a_T V_a t / R} - \frac{y^2}{4a_T V_a t / R} - \lambda t \right)} \quad (2.121)$$

unde mărimile fizice conținute, au fost deja prezentate anterior.

Concentrația maximă, în acest caz este:

$$C_{\max} = \frac{M_0}{mnR} \quad (2.122)$$

Reprezentarea grafică, a acestei soluții analitice, este prezentată în figura următoare :

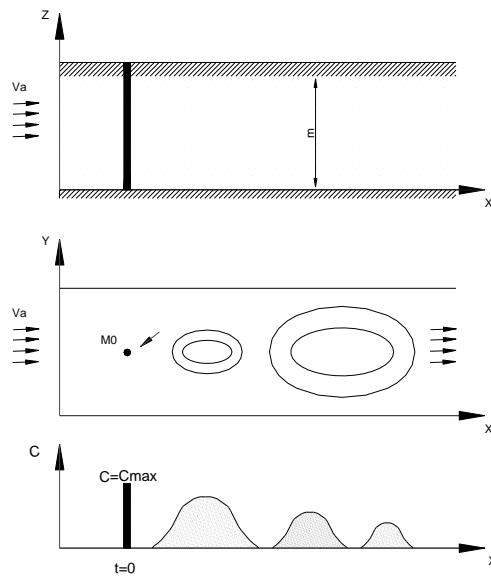


Fig. 2.15. Reprezentarea grafică în soluția 2

Soluția 3

Caracteristici/parametri:

- acvifer 1D, semi infinit :

$$C = C(x, t); x \in [0, +\infty) \quad (2.123)$$

- transport convectiv, dispersiv / difuziv 1D, degradare, absorbție;
- injecție continuă, sursa liniară de masă M_0 [ML^{-1}];
- câmp de viteze unidimensional, V_a .

Ecuția de bază:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{V_a}{R} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{D_L}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \lambda C = 0 \quad (2.124)$$

Condiții inițiale :

$$C(x, t = 0) = 0 \quad (2.125)$$

Condiții la limită :

$$C(x = 0, t) = C_0 \quad (2.126)$$

$$C(+\infty, t) = 0, t > 0$$

Soluția analitică, în acest caz, este dată de relația:

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \left[e^{\frac{x-\alpha}{2a_L}} \operatorname{erfc}1(x) + e^{\frac{x+\alpha}{2a_L}} \operatorname{erfc}2(x) \right] \quad (2.127)$$

unde:

$$\operatorname{erfc}1(x) = \operatorname{erfc} \left(\frac{x - \frac{\alpha V_a t}{R}}{\sqrt{\frac{4a_L V_a t}{R}}} \right) \quad (2.128)$$

$$\operatorname{erfc}2(x) = \operatorname{erfc} \left(\frac{x + \frac{\alpha V_a t}{R}}{\sqrt{\frac{4a_L V_a t}{R}}} \right) \quad (2.129)$$

$$\alpha = \sqrt{1 + \frac{4\lambda R a_L}{V_a}} \quad (2.130)$$

$$C_{\max} = \frac{M_0}{mn\alpha V_a} \quad (2.131)$$

iar $\operatorname{erfc}(x)$ reprezintă funcția complementară a erorii, definită prin :

$$\operatorname{erfc}(u) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_u^{\infty} e^{-\xi^2} d\xi \quad (2.132)$$

Soluția 4

Caracteristici/parametri :

- acvifer 2D, semi infinit

$$C = C(x, y, t); x, y \in [0, +\infty) \quad (2.133)$$

- transport convectiv, dispersiv/difuziv 2D, degradare, absorbție;
- injecție continuă, sursa punctiformă de masă M_0 [M];
- câmp de viteze unidimensional, V_a

Ecuația de bază :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{V_a}{R} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{1}{R} \left(D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) - \lambda C = 0 \quad (2.134)$$

Condiții inițiale :

$$C(r, t = 0) = 0; r > 0 \quad (2.135)$$

Condiții la limită :

$$C(x = 0, y = 0, t) = C_0$$

$$C(r \rightarrow +\infty, t) = 0, t > 0$$

$$r = \sqrt{x^2 + y^2}$$

$$C_0 = \frac{M_0}{mnV_a} \quad (2.136)$$

Soluția analitică, în acest caz, este dată de relația :

$$C(x, y, t) = \frac{M_0}{4mnV_a \sqrt{\pi a_T \gamma r^*}} e^{\frac{x - \gamma r^*}{2a_L}} \operatorname{erfc} \frac{r^* - \gamma \frac{V_a t}{R}}{2 \sqrt{a_L \frac{V_a t}{R}}} \quad (2.137)$$

$$r^* = \sqrt{x^2 + \frac{a_L}{a_T} y^2} \quad (2.138)$$

$$\gamma = \sqrt{1 + 4a_L \lambda \frac{R}{V_a}} \quad (2.139)$$

Reprezentarea grafică, a acestei soluții analitice este prezentată în figura următoare : [30],[35]

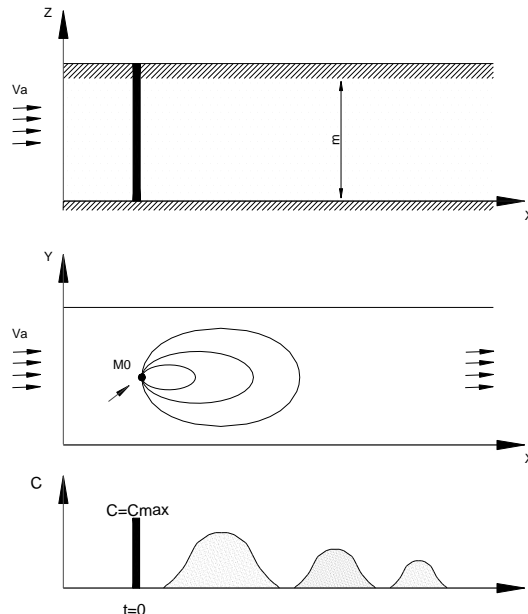


Fig. 2.16. Reprezentarea grafica în soluția 4

2.6.2. Metode numerice de rezolvare a ecuației de transport

Metodele numerice de rezolvare a ecuației de transport a poluanților în acvifere reprezintă o alternativă de calcul a *metodelor analitice* și chiar una reușită.

Dezvoltarea impetuoasă a sistemelor de calcul (*software / hardware*) din ultimii ani a făcut ca și acest domeniu fizico-matematic, eventual de ingineria mediului, altfel spus, să se racordeze la acest progres.

Avantajele metodelor numerice rezultă din următoarele elemente remarcabile:

- preprocesare interactivă și ușoară pentru datele de intrare;
- aplicabilitate la domenii spațiale și temporale dintre cele mai diverse ca și formă și dimensiuni inaccesibile metodelor analitice;
- aplicabilitate la medii neomogene, prin prisma parametrilor de mișcare și transport;
- simulări / resimulării cuplate temporar deosebit de utile în luarea unor decizii la nivel micro sau macro regional care incumbă domenii de definiții complementare.

Limitările/ dificultățile, deși nu majore ale metodelor numerice pot fi rezumate la :

- posibilitatea apariției erorilor în rezultatele finale ca urmare a necorelării datelor de intrare cu finețea rezultatelor cerute, ceea ce reprezintă o „catastrofă” numerică;
- necesitatea unei anumite abilități a utilizatorului de soft/metodă, în preprocesarea și postprocesarea datelor;

- necesitatea lucrului în echipă (*informaticieni, hidraulicieni, chimiști, etc.*) pentru o postprocesare și simulare adecvată, aceasta din dorința de evitare a unei specializări înguste, exclusiviste, și nu în ultimul rând;
- prețul ridicat de achiziționare / reactualizare pentru utilizatori a unui soft în acest domeniu.

În esență, **metodele numerice**, se deosebesc între ele prin tipul de formulare a problemei la limită, în cazul de față ecuația **transportului poluanților** în apele de suprafață și anume: formularea diferențială, variațională, respectiv, integrală. În funcție de aceste trei formulări se deosebesc metodele numerice: metoda diferențelor finite MEDIF (prin extindere metoda volumelor finite: MEVFIN), metoda elementelor finite MEFIN și respectiv metoda elementelor de frontieră MEFRO.

Important este faptul că prin folosirea oricărei metode numerice amintite anterior, rezultatul obținut trebuie să coincidă, ceea ce este asigurat de condiția ca formulările să fie echivalente, din punct de vedere matematic. [16]

Reprezentarea grafică a modului de formulare a problemei la limită și a metodelor numerice aferente este prezentată în figura 2.16.

În ultima perioadă literatura de specialitate abundă în prezentarea de combinații între diverse metode analitice, statistice și cele numerice, în vederea cuplării lor pentru o mai bună reprezentare/încadrare a diverselor procese de transport. [18]

În cazul de față, pentru cazul problemei la limită, dată de ecuația de transport a poluanților în apele subterane, se va prezenta **metoda diferențelor finite**, o metodă numerică de bază, sigură și în același timp perfectibilă.

În vederea prezentării metodei se vor urma **etapele de mai jos**:

- ❖ Ecuația de bază din formularea diferențială și condițiile la limită pentru un caz particular de mișcare și transport definit prin:
 - transport convectiv, dispersiv/difuziv 1D, degradare, adsorbție;
 - injecție continuă, sursa liniară de masă M_0 [ML^{-1}];
 - câmp de viteze unidimensional, V_a

Ecuația de bază :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{V_a}{R} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{D_L}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \lambda C = 0 \quad (2.140)$$

$$C = C(x, t) : [D_L] \times [D_T] \rightarrow \Re \quad (2.141)$$

$$\left. \begin{aligned} D_L &= [0, L], (\text{domeniu spațial}) \\ D_T &= [0, T], (\text{domeniu temporal}) \end{aligned} \right\}$$

Condiții inițiale :

$$C(x, t = 0) = 0 \quad (2.142)$$

Condiții la limită :

$$\left. \begin{array}{l} C(x = 0, t) = C_0 \\ C(L, t) = 0, t > 0 \end{array} \right\}$$

❖ Conceptul metodei :

În **metoda diferenței finite**, conceptul de bază, este prezentat de schema următoare:

Diferențial = Diferențefinite + Rest

cu respectarea condiției:

$$\lim_{\text{Rest} \rightarrow 0} \text{Diferențial} = \text{Diferențe finite}$$

❖ Discretizarea domeniului de definiție al funcției căutate $C(x;t)$

$$\left. \begin{array}{l} C = C(x, t): [D_L] \times [D_T] \rightarrow \mathbb{R} \\ D_L = [0, L], D_T = [0, T] \end{array} \right\}$$

folosind sistemul de noduri spațiale format din $i-1, i, i+1$, noduri, egal depărtate prin pasul de discretizare spațial δx , respectiv sistemul de noduri temporale $k-1, k, k+1$, egal depărtate prin pasul de discretizare temporal δt ; discretizare prezentată în figura 21:

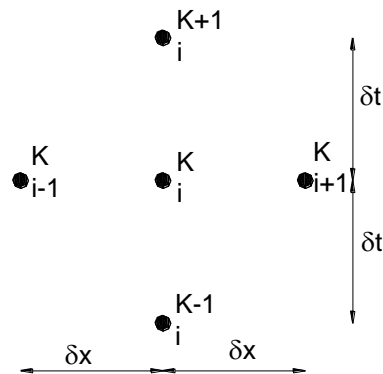


Fig. 2.17. Schema nodurilor de discretizare 1D

• Obținerea derivatelor parțiale de ordinul I : spațiale și temporale, precum și derivata parțială de ordinul II, spațială. Derivatele parțiale se obțin din **dezvoltarea în serie Taylor a funcției concentrație**, în vecinătățile punctului de acumulare $C(x;t)$, reprezentat schematic în figura 20 prin nodul având indicii i,k . În funcție de poziția vecinătății considerate, există schema „înainte”, „înapoi” sau „centrală”, după nodurile considerate în dezvoltare.

Astfel, pentru derivata parțială spațială de ordinul I, se prezintă schema „înainte”:

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{C_{i+1}^k - C_i^k}{\delta x} \quad (2.143)$$

iar pentru derivata parțială temporală de ordin I se prezintă schemele „înainte” și „înapoi”, date de ecuațiile :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{C_i^{k+1} - C_i^k}{\delta t} \quad (2.144)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{C_i^k - C_i^{k-1}}{\delta t} \quad (2.145)$$

Pentru derivata parțială de ordinul II, se prezintă schema “centrală”

$$\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = \frac{C_{i-1}^k - 2C_i^k + C_{i+1}^k}{\delta x^2} \quad (2.146)$$

- ❖ Înlocuirea expresiilor derivatelor parțiale în ecuația de bază și obținerea ecuațiilor în diferențe finite

Și în acest caz, există mai multe variante de folosire a expresiilor derivatelor parțiale. Astfel, prin folosirea expresiilor date de relațiile (2.143), (2.145), (2.146) se obține așa numita “schemă explicită”, cu diferențe finite, în cazul unidimensional, prezentată în figura 18 și dată de expresia (147), folosind complexe adimensionale prezentate anterior:

$$C_i^{k+1} = C_i^k + \frac{D_L \delta t}{R \delta x^2} \{ C_{i-1}^k - (2 - Pe + Ze) C_i^k + (1 - Pe) C_{i+1}^k \} \quad (2.147)$$

$$Pe = \frac{V_a \delta x}{D_L} \quad (2.148)$$

$$Ze = \frac{\lambda \delta x^2}{D_L} \quad (2.149)$$

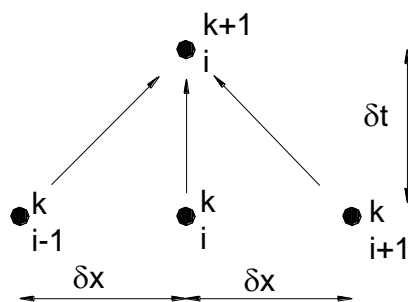


Fig. 2.18. Schema explicita cu diferențe finite

Relația schemei explicite arată că, concentrația la un moment dat, într-un nod central se obține din valorile concentrației la un moment anterior, din trei noduri adiacente.

De asemenea prin folosirea expresiilor date de relațiile 2.145, 2.146 și 2.147 se obține așa numita schemă "implicită" cu diferențe finite, în cazul unidimensional prezentată în figura 20 și dată de expresia (150), date mai jos: [19]

$$C_i^k = C_i^{k-1} + \frac{D_L \delta t}{R \delta x^2} \{ C_{i-1}^k - (2 - Pe + Ze) C_i^k + (1 - Pe) C_{i+1}^k \} \quad (2.150)$$

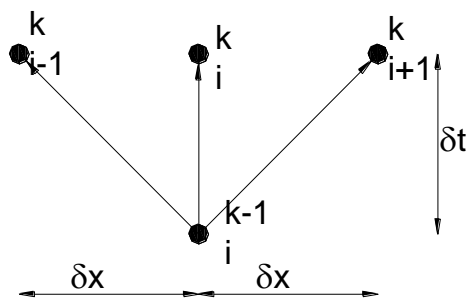


Fig. 2.19. Schema implicită cu diferențe finite

3. Stadiul actual al proceselor de deferizare a apei subterane prin tehnologii clasice

3.1. Procesele fizico-chimice de deferizare a apei

Deferizarea și demanganizarea apei se bazează pe o serie de procese fizico-chimice care pot și trebuie să fie influențate în vederea scopului de tratare a apei. Aceste procese sunt următoarele:

- **Procesul de oxidare a compușilor bivalenți solubili de fier și mangan, în compuși insolubili**

Este cel mai important proces din cadrul deferizării demanganizării apei și depinde de : alcalinitatea bicarbonică a apei, valoarea pH, conținutul de O_2 dizolvat în apă, conținutul de CO_2 liber, potențialul de oxido-reducere, duritatea temporară a apei, prezența H_2S și a ferobacteriilor, presiunea aerului, temperatura, prezența azoților etc.

- **Procesul de oxidare al substanțelor organice din apă**

Eliminarea substanțelor organice din apă este necesară când acestea au o concentrație mare, care dăunează acțiunii de oxidare catalitică a compușilor bivalenți de fier și mangan, prin acoperirea materialului filtrant cu o peliculă gelatinoasă, consumând totodată pentru oxidarea acestor substanțe oxigenul dizolvat în apă [60], [78]

- **Procesul de oxidare cu substanțe chimice oxidante a fierului și manganului bivalent**

Are loc când procedeele de aerare nu pot fi aplicate sau nu dau rezultate și este necesară intervenția cu substanțe oxidante.

- **Procesul de eliminare a CO_2 liber agresiv din apă**

Eliminare a CO_2 liber agresiv din apă, determină procesul de oxidare al compușilor ferici și manganici și este la rândul ei influențată de alcalinitatea bicarbonică și duritatea temporară a apei, temperatura și presiunea aerului, de concentrația de saturație a gazului în apă, de prezența sulfatilor etc.

- **Procesul de eliminare a H_2S din apă**

Eliminarea H_2S mărește potențialul de oxido-reducere al apei și este în funcție de valoarea pH. Prezența oxigenului sulfurat împiedică procesul de oxidare prin aerare a compușilor feroși și manganosi.

- **Procesul de coagulare al dispersiilor coloidale**

Precipitarea dispersiilor coloidale de Fe și Mn în vederea reținerii lor în instalațiile de decantare și filtrare, este influențată de alcalinitatea apei, natura coagulanților, timpul de reacție, viteza de agitare etc.

- **Procesul de alcalinizare al apei cu substanțe alcaline**

Tratarea apei cu substanțe alcaline se aplică în cazul apelor cu alcalinitate bicarbonatică scăzută.

- **Procesul de decantare a apei**

Se utilizează în cazul tratării apei cu substanțe alcaline sau absorbante, și este influențat de felul tratării.

- **Procesul de filtrare a apei cu conținut de fier și mangan**

Se efectuează prin reținerea fierului și manganului în masa granulară a filtrului ca urmare a fenomenelor de adsorbție, chemosorbție sau oxidare catalitică. Este influențat de starea de dispersie a compușilor de fier și mangan din apă, de concentrația acestora, de valoarea pH, conținutul de O₂ dizolvat al apei, de tratările anterioare, de potențialul de oxido-reducere a apei în timpul filtrării etc.

- **Procesul de tratare al compușilor humici de fier sau mangan**

Este cel mai complicat proces din cadrul deferizării demanganizării apei și este de fapt o îmbinare între procesele de aerare, tratare cu substanțe chimice oxidante, alcalinizate și coagulate, filtrării speciale etc. [60], [78]

3.2. Factori fizico-chimici care influențează procesele de deferizare - demanganizare a apei subterane

Factori care influențează aceste procese sunt:

- natura minerală sau organică a compușilor de fier și mangan;
- alcalinitatea bicarbonatică a apei;
- reacția pH;
- concentrația de CO₂ liber;
- duritatea temporară a apei;
- oxigenul dizolvat în apă;
- potențialul de oxido-reducere;
- complexii humici;
- fero și manganobacteriile;
- temperatura și rezistivitatea apei;
- amoniacul, azotii, azotații, clorurile, hidrogenul sulfurat, sulfurile, sulfații;
- concentrația fierului și manganului în apă;
- gradul de oxidare și dispersie al compușilor de Fe și Mn.

Toți acești factori determină și alegerea schemei tehnologice de deferizare-demanganizare a apei. [51], [52], [54], [56]

• Natura minerală sau organică a compușilor de fier și mangan

Fierul se găsește în apă sub formă de compuși minerali (săruri feroase, în care fierul este bivalent și săruri ferice în care fierul este trivalent) sau sub formă de compuși organici ai acizilor humici, ai unor acizi grași, sau combinat cu substanțe organice sub formă de săruri acide. Se pune problema originii minerale sau organice a fierului și manganului. Astfel, poate fi vorba de ape bogate în acizi humici, cu un caracter deosebit de agresiv și corodant și ape în care nu a fost semnalată prezența acizilor humici.

În cazul în care fierul și manganul se găsește sub formă organică, de acizi humici, tratarea apei este foarte dificilă. Prezența substanțelor organice de cea a fierului și a manganului dă posibilitatea dezvoltării fero și manganobacterilor.

Din punct de vedere al tratării se va face întotdeauna o diferențiere după forma minerală sau organică, în care se află fierul și manganul în apă. Astfel, schema de tratare în cazul originii minerale a compușilor de fier și mangan, este mai simplă, în al doilea caz tratarea fiind mai dificilă, mai complexă și mai costisitoare, atât din punct de vedere al investiției cât și a exploatării. [60], [78]

• Alcalinitatea bicarbonatică a apei

Alcalinitatea apei este definită drept capacitatea de a reacționa cu ionii de hidrogen până la un pH corespunzător formării acidului carbonic. Influențează procesul de eliminare al CO₂ și de oxidare a fierului bivalent, și constituie un factor determinant la alegerea schemelor tehnologice de deferizare - demanganizare.

• Reacția pH a apei

Acțiunea apei ca solvent este determinată de reacția sa acidă sau bazică, adică de valoarea pH-lui.

Prezența CO_2 are un rol important în reglarea pH-ului și de asemenea, fotosinteza care tinde să crească pH-ul apei datorită consumării CO_2 .

Valoarea pH-ului influențează capacitatea de reținere a fierului de către materialul filtrant, această capacitate crescând la pH mai ridicat. Împreună cu duritatea temporară a apei și cu alcalinitatea bicarbonatică, determină eficiența filtrării și necesită aerare înainte de filtrare. [37]

De asemenea, valoarea pH-ului influențează procesul de aerare al apei și al tratării apei cu substanțe oxidante, alcaline și coagulante.

- **Bioxidul de carbon**

Bioxidul de carbon se găsește în atmosferă, dizolvat în mai toate apele de suprafață sau subterane și în sol în stare combinată sub formă de carbonați: CaCO_3 (piatra de var); MgCO_3 (magnetit); $\text{MgCO}_3 \cdot \text{CaCO}_3$ (dolomit); FeCO_3 (carbonat feros) sau MnCO_3 (carbonat manganos). În cazul apelor de suprafață, conținutul de bioxid de carbon dizolvat este de obicei redus ($5,4 \text{ mg/dm}^3$); apa subterană are un conținut de $15\text{-}40 \text{ mg/dm}^3 \text{ CO}_2$ care poate ajunge până la 150 mg/dm^3 , în special în zonele unde are loc descompunerea substanțelor organice sub acțiunea microorganismelor.

Concentrațiile mari de CO_2 din apa subterană se datorează CO_2 din sol care provine din:

- oxidarea adică arderea materiilor organice și respirația microorganismelor, care produce CO_2 , H_2O și N.
- Oxidarea sulfurilor care generează acidul sulfuric și atacă carbonații din rocile calcaroase și dolomitice, cu producere de CO_2 .

Bioxidul de carbon dizolvat în apă este cel mai important factor care ține în stare de soluție fierul și manganul. Realizarea unei bune deferizări demanganizări se bazează pe posibilitatea eliminării bioxidului de carbon liber dizolvat în apă și anume a cantității de bioxid de carbon dizolvat care conferă apei proprietății agresive. Această eliminare depinde însă de o serie de factori, printre care cei mai importanți sunt alcalinitatea bicarbonatică a apei, duritatea temporară și valoarea pH-ului. Acțiunea corozivă a CO_2 liber dizolvat în apă se manifestă atunci când cantitatea de CO_2 depășește 15 mg/l într-o apă cu duritate temporară medie. [60], [78]

Cunoașterea concentrației de CO_2 în apă, cât și necesitatea eliminării lui chiar de la începutul procesului de tratare, este indispensabilă și prezintă un rol important în alegerea schemei de deferizare demanganizare.

- **Duritatea temporară a apei**

La alegerea schemelor de deferizare demanganizare o importanță deosebită o are duritatea temporară a apei, conferită de bicarbonatul de calciu $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, care la contactul cu aerul se descompune precipitând CaCO_3 .

Gradul de agresivitate al apei depinde de cantitatea de bioxid de carbon agresiv, existentă, care la rândul ei depinde de duritatea temporară a apei, deoarece creșterea durității temporare face să crească necesarul de bioxid de carbon de echilibru. Acțiunea corozivă a bioxidului de carbon se manifestă numai atunci când cantitatea de CO_2 depășește 15 mg/dm^3 într-o apă cu duritate temporară medie.

• **Oxigenul**

Se găsește în stare liberă în atmosferă în proporție de 21%; în stare combinată în apă, roci, compuși organici și anorganici, țesuturi de animale și vegetale; 1 dm³ de apă poate conține la saturație, oxigen dizolvat între 14,6 mg la 0^o C și 7,7 mg la 30^o. Apele cu duritate mică și foarte mică, devin agresive la un conținut de oxigen peste 5 mg/dm³.

Oxigenul este foarte reactiv având o mare afinitate pentru electroni. Această proprietate este utilizată în procesul de deferizare demanganizare, prin aerarea apei. Astfel oxizii inferiori de Fe și Mn trec în oxizi cu o stare superioară de oxidare. Acest proces este influențat, în special, de alcalinitatea bicarbonatică și valoarea pH-ului.

În stare de ozon (O₃), are o funcție oxidantă sporită și poate fi utilizat în procesele de deferizare și demanganizare. [60], [78]

• **Potențialul de oxido-reducere**

Fenomenul de oxidare și reducere este un transfer de electroni, adică între două sisteme există o diferență de tensiune, o diferență de potențial, deci se va forma un curent de la elementul reducător la cel oxidant.

Potențialul Redox Eh, este sub forma sa generală:

$$E_h = E_0 + \frac{RT}{nF} \ln \frac{Ox}{Red} \quad (3.1)$$

unde:

- Ox - concentrația molară a corpului oxidant
- Red- concentrația molară a corpului redus
- T- temperatura, în grade absolute K
- R- constanta generală a gazelor
- n- numărul de electroni transferați
- F- numărul lui Faraday
- E₀ - potențialul normal, când Ox = Red

Fierul și manganul sunt elemente reducătoare care se oxidează prin cedare de electroni și anume, Fe și Mn metalic sunt oxidați în ioni bivalenți, care pot forma următoarele soluții moleculare:



iar prin oxidare în continuare:



Tendința de a atrage electroni se măsoară în electronegativitate care pentru oxigen este 3,5 pentru fier 1,8, și pentru mangan 1,5.

Potențialul de oxido-reducere este diferența de potențial care se stabilește între un electrod inatacabil și un sistem de oxido-reducere. Valoarea potențialului poate fi calculată pentru acest sistem cu formula:

$$E_h = E_0 + \frac{RT}{nf} \ln \frac{\langle Fe^{3+} \rangle}{\langle Fe^{2+} \rangle} \quad (3.6)$$

unde:

$\langle Fe^{3+} \rangle$ - concentrația molară a fierului trivalent

$\langle Fe^{2+} \rangle$ - concentrația molară a fierului bivalent

Potențialul Redox este comparat cu potențialul standard al hidrogenului. Reacțiile care iau naștere sau se depun combinații greu solubile de $FeCO_3$, $Fe(OH)_2$, $Fe(OH)_3$ și FeS se numesc reacții de precipitare. În acești compuși fierul se găsește în relații directe electrochimice cu CO_3^{2-} , OH^- și S^{2-} , iar echilibrul soluțiilor depinde de concentrațiile ionice ale acestora. Astfel, formarea soluțiilor de Fe și Mn și precipitarea lor constituie reacții de oxido-reducere sau reacții Redox care reprezintă măsura energiei de oxidare sau tendința sistemului de a emana electroni.

Puterea de oxidare a unui sistem crește odată cu creșterea potențialului Redox, iar potențialul Redox al unui sistem scade odată cu creșterea temperaturii. Potențialul Redox, necesar pentru oxidarea fierului și manganului scade cu creșterea valorii pH a apei. Fierul rămâne sub formă de oxid sau hidroxid în zona cu potențial Redox ridicat. Introducerea de oxigen în apă ridică valoarea potențialului Redox.

Condițiile reducătoare sunt menținute de materii organice, sulfoproteine Fe^{2+} , Mn^{2+} , H_2S , NH_4 , OH^- , $Fe(OH)_2$, S_2 .

Potențialul Redox crește prin introducerea în apă a oxigenului și prin eliminarea H_2S . La un același potențial Eh, câmpul de precipitare al $Fe(OH)_3$ crește odată cu micșorarea valorii (HCO_3^-). Deci, se poate spune că valoarea potențialului Eh este un indice prețios în vederea alegerii schemei tehnologice de deferizare - demanganizare a apei. După cum a rezultat din verificări experimentale, această valoare trebuie întotdeauna interpretată împreună cu alcalinitatea bicarbonatică și bioxidul de carbon liber al apei. În urma verificărilor efectuate a rezultat ca pentru oxidarea fierului bivalent prin simpla aerare, o valoare mai mare decât 0,10-0,14 V este necesară, dar nu este întru totul hotărâtoare pentru alegerea schemei de deferizare - demanganizare. Verificarea acestei valori are o mare importanță în timpul filtrării, deoarece o scădere a potențialului Redox poate provoca reducerea fierului bivalent și trecerea acestuia prin filtre odată cu favorizarea condițiilor de dezvoltare a fero și manganobacterilor. [60], [78]

- **Complecșii humici**

Complecșii humici sunt elemente reducătoare pentru Fe^{3+} și împreună dau complecși humici de fier, soluții coloidale foarte stabile. O parte din plante și animale după moartea lor se acumulează dând naștere substanțelor numite humus care formează un sistem coloidal complex, insolubil în apă dar capabil să formeze soluții coloidale. Deoarece, particulele de humus sunt încărcate negativ, ele absorb ionii pozitivi ai electroliților prezenți în soluție și formează complecși humici denumiți humați. Complecșii humici ai Fe^{3+} sunt insolubili, dar devin ușor solubili la schimbarea pH-ului.

Prezența complecșilor humici de fier și mangan indică o categorie de ape agresive prin conținutul lor de acizi humici, a căror origine o constituie apele acide bogate în CO_2 și al căror caracter complexat și dizolvat, în special pentru metale,

este foarte dăunător. În rețele și instalații aceste ape contribuie la detașarea peliculei argiloase care exercită un rol protector pentru conducte, iar partea de metal descoperită sau insuficient protejată va suporta acțiunea corozivă a acestor ape deosebit de agresive.

- **Ferobacteriile**

Ferobacteriile sunt microorganismele care influențează trecerea fierului și manganului în cele trei forme: organică, minerală redusă și minerală oxidantă. De asemenea oxidarea fierului în mediul acid nu poate să apară chimic decât prin intervenția acestora.

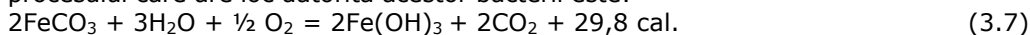
Ferobacteriile pot fi:

- bacteriile mineralizate sunt specifice fierului și pot fi aerobe și anaerobe.

Cele aerobe atacă materia organică, eliberând fierul sub formă oxidantă, insolubilă de $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Cele anorganice distrug materia organică eliberând fierul sub formă redusă.

- bacteriile oxidante

Cele aerobe se numesc siderobacterii sau ferobacterii, iar reacția caracteristică procesului care are loc datorită acestor bacterii este:



Astfel datorită bacteriilor oxidante aerobe se formează compuși ai Fe^{3+} , și Mn^{3+} . Alt grup de bacterii oxidează anaerob Fe^{2+} , în prezența nitraților, a unei sări feroase și a unui donator de H. Azotații sunt reduși, iar Fe^{2+} se oxidează la $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Sulfobacteriile provoacă anaerob, corodarea conductelor metalice. Ele oxidează suprafața metalului, trec fierul în soluție și reduc sărurile de sulf.

- bacteriile reducătoare

Abundența ferobacteriilor în apă indică prezența materiei organice, a Fe^{2+} și Mn^{2+} . Ele provoacă neplăceri mari prin cantitățile mari de depozite măloase, colorate brun, de $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Prezența fierului și manganobacteriilor în apă indică o stare redusă și implică necesitatea percolării apei prin pat de cocs și a tratărilor cu clor sau permanganat de potasiu și uneori a unor metode mecanice energice de îndepărtare a lor. [37], [38], [60], [78]

- **Temperatura apei**

Temperatura apei influențează concentrația la saturație a gazelor în apă, în cazul de față a O_2 , CO_2 , și H_2S prin coeficientul de absorbție α .

Temperatura apei influențează procedeul de aerare: solubilitate CO_2 și O_2 , scade o dată cu creșterea temperaturii.

Temperatura influențează valoarea potențialului de oxido-reducere și anume acesta scade o dată cu creșterea temperaturii apei.

- **Rezistivitatea apei**

O rezistivitate ridicată, însoțită de o duritate scăzută și un pH acid, indică o apă cu un efect puternic de solubilizare și corodare a fierului și necesită întotdeauna o tratare cu CaO . În cazul în care duritatea apei este mai ridicată această tratare poate fi precedată de aerare.

Pentru alegerea schemei de deferizare demanganizare cunoașterea rezistivității are o mare importanță. O rezistivitate de 4000 Ωcm are efect de solubilizare a Fe și Mn. Coborârea valorii rezistivității la 3000-4000 Ωcm se face prin adaos de CaO , iar ridicarea ei se face prin demineralizare prin schimbători de ioni cu condiția menținerii unei durități temporare medii a apei.

- **Amoniacul, azotiții, azotații**

În cazul apelor cu conținut de amoniac, azotiți și azotați este necesară tratarea apei cu clor. Cantitatea de clor necesară pentru oxidarea fierului și manganului bivalent este mai mare în cazul unei ape cu conținut de amoniac. În urma procesului de consumare a oxigenului din apă, datorită transformării azotaților în azotiți, în timpul filtrării se poate produce scăderea potențialului Redox.

- **Clorurile**

Clorurile prezente în apa naturală pot fi de natură organică sau minerală. Pentru ca prin acțiunea lor să nu atace fierul, respectiv apa să nu fie corozivă față de conducte, este admis un conținut de cloruri în apă de maximum 30 mg/l.

- **Hidrogenul sulfurat, sulfurile și sulfatii**

Hidrogenul sulfurat poate fi oxidat în soluție apoasă și deci este un agent reducător. Chiar oxigenul din aer oxidează încet hidrogenul sulfurat dizolvat în apă.

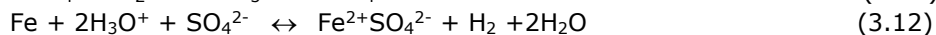
Oxizii sulfului sunt foarte reducători, de exemplu, bioxidul de sulf SO_2 este un agent reducător puternic:



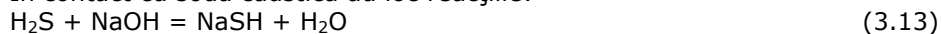
Acidul sulfuros este reducător puternic, reducând manganul tetravalent la mangan bivalent:



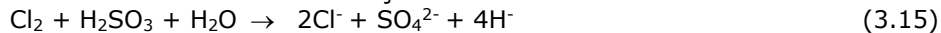
Metalele cu potențiale de oxidare mai ridicate decât hidrogenul reacționează cu acidul sulfuric diluat, formând sulfatii respectivi:



În contact cu soda caustică au loc reacțiile:



În contact cu clorul au loc reacțiile:



Hidrogenul sulfurat din apă poate fi oxidat de permanganat de potasiu, de halogeni și de oxigen și poate fi tratat cu NaOH în vederea reducerii acidității apei.

- **Substanțele organice**

Substanțele organice din apă au efecte nefavorabile asupra deferizării și demanganizării, atunci când depășesc anumite limite. Substanțele organice necesită un consum de oxigen în plus, pentru oxidarea lor, față de oxigenul necesar oxidării compușilor de Fe^{2+} și Mn^{2+} . În filtre substanțele organice creează pelicule gelatinoase pe granulele de nisip, împiedicând realizarea procesului de absorbție și chemosorbție.

În apele cu substanțe organice este necesară folosirea următoarelor substanțe oxidante pentru oxidarea acestora: clorul, permanganatul de potasiu, ozonul, bioxidul de clor.

3.3. Reacții care au loc în cadrul proceselor de deferizare - demanganizare a apei subterane

Elementele tranzitionale prezintă o mulțime de stări de oxidare și au o ușurință de a trece de la o stare la alta, deci au un număr mare de reacții de oxido-reducere. Dacă un atom pierde un electron din stratul său exterior, el capătă o sarcină electrică pozitivă. Oxidarea unui element reprezintă pierderea unui electron. De exemplu Fe poate pierde 2 sau 3 electroni trecând de la starea metalică, de atom, la starea de ion feros Fe^{2+} sau feric Fe^{3+} conform:



Se definește reducerea unui element prin captarea de electroni:



Conform reacțiilor:



Fierul metalic prin pierderea de electroni în mediul umed, în absența oxigenului, devine hidroxid feros:



Hidroxidul feros este un produs instabil care în prezența oxigenului se transformă în hidroxid feros care precipită sub formă de fulgi galben-roșiatici:



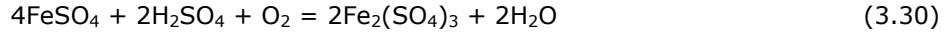
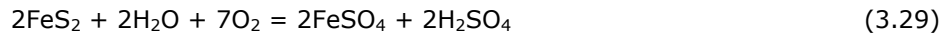
În apele lipsite de oxigen și cu conținut mare de bioxid de carbon se formează carbonatul și bicarbonatul feros care sunt compuși instabili:



Prin eliminarea bioxidului de carbon, bicarbonatul feros se transformă în hidroxid feros sau în carbonat feros care precipită:

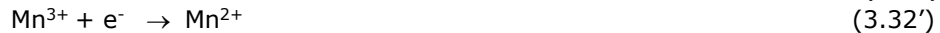


FeS_2 și $FeSO_4$ sunt compuși instabili care trec în compuși ferici în prezența O_2 :



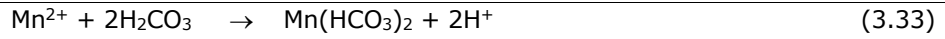
În ceea ce privește originea manganului în sol și apă, se pot lua în considerație următoarele procese:

1. Dizolvarea manganului de către apă în condiții reducătoare:

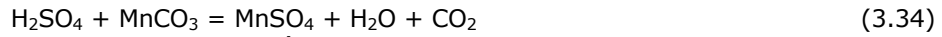


se produce atunci când apa brută conține o cantitate importantă de materii organice, iar distrugerea acestora se produce prin consum de oxigen, astfel se creează condiții reducătoare în apă, favorabile dizolvării manganului din sol, sau datorită acidului carbonic agresiv aflat în sol prin degradarea materiilor organice:

64 Stadiul actual al proceselor de deferizare a apei subterane prin tehnologii clasice – 3



2. Descompunerea piritelor duce la eliminarea acidului sulfuric și dizolvarea manganului din sol:



proces care se petrece în regiunile miniere.

Din reacțiile anterioare rezultă ca prezență în apă a compușilor fierului și manganului în diverse stări de oxidare este determinată de conținutul apei în CO_2 și O_2 .

3.4. Metode de îndepărtare a fierului și manganului din apă

Cele trei metode mai des folosite pentru îndepărtarea fierului și manganului din apele de alimentare sunt:

- a) Precipitarea, urmată de filtrare
- b) Reținerea pe schimbători de ioni
- c) Stabilizarea cu agenți de dispersie

3.4.1. Precipitarea, urmată de filtrare

Precipitarea și filtrarea pentru îndepărtarea fierului și manganului se pot realiza prin tratare cu var, aerare urmată de filtrare, preclorinare, sedimentare, filtrare, dezinfecție ca treaptă finală a procesului de potabilizare.

Poate fi adăugat și clor după aerare pentru a completa oxidarea. Adaosul de var servește la ridicarea pH-ului pentru o oxidare rapidă prin aerare.

Oxidarea sărurilor solubile prin aerul atmosferic se poate face prin:

- pulverizarea apei;
- picurarea apei;
- suflarea de aer în apă.

Aerarea elimină atât H₂S cât și CO₂, prezenți eventual în apă. După oxidare urmează o instalație de limpezire, care să rețină fulgii de hidroxid feric, produși prin oxidarea sărurilor solubile de fier aflate în apă. [60], [78]

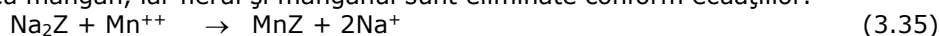
3.4.2. Reținerea pe schimbători de ioni

Rășinile schimbătoare de ioni pot fi eficiente în reținerea fierului și manganului în cazul lipsei oxigenului dizolvat când concentrația acestora este mai mică decât 0,5 mg/l. La o concentrație ridicată, hidroxizii metalici precipitați pot provoca colmatarea rășinilor și deci inactivitatea lor.

Sunt necesare două modificări:

Una din modificări constă în utilizarea procesului de regenerare intermitentă.

În procesul de regenerare intermitentă (Fig.3.1) apa trece prin stratul de zeolit tratat cu mangan, iar fierul și manganul sunt eliminate conform ecuațiilor.



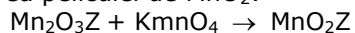
Formarea peliculei de MnO₂:



Oxidarea Fe⁺⁺ și Mn:



Refacerea peliculei de MnO₂:



Principalul dezavantaj al acestei metode constă în marea cantitate de permanganat de potasiu necesară pentru regenerare și volumul mare de apă necesar pentru eliminarea excesului de permanganat din zeolitul regenerat.

O altă variantă de tratare constă dintr-un proces continuu de adăugare de permanganat de potasiu într-un influent al unui filtru conținând antracit și schimbător.

Permanganatul în soluție oxidează mai bine fierul și manganul decât schimbătorii.

Schimbătorii servesc ca o rezervă de oxidant și ca filtru. Antracitul duce la o creștere a ciclului filtrant prin reținerea precipitatelor formate.

Permanganatul de potasiu poate fi folosit în instalații clasice de oxidare a fierului și manganului. [60], [78]

3.4.3. Stabilizarea cu agenți de dispersie

Un astfel de stabilizator poate fi sodiul hexametfosforic. Acesta se poate utiliza la stabilizarea fierului și manganului când concentrația ambilor nu depășește 1 mg Fe+Mn.

Când apa este încălzită polifosfații trec în ortofosfați și nu mai are loc dispersia fierului și manganului, deoarece polifosfații nu stabilizează eficient hidroxidul de fier. O problemă specifică apare în cazul în care fierul sau manganul este legat cu substanțe organice.

În cazul acesta, după oxidare, este obligatorie introducerea treptei de coagulare-sedimentare a acestor suspensii. Coagulantul utilizat este sulfatul de aluminiu sau clorura ferică. Dozele de coagulant în cazul când fierul este legat cu ionii acizilor humici, sunt foarte mari (200-220 mg/dm³ – în cazul utilizării sulfatului de aluminiu); cu o oxidare prealabilă dozele se pot reduce la 120 mg/l. La categoria de ape menționate, după filtrare prin nisip, este necesară o filtrare pe cărbune activ pentru reținerea completă a substanțelor humice.

3.5. Scheme și instalații tehnologice clasice de deferizare și demanganizare a apei

3.5.1. Scheme tehnologice clasice

Conform STAS 9295 – 88, stațiile de deferizare – demanganizare, în funcție de mărimea debitului Q care trebuie tratat, se proiectează:

- Pentru $Q > 50$ l/s, pe baza unor studii experimentale efectuate pe stații pilot fixe sau mobile, dimensionate pentru un debit redus ce va fi stabilit în funcție de importanța stației;
- Pentru $Q < 50$ l/s, pe baza unor studii experimentale efectuate în stații pilot mobile sau pe baza datelor obținute din experimentări în laborator sau de la instalații în funcțiune, care tratează apa aceleiași surse.

Schema tehnologică generală, parametrii de dimensionare și funcționare, condițiile de efectuare a experimentărilor precum și datele pe care trebuie să le furnizeze stația pilot sunt reglementate de STAS 9295 – 88.

Alegerea schemei tehnologice de deferizare – demanganizare pe baza încercărilor efectuate pe stații pilot, este costisitoare pentru instalații de alimentare cu apă cu debite mici de tratat, pentru localități sau unități mici. Pentru localități mici și mijlocii, ca și pentru stabilirea schemelor tehnologice ale stațiilor pilot pentru stațiile mari, este posibil ca prin încadrarea apei de tratat, în una din aceste grupe, să se poată stabili schema tehnologică generală de tratare.

În Fig. 3.1 sunt prezentate șase variante de scheme tehnologice de deferizare demanganizare. [51], [52], [54], [56]

Cea mai comună schemă tehnologică constă din (Fig.3.1.a) :

Tratarea cu var ___ Aerare___ Preclorinare ___ Sedimentare___ Filtrare___

Dezinfecție

Cea de a doua schemă tehnologică constă din (Fig.3.1.b):

Aerare___Prefiltrare___Sedimentare___Filtrare___Dezinfecție

Cea de a treia schemă tehnologică constă din (Fig.3.1.c.):

Aerare___Prefiltrare___Filtrare___Dezinfecție

Cea de a patra schemă tehnologică constă din (Fig3.1.d.) se folosește în cazul apelor cu conținut mare de mangan. În această schemă se remarcă treptele:

Oxidare cu permanganat___ Sedimentare___ Filtrare___ Dezinfecție

Permanganatul de potasiu, oxidează rapid manganul bivalent la bioxid de mangan într-un domeniu larg de pH. Folosirea clorului este adesea preferată pentru că este mai ieftin decât permanganatul sau bioxidul de clor.

În cea de a cincia schemă (Fig.3.1.e) oxidare fierului și manganului sa face după adăugarea de magnezită calcinată.

Oxidare___Agitare___Filtrare___Dezinfecție

Magnezita și pământul de diatomee se adaugă într-un bazin de amestec cu un timp de contact de 5 – 10 min. apoi amestecul este filtrat prin filtre cu pământ de diatomee. Nu poate să apară nici un fel de precipitare sau dezvoltare de bacterii pentru că în acest proces mediul filtrant este aruncat la sfârșitul fiecărui ciclu.

Cea de a șasea schemă tehnologică constă din (Fig.3.1.f) :

Preoxidare___Prefiltrare___Oxidare cu permanganat___Filtrare___Dezinfecție

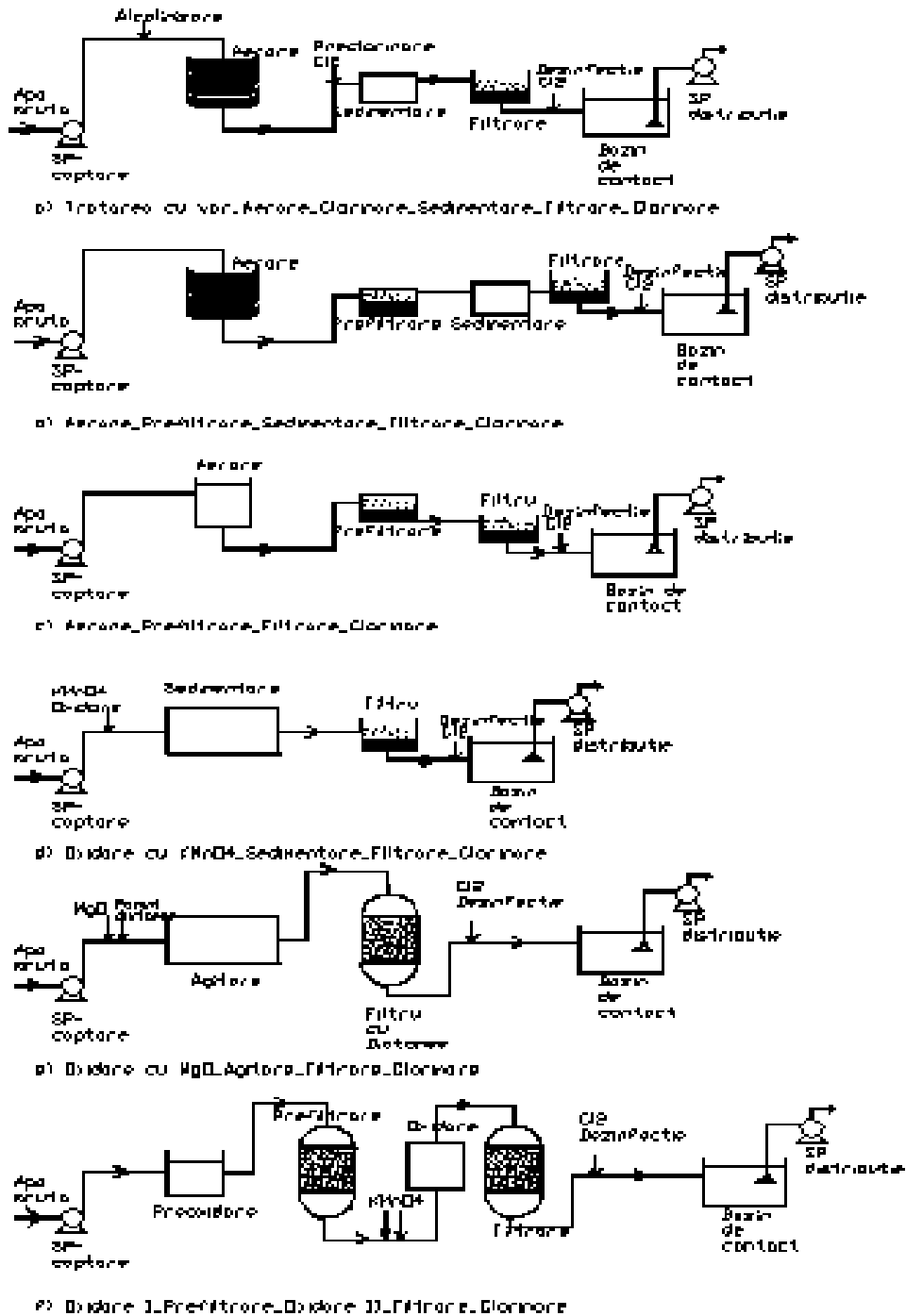


Fig. 3.1. Scheme tehnologice de deferizare demanganizare

Parametrii de tratare pot fi, de asemenea stabiliți ținând seama de influența factorilor fizico – chimici ai apelor brute asupra proceselor de deferizare – demanganizare. Stabilirea procesului tehnologic de deferizare – demanganizare rezidă în alegerea modalității celei mai simple de a intervenii și influența asupra factorilor de mediu și asupra parametrilor fizico – chimici ai apei de tratat, astfel încât să se obțină o stare de agregare favorabilă reținerii eficiente și îndepărtării din apă a fierului și manganului. Se prevăd în acest scop în toate cazurile compartimente de aerare și filtrare și după caz, compartimente de tratări speciale cu reactivi oxidanți de alcalinizare sau coagulanți. [60], [78]

Din practica deferizării și demanganizării apei a rezultat că fierul se îndepărtează mai ușor decât manganul și că este mai ușor să se deferizeze o apă care conține fier în cantități mai mari de fier și mangan, decât o apă care se găsește la limitele admise de norme.

Din practica îndelungată a stațiilor de deferizare demanganizare a apei au rezultat următoarele procedee ce pot fi utilizate:

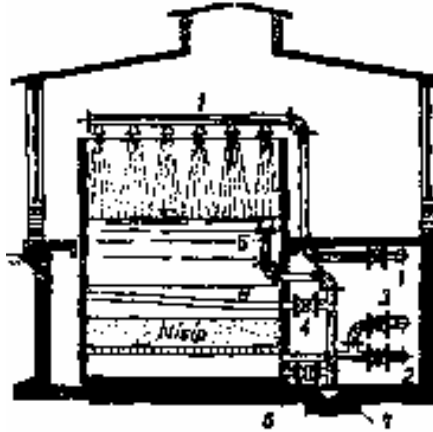
- procedeul de oxidare prin aerul atmosferic, urmat de limpezirea apei;
- procedeul de dublă filtrare;
- procedeul de oxidare cu reactivi chimici;
- procedeul cu cationiți.

3.5.2. Instalații tehnologice clasice

3.5.2.1. Procedeul de oxidare prin aerul atmosferic

În cazul când fierul precipită ușor, schema stației de deferizare se alcătuiește ca în fig.3.2 Printr-o rețea de conducte (1) apa este distribuită la stropitoarele fixate la aproximativ 2,0 m deasupra nivelului apei din bazin, care constituie chiar filtrul de nisip necesar pentru limpezirea apei. Grosimea stratului de nisip filtrant trebuie să fie de 0,30...0,40 m, iar grosimea stratului de apă de deasupra nisipului de aproximativ 1,50 m. Apa deferizată iese din conducta (2).

Instalația hidrolică a filtrului este completată cu o conductă de apă pentru spălare (3), cu jgheaburi de colectare a apei murdare (8) și cu conductă de evacuare a apei de spălare (4), precum și cu o conductă de golire (5) și cu un preaplin (6). Evacuarea apei de spălare și de preaplin se descarcă într-un canal colector de evacuare (7). Întreaga instalație este adăpostită într-o construcție foarte bine ventilată.



1-rețea de conducte, 2-conducta pentru apa deferizată, 3-conductă de apă pentru spălare, 4-conducta de evacuare a apei de spălare, 5- conducta de golire, 6- Preaplin, 7- canal colector de evacuare, 8-jgheaburi de colectare a apei murdare

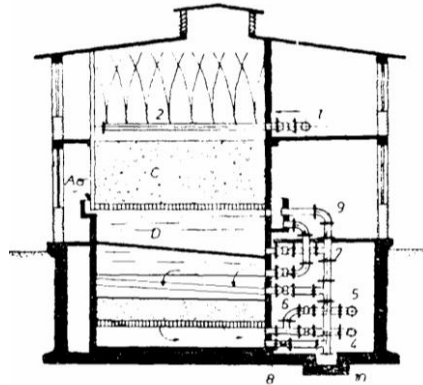
Fig.3.2. Stație de deferizare a apei prin aerare și filtrare

În anumite cazuri această metodă este insuficient de eficientă, și de aceea se folosește procedeul de oxidare prin pulverizare deasupra unei mase de contact alcătuită din cocs, zgură sau spărturi de cărămidă, ori deasupra unui stelaj de grătare de lemn ca la turnurile de răcire.

Masa de contact din granule este alcătuită într-un singur strat de 2...3 m grosime, sau din 3 sau 4 straturi de câte 0,30...0,50 m grosime, separate prin straturi de aer de 0,20...0,30 m. Limpezirea apei de fulgi de hidroxid feric, se face prin decantare și filtrare rapidă.

O stație de deferizare după acest procedeu este reprezentată în fig.3.3

Apa brută intră în conducta (1) și este distribuită la pulverizatoarele (2), care aruncă apa până la 2...3 m înălțime. Picăturile de apă cad peste masa de contact C, după care apa ajunge în decantorul (D), unde se depune o parte din fulgii de hidroxid feric. Prin conductă (3) apa este trecută din decantor în filtru de nisip (F). Apa deferizată iese din conductă (4). Instalația hidraulică este completată cu o conductă de apă de spălare (5) pentru filtru, cu o conductă de evacuare a apei de spălare (6), cu o conductă de golire (7) a decantorului și (8) a filtrului, precum și cu preaplinul (9). Toate golirile, evacuările și preaplinul deșează într-un canal colector de evacuare (10). Barbotarea apei cu mijloace mecanice, reprezintă un procedeu eficient și de mare randament pentru aerarea apei și contă în agitarea mecanică a apei cu rotor cu palete în bazine de formă specială. Aerarea apei se produce atât ca urmare a aruncării picăturilor de apă în aer și prelingerea lor pe copertina rotorului, cât și prin antrenarea bulelor de aer în bazin, formarea spumei abundente și a valurilor, toate acestea contribuind la dizolvarea în apă a oxigenului din aer.



1. Conductă pentru apa brută , 2. Pulverizatoare, 3. Conductă prin care apa trece din decantor la filtrul de nisip, 4. Conducta pentru apa de aerată, 5. Conductă pentru apa de spălare a filtrului, 6. Conductă de evacuare a apei de spălare, 7. Conductă de golire a decantorului, 8. Conductă de golire a filtrului, 9. Preaplin, 10. Canal colector de evacuare

Fig. 3.3. Stație de deferizare a apei prin aerare, masa de contact, decantare și filtrare

Schema tehnologică a unei stații de tip monobloc, de tratare a apelor subterane mineralizate, conținând fier, mangan, bioxid de carbon și hidrogen sulfurat peste limitele admisibile este redată în fig.3.4. Apa subterană este trimisă în bazinul de aerare echipat cu oxifloculatoare cu ax orizontal, de unde gravitațional este trecută prin prefiltrul și filtrul rapid. Apa după prefiltru este trimisă la rezervorul de apă pentru spălare iar apa filtrată după ce a fost dezinfectată cu clor este distribuită la consumatori. În anumite cazuri dacă situația o cere, se va prevedea și un circuit de preclorinare.

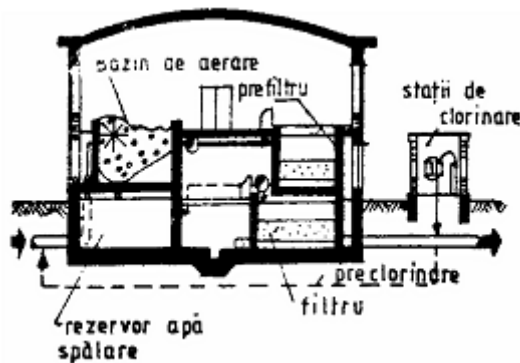


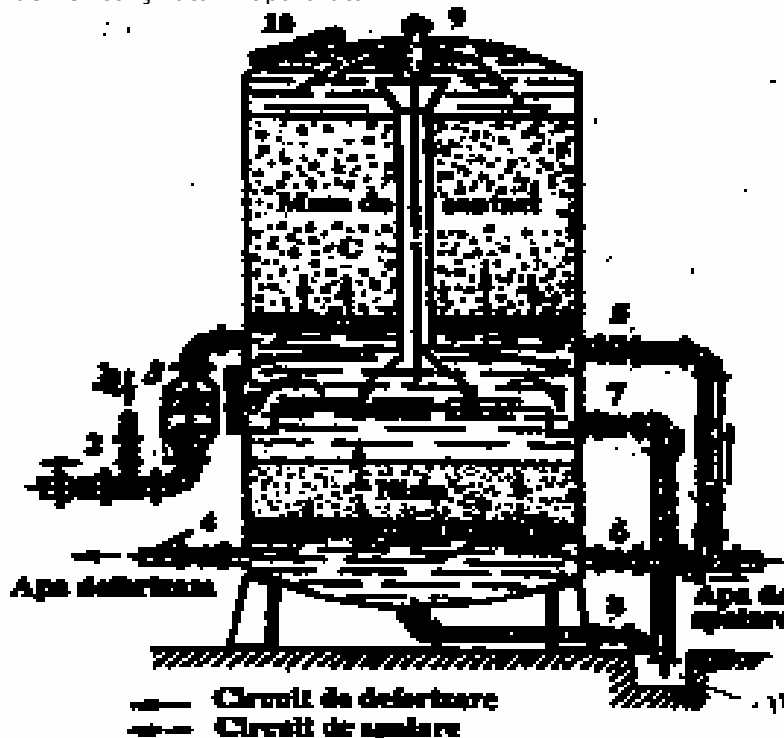
Fig.3.4 Stație de deferizare tip monobloc pentru tratarea apelor subterane mineralizate

În unele cazuri, este indicată adoptarea unei instalații de deferizare a apei, care să funcționeze sub presiune. O instalație de acest fel este reprezentată în fig.3.5. și se compune dintr-un rezervor metalic împărțit pe verticală în două compartimente. Apa intră prin conducta (1), în același timp prin conducta (2) se

introduce și aer comprimat. Amestecul apei cu aerul comprimat se realizează în toba (3), de unde trece în compartimentul superior al dispozitivului, unde străbate masa de contact (C) de jos în sus. După aceea trece prin tubul central în compartimentul inferior, unde se află un filtru rapid de nisip. Apa deferizată iese prin conducta (4). Instalația hidraulică este completată cu conducta de spălare (5),(6) și de evacuare (7), atât pentru patul de contact cât și pentru filtru. De asemenea se prevăd guri de vizitare (10) la ambele compartimente. Pentru golire este prevăzută conducta (8), iar pentru evacuarea aerului în exces, este prevăzută o supapă (9) la partea superioară a instalației. Dimensionarea stațiilor de deferizare, alcătuite după procedeul de oxidare prin aerul atmosferic și limpezire, trebuie să se facă ținând seama de următoarele caracteristici: [43],[45], [53]

Masa de contact. Suprafața orizontală a acestuia se dimensionează la o viteză de 3...5 m/h. În cazul unui strat unic de 2...3 m grosime, granulele materialului vor avea 5...10 mm, iar în cazul alcătuirii masei de contact din 3...4 straturi separate, granulele vor fi de 50...100 mm diametru. Spălarea masei de contact se va face o dată pe săptămână. *Decantorul* se dimensionează la o durată de decantare de 0,5...1 h. *Filtrul rapid* se dimensionează la stația de deferizare cu nivel liber, cu o viteză de 7...10 m/h, iar la cele sub presiune, cu o viteză de 10...15 m/h. Compoziția granulometrică a stratului filtrant este cea dată la filtrele rapide.

Cantitatea de aer comprimat ce trebuie introdusă în deferizoarele care funcționează sub presiune se ia 10...50% din debitul apei de deferizat, în raport cu cantitatea de fier conținută în apa brută.



- 1- Conducta apă brută, 2-Conducta aer comprimat, 3-Amestecător, 4-Conducta apă filtrantă, 5- Conductă de spălare, 6- Conductă de spălare, 7- Conductă de evacuare apă de spălare, 8- Conductă de golire, 9-supapă, 10 - gură de vizitare

Fig.3.5. Instalație de deferizare sub presiune

Deferizarea prin aerul atmosferic este practică la majoritatea instalațiilor construite în secolul trecut. În figura 3.6 este redată imaginea unei camere de deferizare prin aerul atmosferic, Uzina de apă subterană Arad.



Fig.3.6. Vedere de ansamblu asupra unei camere de deferizare prin aerul atmosferic

3.5.2.2. Procedeele de deferizare prin dublă filtrare

Ultimele cercetări pe stațiile pilot au arătat că procesele de aerare și decantare nu sunt indispensabile pentru deferizarea apei. Experiențele cu filtrare directă a apei (fără prealabilă aerare și decantare) au dovedit că fierul este reținut în masa filtrantă, fie în cazul când se găsește în apă sub formă solubilă $\text{Fe}(\text{OH})_2$, fie insolubilă $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Eficiența reținerii fierului este funcție de condițiile de filtrare (viteza de filtrare, grosimea stratului filtrant, compoziția granulometrică a acestuia etc.). [56]

Explicația reținerii fierului în filtrele de nisip de cuarț, atât a celui bivalent Fe^{2+} , cât și a celui trivalent Fe^{3+} , este următoarea:

➤ Fierul se găsește în apă sub formă de hidrosol (sistem coloidal dispersat în apă) și este atras de granulele de nisip (SiO_2), ce sunt încărcate cu sarcină electrică negativă; pe lângă aceasta, fierul mai este reținut și prin efectul de adsorbție.

Din rezultatele experimentale efectuate pentru deferizarea apei atât la noi cât și în alte țări se pot trage următoarele concluzii:

➤ se verifică ipoteza caracterului fizico-chimic al procesului de reținere a fierului. Oxidarea nu este completă, înainte de filtrare, iar în filtru nu se poate

produce fenomenul chimic simplu de oxidare, deoarece durata de parcurgere este de 5...10 min, pe când acest proces durează în mod obișnuit 4...5 h.

Dubla filtrare asigură defेरizarea; tipul de filtrare se alege astfel:

in cazul apelor cu un conținut mic de fier se adoptă filtre cu grosime mare a stratului de nisip și cu strat subțire de apă; [43]

Caracteristica principală a filtrului rapid de nisip, ca instalație de defेरizare, este capacitatea de reținere a fierului exprimată în kg/m^2 filtru. Experimental sa constatat că această caracteristică are ordinul de mărime $1...3 \text{ kg Fe/m}^2$.

Ea depinde de:

- pH – ul apei (la un pH ridicat capacitatea de reținere este mai mare);
- viteza de filtrare (capacitatea de reținere scade odată cu creșterea vitezei);
- conținutul de fier din apă (capacitatea de reținere este mai mare când apa conține mai mult fier);
- grosimea stratului filtrant și compoziția lui granulometrică (capacitatea de reținere scade cu creșterea mărimi granulelor).

Se recomandă adoptarea unor viteze de filtrare de 4...10 m/h, în funcție de conținutul de fier, la care ciclul de funcționare durează de la 15 până la 500 h. Grosimea stratului filtrant se recomandă a se lua 0,8...1,2 m iar mărimea granulelor 1...1,5 mm. Spălarea nisipului se face cu apă și aer comprimat.

În anumite experiențe din Belgia a rezultat că efectul produs de dubla filtrare (cu prima treaptă de 8 m/h și a doua de 4 m/h) este echivalentă o filtrare unică cu viteza de 1 m/h.

Adoptarea unei scheme de dublă filtrare duce la reducerea de volum a stației și deci la o reducere de investiții.

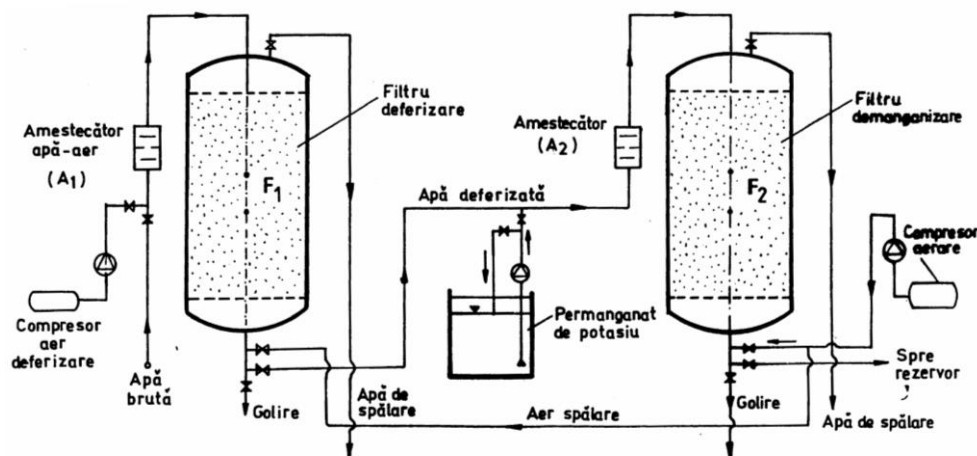


Fig.3.7. Schema tehnologică a stației de defेरizare - demanganizare cu dublă filtrare [56]

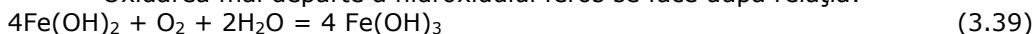
3.5.2.3. Procedeele de oxidare cu reactivi chimici

În cazul în care apa conține compuși organici de fier și mangan sau sulfat feros procedeele arătate mai înainte nu mai sunt suficiente și trebuie să se folosească reactivi chimici care să coaguleze acești compuși, după care să urmeze o filtrare pentru limpezirea apei. Ca reactivi se folosesc: hidroxidul de calciu, sulfatul

de aluminiu și clorul. Din reacția sulfatului feros cu varul, rezultă hidroxidul feros și sulfat de calciu:



Oxidarea mai departe a hidroxidului feros se face după relația:



Hidroxidul feric precipită sub formă de fulgi, astfel încât poate fi eliminat din apă prin decantare și filtrare, sau chiar numai prin filtrare.

Așadar schema stației de deferizare prin oxidare cu reactivi chimici cuprinde:

- stație de preparare și dozare a reactivilor,
bazin de reacție, decantoare și filtre, adică va avea dispoziția generală a unei stații de limpezire cu coagulant.

3.5.2.4. Procedeu cu mase cationice

Acest procedeu constă prin trecerea apei cu conținut de fier, printr-o masă granulară, care are proprietatea de a ceda cationul de Na, respectiv H, reținând în locul lor cationul de fier; de aceea, aceste substanțe se numesc și mase cationice sau schimbătoare de ioni. După câteva ore de funcționare, masa cationică își pierde capacitatea de schimb, deoarece a pierdut toți ionii de Na sau H; în acest moment, ea trebuie regenerată cu o soluție de NaCl, pentru masa cationică de sodiu, și cu H₂SO₄, pentru masa cationică de hidrogen. [37], [38]

După câțiva ani de funcționare, masa cationică își pierde capacitatea de a fi regenerată și trebuie să fie înlocuită cu material proaspăt.

Pentru utilizarea la maximum a efectului cationitului se folosesc mai multe filtre cu masă cationică dispuse în serie, apa brută trecând mai întâi prin filtrul de masă cationică cea mai epuizată și apoi prin cele cu material mai proaspăt. În felul acesta, în primul filtru, fierul și manganul sunt reținute prin adsorbție, iar în ultimul numai prin schimb de ioni. Prin acest procedeu se pot deferiza apele cu un conținut de fier 2...3 mg/dm³ și 1 mg/dm³ mangan și cu o duritate temporară suficientă pentru a obține întâi cationitul de calciu, la care se înlocuiește în procesul de filtrare cationitul Ca cu cationitul Fe.

4. Stadiul actual al proceselor de deferizare a apei subterane prin metode subterane directe (in situ)

4.1. Metoda de tratare in situ a apei subterane

Metodele de tratare in situ a apelor subterane, au câștigat în importanță în ultimii ani, în special în legătură cu îmbunătățirea calității apelor subterane contaminate. Numărul în continuă creștere a procedeelor și a condițiilor locale cu totul diferite, în privința naturii acviferului și a apei brute dar și legate de obiectivele urmărite la o îmbunătățire a calității apei subterane contaminate, îngreunează alegerea conceptului adecvat. Ca mecanisme importante folosite pentru îmbunătățirea calității apei subterane contaminate, sunt posibile și verificate în practică, componente hidraulice fizice, chimice, biologice și termice precum și combinații ale acestora. O pondere a cercetărilor, o reprezintă tratarea în situ a apei subterane degradate prin impurități organice, pentru care se vor prezenta aici numai câteva exemple. [33], [48], [59], [61]

Astfel, prin infiltrarea de apă cu conținut de oxigen, Întreprinderea comunală Karlsruhe a reușit încă din 1980 să respingă hidraulic contaminarea zonei de alimentare a puțurilor și să obțină în același timp prin creșterea activității microbiologice descompunerea unor substanțe din derivați ai uleiurilor minerale care se descompun greu.

Ca mijloace de oxidare amintim oxigenul, H_2O_2 , permanganatul de potasiu și nitratul. Chiar referitor la utilizarea nitratului există o serie de publicații, fie despre descompunerea microbiană a păcurii (1988), sau a hidrocarburilor bromatice (1991). La tratare în situ a unei apei provenite de pe platforma unei rafinării, impurificată cu hidrocarburi, s-a obținut o descompunere biologică aproximativ completă, printr-o infiltrație adecvată de apă la care s-a adăugat nitrat, ca acceptor de electroni și fosfat ca substanță nutritivă. Printr-o încălzire a apei de spălare de la 7°C la 20°C a fost posibilă creșterea capacității de descompunere microbiană la o valoare dublă. Utilizarea de H_2O_2 în loc de nitrat s-a dovedit eficientă numai în zona de infiltrație mai apropiată, datorită proceselor catalitice de descompunere.

Un volum mare de studii de laborator pentru utilizarea nitratului ca acceptor de electroni s-a făcut la Institutul de construcții hidroedilitare, calitatea apei și gospodărirea deșeurilor al Universității din Stuttgart. Aici prin probe pe coloane filtrante s-a demonstrat atât descompunerea microbiană a diferitelor hidrocarburi ale uleiurilor minerale cât și oxidarea fierului cu ajutorul nitratului (1995).

Un alt oxidant adecvat pentru tratarea în situ a apei subterane s-a dovedit a fi oxigenul. Pentru procesele de oxidare cu un consum ridicat de oxigen este de preferat oxigenul tehnic, cu o solubilitate cu aproximativ de 5 ori mai mare față de oxigenul din aer, datorită presiunii parțiale mai ridicate.

Toate procedeele de tratare în situ, au în comun folosirea acviferului însuși, ca reactor subteran cu pat fix. Prin introducerea dirijată a reactivilor de oxidare se induc reacții chimice prin ridicarea potențialului Redox. În plus se intensifică

activitatea microorganismelor existente în mod natural în acvifer. Se poate adăuga suplimentar la apa de infiltrație și substanțe nutritive în cazul descompunerii poluanților cu ajutorul bacteriilor heterotrofe. Limitele de aplicare a procedeeleor de tratare in situ rezultă înainte de toate, din natura poluanților, mobilitatea și distribuția lor și din condițiile de margine hidrogeologice. Procedeele de deferizării și demanganizării subterane, tratat în cazul prezentei lucrării trebuie privit în acest context drept un alt procedeu de tratare în situ a apei subterane, pentru care există experiența cea mai bogată de producere de apă potabilă.

Deferizarea și demanganizarea subterană se bazează pe fazele de aerare și filtrare, cu deosebirea că îmbogățirea cu un reactiv de oxidare adecvat se face suprateran. Tratarea propriu zisă, adică oxidarea fierului și manganului dizolvat și reținerea compușilor greu solubili rezultați, are loc chiar în acvifer, motiv pentru care procedeele trebuie privit ca un exemplu tipic de tratare in situ.

Descrierea care urmează, a procedeeleor se limitează pentru început la principalele componente ale unei instalații de deferizare demanganizare, urmând ca particularitățile tehnologice să fie tratate detaliat. Conform schemei tehnologice reprezentate în Fig. 4.1., captarea apei subterane se face prin cel puțin două fântâni, fie că este vorba de puțuri forate fie de drenuri radiale. [33], [48], [59], [61]

Instalațiile cu o singură fântână își găsesc utilizarea în primul rând pentru alimentările cu apă individuale, la care apa de infiltrație este ținută într-un rezervor de eliminare a gazelor, dimensionat corespunzător, iar infiltrarea propriu zisă are loc în orele de noapte cu consum redus.

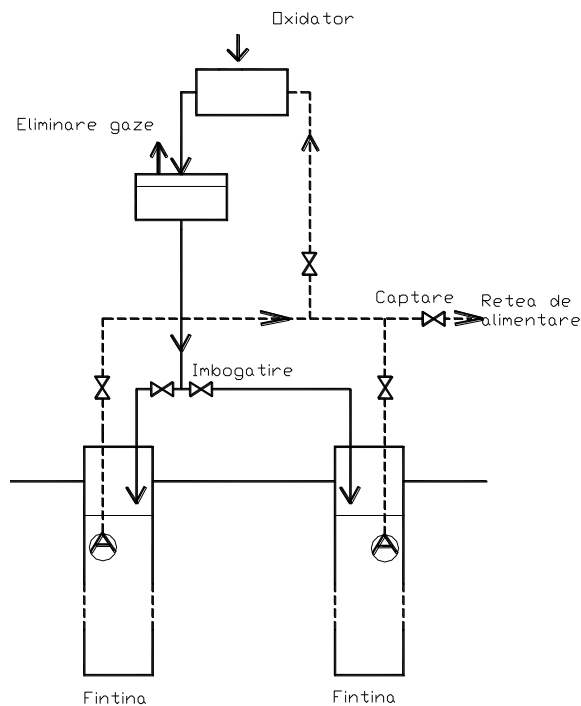


Fig. 4.1. Schema unei instalații de deferizare și demanganizare subterană
[48]

O parte din apa tratată subteran este transportată la stația supraterană de îmbogățire.

În stația de îmbogățire are loc introducerea oxidantului în apa redusă, adică săracă în oxigen. Ca oxidant este folosit oxigenul din aer, datorită bunei sale disponibilității. Pentru aerare sunt utilizate toate procedeele cunoscute. S-au dovedit eficiente în special ejectoarele, care funcționează după principiul injectoarelor, care prin respectarea presiunii necesare realizează o saturație cu oxigen a apei de îmbogățire. Dacă trebuie evitată ieșirea bioxidului de carbon la apele cu tendință de separare a calcarului, se recomandă o aerare sub presiune pentru introducerea oxigenului. Menținerea pe o durată de minim 5 minute într-un rezervor de eliminare a gazelor împiedică ieșirea ulterioară a gazelor în acvifer, și astfel se împiedică înfundarea porilor cu bule de gaz.

O alternativă la oxigenul din aer o reprezintă oxigenul tehnic, în special la apele brute cu consum ridicat de oxigen, datorită substanțelor ușor oxidabile. Introducerea oxigenului se face prin duze speciale sau direct în conducta echipată cu un rotor sferic. Avantajul cel mai important al utilizării oxigenului tehnic constă în solubilitatea sa de circa 5 ori mai mare, la aceeași presiune, astfel încât la o presiune normală și o temperatură a apei de 10°C se pot dizolva 54 mg/l oxigen pur față de 11 mg/l oxigen din aer. [33], [48], [59], [61]

Dintre celelalte substanțe oxidante cea mai mare însemnătate îi revine nitratului, datorită bunei solubilități. Totuși până în prezent exemplele de aplicare legate de deferizarea subterană se limitează la cazuri singulare. Încă nu a fost adusă dovada unei demanganizări subterane, în condiții de denitrificare, aceasta fiind mai degrabă improbabilă datorită potențialului Redox variabil.

Apa îmbogățită cu oxigen este adusă către puțurile de infiltrare, de obicei prin conducte separate și introduse în acvifer prin intermediul acestora. În general și la toate instalațiile studiate în cadrul prezentei lucrări, în special, infiltrarea se face prin puțuri de captare, adică puțurile funcționează intermitent pentru captare și îmbogățire.

Ca o alternativă asupra căreia nu se insistă în cele ce urmează, trebuie privită așa numita infiltrare externă prin intermediul unor puțuri speciale, dispuse în jurul puțului de captare (Fig. 4.2).

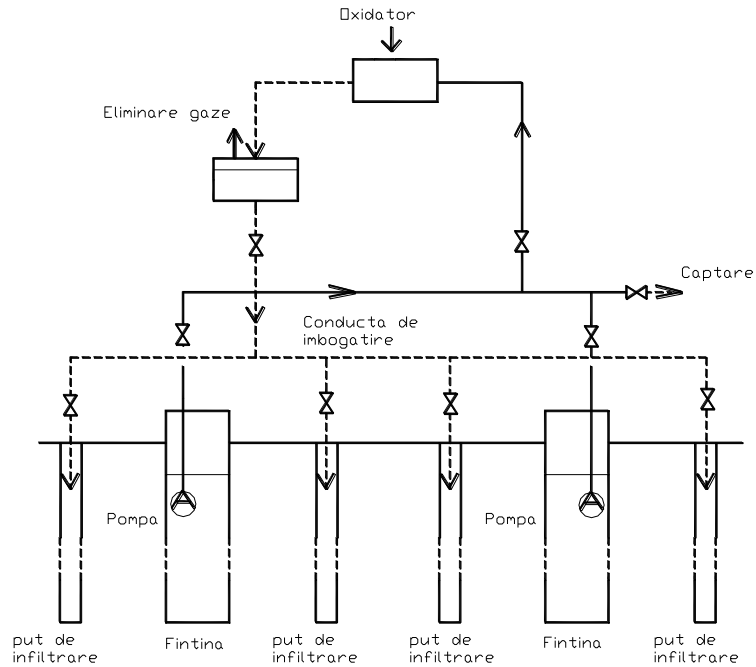


Fig. 4.2. Deferizarea demanganizarea cu infiltrare externă
[27]

Procedul in situ, este un procedeu complex la care participă factori biologici, chimici si fizici, factori care parțial se condiționează reciproc. Procedul in situ este structurat in trei faze:

Faza de infiltrare, constă în infiltrarea de apă aerată în acvifer, prin intermediul unui puț de infiltrare. Fig.4.3.

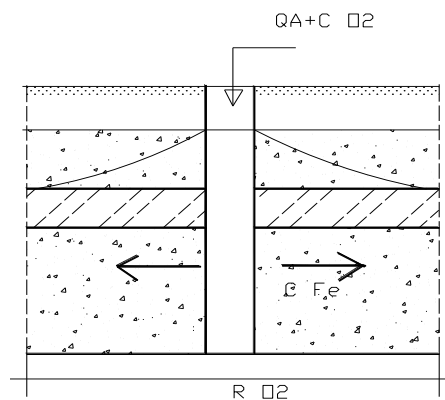


Fig. 4.3. Faza de infiltrare

La sfârșitul fazei de infiltrare, variația concentrațiilor O_2 , sunt date in Fig. 4.4.

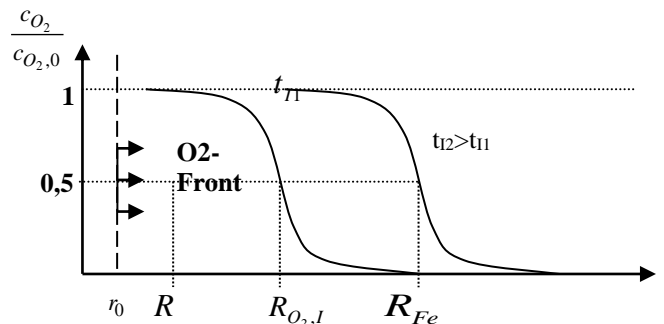


Fig. 4.4. Variația O_2 , la sfârșitul fazei de infiltrare

unde:

- C_{O_2} – concentrația de oxigen din apa subterană infiltrată, variabilă în timp și spațiu
- $C_{O_2}(r, t)$;
- $C_{O_2,0}$ – concentrația de oxigen din puț, la timpul zero.

Apa bogată în oxigen care se infiltrază în acvifer dislocă apa subterană naturală cu conținut de fier, din zona de vecinătate a puțului. Mărirea spațiului V_I pe care ajunge să - l ocupe infiltratul în subteran, depinde de debitul infiltrat Q_I și de durata de infiltrare t_I .

$$V_I = t_I Q_I \quad (4.4)$$

Analizând curba de evoluție a concentrației O_2 , în spațiu și timp se observă o formă caracteristică transportului poluanților (Fig.4.4). Această formă arată prezența proceselor specifice transportului (convecția, difuzia și dispersia). Se constată de asemenea retardarea (rămânerea în urmă a frontului de O_2 față de apa brută) ceea ce se poate explica prin adsorbție. [33], [48], [59], [61]

Extinderea zonei de oxidare V_{Ox} , adică a reactorului propriu zis, influențat de introducerea de oxigen, poate diferi mai mult sau mai puțin față de V_I ($V_{Ox} < V_I$) în funcție de consumul de oxigen, deoarece frontul de oxigen rămâne în urma frontului de infiltrare prin procesele de oxidare din timpul transportului. Forma zonei de oxidare depinde înainte de toate de modul de dispunere și de lungimea tronșoanelor filtrante al fântânilor și de structura geologică a acviferului, astfel încât alcătuirea propriu zisă a zonei de oxidare la acvifere de obicei neomogene poate devia în mod evident față de imaginea ideală pentru acvifere omogene.

Înainte de intrarea în funcțiune a tratării în situ, adică înainte de prima infiltrare cu apă îmbogățită cu oxigen, acviferul redus se află în stare de echilibru. Capacitatea de adsorbție a matricei de teren pentru ionii de fier și mangan este epuizată, astfel că noii ioni care trec odată cu curentul subteran pe lângă granulele de teren rămân în saturație.

Odată cu introducerea oxigenului în acvifer în zona de vecinătate a puțului, se modifică condițiile climatice de margine în zona de oxidare. Potențialul Redox crește și se ajunge la o oxidare a fierului bivalent adsorbit, care trece în hidroxid feric $Fe(OH)_3$.

Faza de oxidare, numită și **fază de repaus**, constă în evoluția procesului de oxidare a Fe_2 și Mn_2 . Fierul și manganul absorbit de granulele de nisip oxidează, formând niște compuși greu solubili, de exemplu hidroxid de fier. Astfel se formează, un spațiu de tratare. În exploatarea unei instalații de deferizare demanganizare subterană fazele de captare și infiltrare alternează regulat pentru fiecare puț. Pentru evitarea schimbării bruște a direcției de curgere și perturbărilor hidraulice din subteran, aceste faze se întrerup cu perioade de pauză care de regulă sunt de cel puțin o oră. Timpii pentru aceste faze (t_I, t_{R1}, t_C, t_{R2}), precum și capacitățile aferente de captare și infiltrare (Q_I, Q_C), rezultă din cerințele speciale de exploatare și din rezultatele din perioada de punere în funcțiune.

Faza de captare constă în punerea în funcțiune a puțului ca și o captare subterană. La această fază are loc mișcarea apei brute freatice înspre puț, fiind obligată să treacă prin spațiul de oxidare. Prin aceasta, ioni de fier și mangan în soluție sunt fixați prin adsorbție pe granulele de nisip purtătoare de oxid, astfel se va realiza și o mărire a adsorbției de oxigen în următoarea fază de infiltrare. Prin adsorbția Fe_2 și Mn_2 dizolvat se ajunge la captarea unui volum mai mare de apă freatică tratată decât cel infiltrat în faza anterioară.

Analizând curba de evoluție a concentrației de fier (Fig.4.6.) se observă de asemenea o formă caracteristică transportului poluanților. În faza de captare, concentrația fierului descrește între punctele t_{C1} t_{C2} , până la valoarea limita admisă a fierului, Fig.4.6. După un anumit număr de cicluri se realizează un echilibru între volumul de apă infiltrat și cel captat (deferizat demanganizat).

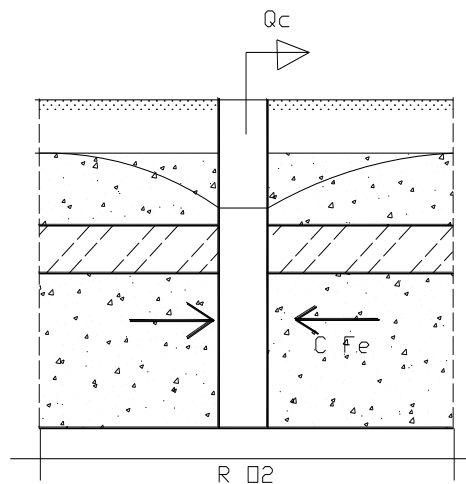
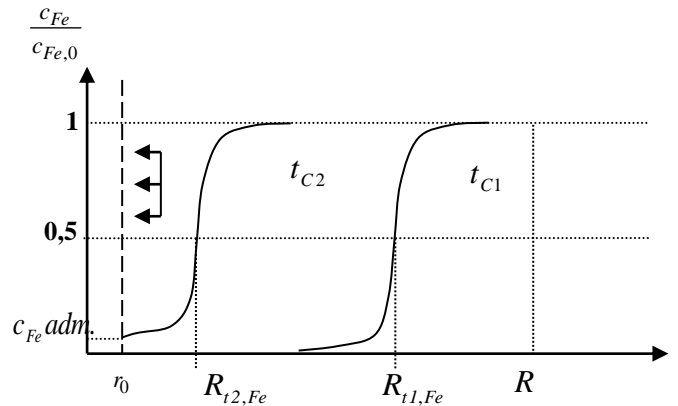


Fig.4.5. Faza de captare



unde:

c_{Fe} - concentrația de fier din apa subterană variabilă în timp și spațiu
 $c_{Fe,0}$ - concentrația de fier din puț la momentul zero.

Fig.4.6. Variația concentrației de Fe_2 în faza de captare

Raportul dintre volumul corespunzător de captare și infiltrare este desemnat drept coeficient de randament:

$$V_I = t_I \cdot Q_I \quad (m^3) \quad (4.5)$$

$$V_C = t_C \cdot Q_C \quad (m^3) \quad (4.6)$$

unde:

t_C - timpul de captare (h);
 t_{R1} - timpul de pauză 1 (h);
 t_I - timpul de infiltrare (h);
 t_{R2} - timpul de pauză 2 (h);
 Q_C - debitul de captare (m^3/h);
 Q_I - debitul de infiltrare (m^3/h);
 V_C - volumul de captare (m^3);
 V_I - volumul de infiltrare (m^3)

$$EGK = \frac{V_C}{V_I} \quad (4.7)$$

EGK - coeficientul de randament și reprezintă o măsură a capacității de tratare a procesului care în funcție de natura acviferului și a apei brute ia valori cuprinse între 2 și cca. 12.

La tratarea subterană, iau naștere fenomene de curgere și de transport intercondiționate, care însoțesc întregul proces de tratare.

Din cele prezentate rezultă că în desfășurarea defेरizării demanganizării în situ apar procese caracteristice transportului substanțelor dizolvate (Fe_2 , O_2) în apa subterană, similare cu cele de la transportul poluanților.

Prin urmare modelarea fizico-matematică și ecuațiile generale utilizate în transportul poluanților pot fi preluate și adaptate pentru modelarea tratării (defेरizare, demanganizare) apei subterane. [67]

4.2. Mecanisme de tratare

Mărima spațiului V_I pe care ajunge să - l ocupe infiltratul în subteran, depinde de debitul de infiltrare și de volumul util al porilor acviferului P_n rezultând:

$$V_I = \frac{Q_I}{P_n} \quad (\text{m}^3) \quad (4.8)$$

Zona de oxidare descrisă anterior trebuie privită ca un reactor subteran cu pat fix, în care se desfășoară între altele, mecanisme fizico-chimice și microbiologice de tratare importante pentru deferizare și demanganizare. Acest reactor nu este compatibil cu un filtru rapid uzual de deferizare decât condiționat.

Tabelul 4.1. Mecanisme de tratare la deferizarea și demanganizare subterană

Mecanismul de tratare	Procesul parțial
chimic	Oxidare Reducere Schimb de ioni
fizic	Adsorbție Precipitare
microbiologic	Descompunere Adsorbție Preluare

4.2.1 Procese fizico-chimice

Deferizarea și demanganizarea subterană, reprezintă asemănător cu tratarea supraterană un proces complex care constă din mai multe faze care se influențează reciproc. In cele ce urmează este redat un model al proceselor fizico-chimice induse în subteran prin introducerea de oxigen. Cele mai importante procese de tratare au loc la suprafața de contact dintre faza solidă și cea lichidă. Fig. 4.7. Acest lucru este valabil atât pentru procesele de adsorbție și schimb de ioni cât și pentru procesele microbiologice. O oxidare directă, a substanțelor dizolvate conținute în apă, în condițiile uzuale ale apei subterane și anume valori ale pH-ului și ale potențialului Redox, este nesemnificativă pentru fier și aproape exclusă pentru mangan. [67]

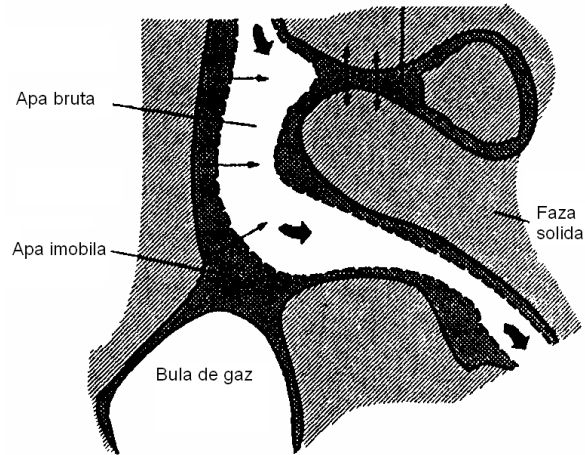


Fig. 4.7. Secțiune printr-un acvifer

Ecuațiile aferente de reacție (4.9),(4.10), arată că atât oxidarea fierului (II) cât și cea a bicarbonatului feros bivalent pot avea ca efect o scădere a valorii pH. Din acest motiv aplicarea tratării în situ la deferizarea apelor foarte moi este limitată în anumite situații.



Hidroxidul feric (III) care rezultă conform reacțiilor de mai sus se evidențiază de asemenea prin proprietăți remarcabile de adsorbție, astfel încât în timpul fazei de captare care urmează, cationii dizolvați în apa subterană pot fi adsorbiți din nou pe suprafață. [48], [49], [67]

Acest lucru este valabil atât pentru ionii H^+ și generatorii de duritate Ca^{2+} și Mg^{2+} cât și pentru metale, cum ar fi de exemplu fierul și manganul.

Fixarea debitului maxim captat, pe baza calității apei captate, înseamnă folosirea aproape completă până în zona de imediată vecinătate a puțului, a capacității de adsorbție, ce crește cu fiecare ciclu de tratare prin hidroxidul feric nou format. Față de aceasta, alegerea necesarului de oxigen ca criterii de dirijare, în special în prezența concomitentă a manganului în apa brută, garantează o siguranță mai mare a exploatării instalației într-un câmp ionii de fier (II), aduși în spațiul de reacție odată cu apa subterană în faza de captare sunt deja adsorbiți și oxidați preponderent la o distanță mai mare de fântâna astfel că în zona apropiată de fântână rămân locuri de adsorbție libere. [33], [48], [59], [61], [74]

Un proces care prezintă importanță, în problema unei posibile colmatării a acviferului, prin produse de oxidare care rămân în subteran, este îmbătrânirea hidroxidului de fier, prin disocierea apei trecând în hidrat de oxid de fier (goetit, lepidocrochit) și mai departe în oxid de fier (III) (hematit) respectiv oxid de fier (II,III)(magnetit) Fig.4.8 . Acest lucru este dovedit nu numai prin încercările de laborator dar și prin conținuturi mărite de lepidocrochit în probele de teren din zona de oxidare a unei instalații de tratare subterană.

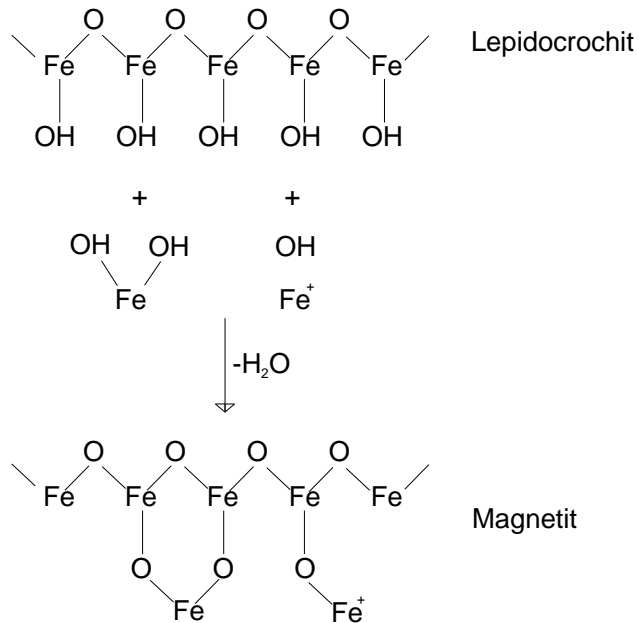
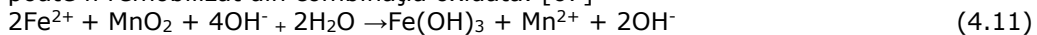


Fig. 4.8. Îmbătrânirea hidroxidului de fier după [8]

La demanganizarea subterană trebuie să se țină seama că la valorile pH-ului uzuale ale apelor subterane, manganul ar trebui să se afle exclusiv sub formă dizolvată, bivalentă. Faptul că se ajunge la oxidare și prin aceasta la combinații ale manganului cu valență mai mare, greu solubile, se datorează pe de o parte acțiunii autocatalitice a hidroxidului de oxid de mangan respectiv a bioxidului de mangan deja format, și pe de altă parte microorganismelor care pot folosi fierul și manganul enzimatic, ca acceptor de electroni.

Faza determinantă pentru vitează la demanganizare este oxidarea manganului bivalent adsorbit.

Vitezele de reacție diferite și cerințele diferite în privința potențialului Redox pentru oxidarea fierului și manganului sunt motive pentru care deferizarea și demanganizarea subterană se desfășoară în principal în zone diferite și anume, deferizarea la marginea exterioară a zonei de oxidare iar demanganizarea în zona din apropierea fântânii. Ca și instalațiile de filtrare supraterane, o demanganizare stabilă cere o apă aproape lipsită de fier, deoarece astfel manganul bivalent deja adsorbit poate fi resorbit prin fierul dizolvat conform ecuației de mai jos, respectiv poate fi remobilizat din combinația oxidată. [67]

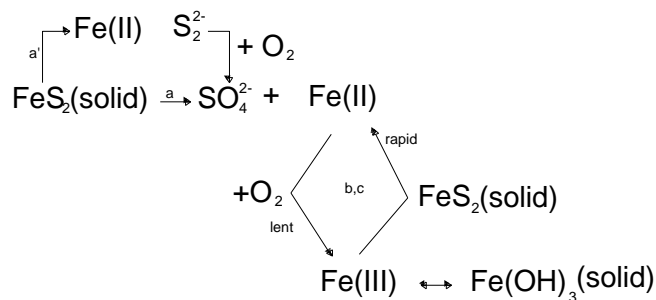


La considerarea mecanismelor de tratare fizico-chimice trebuie să se țină seama de faptul că la tratarea unei ape subterane naturale se pot produce o serie de reacții cu substanțele considerate în apă, care datorită efectului lor de consumatoare de oxigen pot intra în concurență cu oxidarea fierului dar mai ales cu cea a manganului. Între acestea se numără atât substanțele organice ușor oxidabile

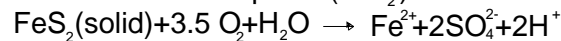
86 Stadiul actual al proceselor de deferizare a apei subterane prin metode subterane directe (in situ) – 4

cât și compușii anorganici ca de exemplu amoniul așa cum arată rezultatele tratării. [33], [48], [59], [61], [74]

Legat de aceasta trebuie atrasă atenția asupra unei alte combinații a fierului, care prin consumul ridicat de oxigen poate afecta deferizarea subterană. Este vorba de așa numita pirită (FeS_2), o sulfură de fier care poate fi fixată în teren ca combinație minerală. Prin adaosul de oxigen în timpul fazei de infiltrare pirită poate fi oxidată trecând în sulfat și $\text{Fe}(\text{OH})_3$, (Fig. 4.9) dacă nu este acoperită înainte prin depunerile de fier.

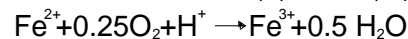


a) oxidarea directă a piritei (FeS_2)

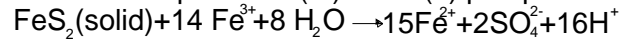


a') oxidarea după dizolvarea piritei

b) oxidarea lentă a $\text{Fe}(\text{II})$ în $\text{Fe}(\text{III})$



c) reducerea rapidă a $\text{Fe}(\text{III})$ în $\text{Fe}(\text{II})$ prin pirită



d) hidroxid de fier precipitat, ca rezerva pentru $\text{Fe}(\text{III})$ solubil

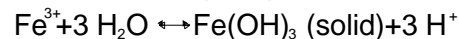


Fig. 4.9. Oxidarea piritei (FeS_2) după [8], [74]

În rezumat, modelul de reprezentare al mecanismelor fizico-chimice de tratare, în cazul tratării subterane, rezultă ca o alternativă între adsorbția ionilor dizolvați de fier și mangan pe suprafața granulelor de pământ în timpul fazei de captare și oxidarea ionilor adsorbiți în timpul fazei de infiltrare, cu o separare a zonei de oxidare într-un domeniu apropiat de fântână, pentru demanganizare și un domeniu îndepărtat de fântână, pentru deferizare. [33], [48], [59], [61], [74]

4.2.2. Procese microbiologice

Legat de procedeul uzual de deferizare și demanganizare s-a atras deja atenția asupra faptului că pe lângă mecanismele fizico-chimice au o contribuție importantă la tratare și procesele microbiologice.

Bacterii aerobe și anaerobe sunt prezente în mare număr în mod natural în zona saturată și nesaturată a terenului, ceea ce se dovedește prin studii asupra unor foraje 10 până la 90 m adâncime, în care numărul coloniilor pe întregul domeniu se situează între 10^4 și 10^7 pe 10 g masă uscată. Cea mai mare parte a acestor bacterii

se evidențiază printr-un mod de viață sesil astfel că studiile făcute pe bacterii ca probe de apă subterană nu permit decât afirmații cantitative foarte inexacte asupra numărului de bacterii în acvifer. Bacteriile sunt adaptate la condițiile de viață în privința temperaturii, valorii pH-ului, potențialului Redox precum și a ofertei de substanțe nutritive.

Mărimea bacteriilor este de cca. $1\mu\text{m}^3$. De o mare însemnătate pentru tehnica de tratare, în special pentru procesele de adsorbție, este enorma mărime a suprafeței, ca urmare a înmulțirii microorganismelor în acvifer. Astfel un gram din masa de bacterii conține cca. 10^9 celule, cu o suprafață totală de aproximativ 3 m^2 .

Între microorganismele prezente în acvifer se află diferite specii care participă la reducerea, respectiv oxidarea fierului și manganului. Reducătoarele de fier așa numite „aspiratoare de fier” influențează comportamentul acestor metale în acvifer în sensul că extrag energie din reducerea fierului (III) în fier (II), fierul trivalent preluând rolul acceptatorului terminal de hidrogen. Situația este asemănătoare pentru reducătoarele de mangan, printre care se numără o serie de bacterii, atât facultativ aerobe cât și obligatoriu anaerobe.[74]

De o importanță deosebită pentru defierizarea și demanganizarea subterană sunt în schimb microorganismele care contribuie la oxidarea fierului și manganului putând oxida direct fierul sau manganul bivalent sau putând înmagazina compuși oxidați ai acestora, respectiv pe celulele lor. Toate microorganismele oxidatoare de fier și mangan au în comun modul lor de viață sesil. Ele sunt de fapt prezente și în fază apoasă, însă încep oxidarea fierului și manganului numai după colonizarea suprafețelor. Concentrațiile de fier și mangan chiar sub concentrațiile limită conform decretului pentru apă potabilă sunt suficiente pentru apariția acestor bacterii; nu se cunosc valorile limită superioare pentru conținutul de fier și mangan în legătură cu aceasta. [74]

Organismele care înmagazinează fierul, apar în toate apele subterane, existând întotdeauna o specie dominantă, celelalte adesea abia putând fi deosebite, sau chiar deloc.

4.3. Compararea proceselor de deferizare și demanganizare supraterană cu deferizarea și demanganizarea subterană

Legat de reprezentarea principalelor procese de tratare s-a discutat în mod repetat despre posibilitatea unei transpuneri parțiale a cunoștințelor dobândite din studiul filtrelor rapide asupra proceselor din zona de oxidare desemnată drept reactor subteran cu pat fix.

Astfel, trebuie să se accepte ideea că în ambele cazuri mecanismele de tratare, sunt eficiente, deși într-un grad diferit. Acest lucru se evidențiază și prin timpul de amorsare și zonare comparabil pentru deferizare, demanganizare și nitrificare.

➤ Din exploatarea instalațiilor de filtre rapide uzuale în comparație cu tratarea subterană rezultă și alte deosebiri care influențează în parte puternic mecanismele de tratare fizico-chimice ca și cele biologice. Astfel diferă mult spațiul de reacție din acvifer față de filtru în privința mărimii.

Suprafața filtrului rapid pentru o capacitate de tratare $q=100 \text{ m}^3/\text{h}$ și o viteză de filtrare $v_F = 10 \text{ m/h}$ rezultă $F = 10 \text{ m}^2$. La o înălțime a patului filtrant de $L = 2,0 \text{ m}$ volumul $V = 20 \text{ m}^3$. Aici reținerea hidroxizilor de fier se face în primul rând în stratul superior al filtrului ceea ce înseamnă că de regulă nu avem o eficiență spațială completă a filtrului. [67]

În acvifer, dimpotrivă se creează cu ajutorul unui curent volumic de îmbogățire $q_A = 100 \text{ m}^3/\text{h}$, la un timp de îmbogățire adoptat $t_A = 20\text{h}$ și o porozitate utilizabilă $p_n = 33\%$ un volum teoretic de reacție $V_R = 6000 \text{ m}^3$. Acesta ar corespunde unui filtru cu înălțimea startului de 10 m și o rază apoximativă $r = 14 \text{ m}$.

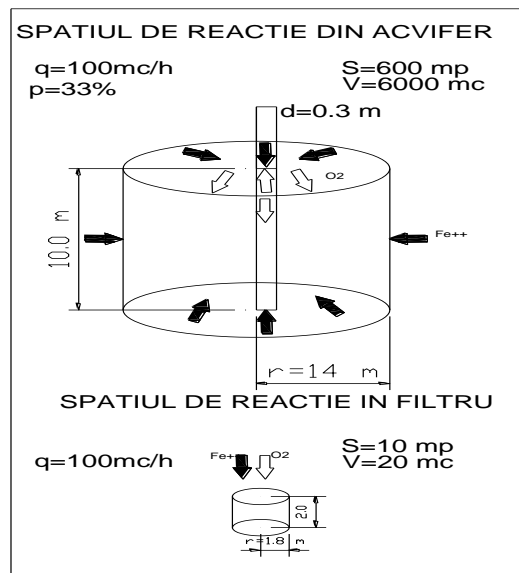


Fig.4.10. Exemplificarea spațiilor de reacție din acvifer și din filtru [67]

➤ O altă deosebire importantă rezultă pentru transportul oxidantului și al substanțelor conținute în apă care trebuie eliminate.

Filtrele rapide supraterane sunt parcurse în general descendent de apa care se tratează și care conține după aerare atât oxigen dizolvat cât fier și mangan dizolvat. În schimb, la deferizarea și demanganizarea subterană, în zona de oxidare, între faza de îmbogățire și cea de captare se produce de fiecare dată o schimbare a direcției de curgere ceea ce înseamnă că transportul oxigenului se face împotriva transportului fierului și manganului. Faptul că cele două procese de transport se desfășoară decalat în timp, favorizează succedarea proceselor de adsorbție și oxidare de pe suprafața granulei de teren. [67], [22]

În felul acesta, zona de oxidare a unui acvifer influențată de tratarea subterană prezintă o alternanță regulată de condiții reduse, lipsă de oxigen până la saturație de oxigen, cu un potențial Redox mărit corespunzător. Oferta de fier (II) și mangan (II)

dizolvat depinde de asemenea de starea de funcționare a tratării, întrucât apa de îmbogățire este lipsită de fier și mangan, spre deosebire de apa subterană naturală.

În anumite condiții, calitatea apei în zona de oxidare poate să se modifice și în privința celorlalți parametri fizici și chimici și anume, atunci când apa de îmbogățire provine de la o fântână la care apa captată se deosebește distinct în privința calității față de celelalte fântâni folosite pentru captare și reînfiltrare.

➤ Un alt factor important îl constituie condițiile hidraulice variabile prin alternanța direcției de curgere între faza de captare și cea de îmbogățire dar și prin vitezele de curgere care variază puternic în funcție de distanța până la fântână.

Spre deosebire de viteza de filtrare mai degrabă uniformă de cca. 4-7 m/h la filtrele deschise și cca. 10-20 m/h la filtrele închise, la tratarea subterană pot apărea viteze $v_r < 0,1$ m/h la marginea zonei de oxidare până la viteza limită dependentă de permeabilitate în zona de vecinătate a fântânii ca de exemplu 6 m/h pentru o valoare $k = 6 \cdot 10^{-4}$ m/s. [81]

➤ Problema poate cea mai importantă, dar în orice caz cea mai mult discutată în legătură cu deferizarea și demanganizarea subterană este cea a rămânerii produselor de oxidare. Filtrele supraterane trebuie spălate la intervale regulate deoarece hidroxizii de fier și mangan se depun în pori și duc la o colmatare regulată a filtrului. Dimpotrivă, la tratarea subterană produsele de oxidare rămân în subteran, fără să se fi observat până în prezent, la instalațiile de deferizare demanganizare mai vechi, semne ale colmatării subteranului sub forma unei productivități micșorate a captărilor, respectiv a unor scăderi accentuate ale nivelului apei în puț. Trebuie să se țină seamă aici de forma diferită a produselor de oxidare care rezultă la tratarea uzuală respectiv la cea subterană. Astfel, în acvifer există posibilitatea schimbării în continuare a formei hidroxizilor bogăți în apă cunoscuți de la filtrele rapide. Mai puțin voluminoși, viteza mai lentă de reacție datorată lipsei spălării și a timpului mai mare de menținere în zona de oxidare reprezentând un criteriu important. În plus lipsa spălării în spațiile de reacție subterane are un efect favorabil asupra reșezării treptate a granulelor de teren, cu învelișuri din produse de oxidare și microorganisme, având acțiune catalitică respectiv adsorbantă.

➤ Este de presupus de asemenea că la tratarea subterană o bună parte a produselor de oxidare rămâne în așa numitul dead – end – pore. Care nu sunt disponibili pentru procesele de curgere astfel încât depunerile de aici nici nu au efect asupra permeabilității hidraulice a acviferului.

Această teorie nu este dovedită până acum nici prin încercări de laborator și nici prin probe de teren din zona acviferului din apropierea puțului unei instalații cu tratare subterană, întrucât lipsesc metodele de studiu necesare. Din acest punct de

vedere structura granulară naturală a unui acvifer trebuie considerată avantajoasă față de materialul filtrant mai degrabă omogen din filtrele rapide.

➤ În plus, spre deosebire de filtrele supraterane, în acvifer există posibilitatea unei extinderi a spațiului de reacție care trebuie să apară în cazul micșorării volumului de pori activi pentru trecerea curenților, întrucât volumul util de pori din spațiul de reacție corespunde debitului de îmbogățire, de regulă constant. În aprecierile sale, asupra duratei de folosire a unei zone de oxidare pentru tratarea subterană, Olthoff (1986) ajunge fără a lua în considerare o astfel de extindere, la durate care depășesc în orice caz durata teoretică de existență de cca. 50 ani a unei fântâni. [61], [81]

Considerațiile teoretice, având la bază un spațiu de tratare extensibil, conduc la durate de exploatare mai mari. Valorile variabile ale potențialului Redox, ale concentrațiilor de substanțe și ale vitezelor de curgere care rezultă în urma exploatarea unei instalații de deferizare și demanganizare subterană influențează decisiv condițiile de viață ale microorganismelor în zona de oxidare. Din perturbările microbiologice, observate în uzinele de apă la filtrele de demanganizare biologică, se trage concluzia că este posibil să apară problema la demanganizarea subterană. Nu este sigur în ce măsură se pot transpune rezultatele acestor cercetări asupra acviferului ca spațiu vital, mai ales că măsurarea potențialului Redox în zona de oxidare este deosebit de dificilă și că condițiile Redox cu adevărat relevante de pe suprafața bacteriilor nu pot fi sesizate din punct de vedere al tehnicii de măsurare. Rezultatele obținute în instalațiile de tratare pentru demanganizarea subterană la scară mare, dovedesc că și în condiții de variație a potențialului Redox se instalează o demanganizare stabilă în subteran.

4.4. Stadiul cunoașterii

Din încercările făcute la scară mare asupra unui număr de trei instalații diferite cu concentrații ale fierului de 50 până la 80 mg/l Fe s-au obținut rezultate mai proaste în privința tratării la infiltrația externă, fapt pentru care Eichhorn nu o recomandă decât pentru concentrații mai mici de fier în apa brută. Pentru infiltrația internă prin puțul de captare este posibil să apară pericolul unei zone de oxidare prea mici, cu durate de menținere scurte și a unei colmatării rezultate în zona din vecinătatea puțului prin depuneri de hidrant de oxid de fier. De aici rezultă, cerința unor tronsoane filtrante pe cât posibil scurte cu o etanșare îngrijită corespunzătoare spațiului inelar (Fig. 4.11.)

Complet neindicat pentru deferizarea și demanganizarea subterană s-a dovedit a fi puțul săpat. [27]

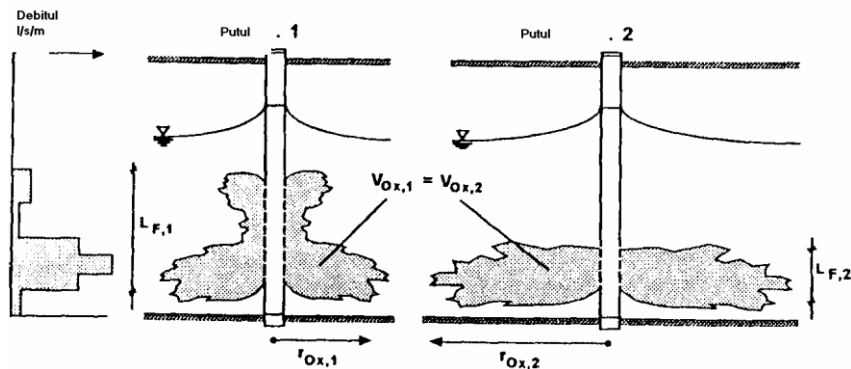


Fig. 4.11. Influența tronsonului filtrant asupra formării zonei de oxidare. [67]

Din ideea unei creșteri continue a capacității schimbului de cationi prin oxidarea fierului (II) adsorbit s-a dedus o teorie a strâmtării spațiului de reacție care are influența directă asupra alegerii parametrilor de dirijare a funcționării tratării subterane. O comparație amănunțită între infiltrația internă și cea externă arată din nou că dezavantajul infiltrației externe constă în pericolul pătrunderii fierului în cazul în care nu se ajunge la o zonă de reacție închisă (formarea unei ferestre), costurile de investiție fiind tot odată mai ridicate și cerințele asupra regimului de funcționare mai mari. Avantajul infiltrației externe este considerat în primul rând faptul că zona din vecinătatea puțului nu este solicitată ca cameră de reacție.

În plus în lucrare se dă parcursul complet al planificării și proiectării unei instalații de deferizare demanganizare, începând cu studiile preliminare hidrogeologice și hidrochimice și sfârșind cu încercările de tratare și punere în funcțiune, până la exploatarea de durată. La un conținut de fier al apei brute până la 10 mg/l Fe, se recomandă oxigenul din aer ca mijloc de oxidare și la peste 30 mg/l Fe oxigenul tehnic; de astfel hotărâtoare trebuie să fie considerațiile de ordin economic. Ca probleme deschise Hartmann definește între altele mecanismele de eliminare ale manganului la tratarea subterană, efectele materiilor organice asupra deferizării demanganizării și confirmarea practică a locului și a stării de agregare în care se găsesc produsele de oxidare care se depozitează în subteran. [8], [27], [33], [61], [74]

5. Bazele teoretice pentru modelarea proceselor de deferizare

5.1. Ecuația de baza în cazul transportului radial simetric

Relația de baza a procesului de transport, care apare în vecinătatea forajelor în timpul infiltrării și captării este obținută pe baza ecuației transportului **radial simetric** și a ecuației de adsorbție. [18], [24]

Ecuația de transport

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{A}{r} \left(\alpha \frac{\partial^2 c}{\partial r^2} - \frac{\partial c}{\partial r} \right) - \frac{1}{n_e} \frac{\partial s}{\partial t} \quad (5.1)$$

unde:

c [mg/l] – concentrația substanțelor dizolvate în apa freatică (exemplu: fier, mangan, oxigen) $c(r, t)$

s [mg/l sol] – concentrația substanțelor adsorbite din soluție pe matricea granulară $s(c, s, t)$

n_e [-] – porozitatea efectivă (porozitatea eficientă a acviferului)

α [m] – dispersia

r [m] – distanța radială față de foraj

t [s, d] – timpul

cu:

$$A = \pm \frac{Q}{2\pi \cdot m \cdot n_e} \quad (5.2)$$

unde:

Q [m³/s] – rata de infiltrare sau captare

m – înălțimea stratului acvifer

Procesul de curgere radial simetric simplificat din vecinătatea forajului (zona de tratare) este justificat de modelarea hidraulică. [21], [24], [83]

Ecuația adsorbției

Ecuația adsorbției cuprinde adsorbția lentă și adsorbția rapidă, aceasta este:

$$\frac{\partial s}{\partial t} = k_1 \cdot c - k_2 \cdot s \quad (5.3)$$

$$\frac{\partial s}{\partial t} = \lambda(k \cdot c - s) \quad (5.3')$$

unde:

λ – constanta de viteză a adsorbției

k_1, k_2, k_3 –constante caracteristice procesului de adsorbție

Ecuațiile posibile ale adsorbției sunt:

$$\frac{\partial s}{\partial t} = \lambda(k \cdot c^{k_2} - s) \quad (5.3'')$$

$$\frac{\partial s}{\partial t} = \lambda\left(\frac{k_1 \cdot c}{1 + k_2 \cdot c} - s\right) \quad (5.3''')$$

Este posibil înșua, cum este exemplificat și aici, să se folosească o singura ecuație:

$$\frac{\partial s}{\partial t} = \lambda\left(\frac{k_1 \cdot c^{k_3}}{1 + k_2 \cdot c} - s\right) \quad (5.4)$$

Dacă se presupune că viteza de adsorbție este relativ mare (λ –foarte mare) (adsorbția echilibrata sau adsorbția rapida) se obține așa numita izoterma de adsorbție, variantele întâlnite în practica cuprind:

$$s = f(c) = \frac{k_1 c^{k_3}}{1 + k_2 \cdot c} \quad (5.5)$$

5.1.2. Metode de stabilire a porozității efective

Calculul porozității efective se face cu ajutorul rezultatelor obținute din experimentele de pompare cu traser. [21],[24], [83]

Din bilanțul volumului pentru frontul apei freatice dislocat prin infiltrare:

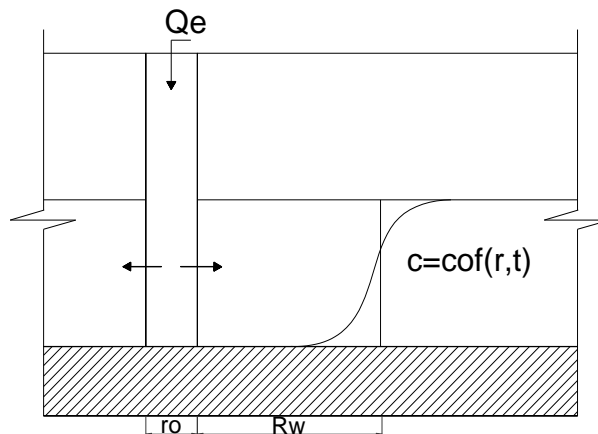


Fig. 5.1. Dislocarea apei freatice în faza de infiltrare

$$R_w = \sqrt{r_0^2 + \frac{Q_e \cdot t_E}{\pi \cdot m \cdot n_e}} \quad (5.6)$$

unde:

R_W –frontul apei freatice dislocate
 Q_E –rata de infiltrare [m^3/s]
 t_E - durata de infiltrare
 m - grosimea stratului acvifer
 n_e –porozitatea efectiva
 Daca se presupune ca

$$\frac{Q_E \cdot t_E}{\pi \cdot m \cdot n_e} \gg r_0 \quad (5.7)$$

rezultă:

$$n_e = \frac{Q_E \cdot t_E}{\pi \cdot m \cdot R_W^2} \quad (5.8)$$

Dacă se privește acum și modificarea concentrației $c=c_0f(r, t)$, în decursul experimentelor cu pompe, și timpul în care concentrația ajunge la 50% din maximum c_0 la distanța măsurată față de foraj ($t_E=t_{50\%}$; $R_W=r_{t50}$) atunci se obține:

$$n_e = \frac{Q_E \cdot t_{50}}{\pi \cdot m \cdot r_{t50}^2} \quad (5.9)$$

Aceasta formula face posibilă stabilirea porozității efective din datele măsurate în timpul experimentărilor de pompare cu trasor (Q_E, t_{50}, r_{50}) și este utilizată la valorificarea calculelor din natură.

5.1.3. Metode de stabilire a dispersiei

Dispersia se stabilește prin compararea datelor măsurate în experimental de pompare cu trasor (NaCl) cu ecuația de baza a rezolvărilor analitice. Rezolvările analitice la introducerea soluției de NaCl sunt (după Hoopes și Harlemann):

$$c(r, t) = \frac{C_0}{2} \left(1 - \operatorname{erf} \frac{\frac{r^2}{2} - A \cdot t}{\left(\frac{4}{3} \alpha \cdot r^3 \right)^{\frac{1}{2}}} \right) \quad (5.10)$$

$$c(r, t) = \frac{C_0}{2} \left(1 + \operatorname{erf} \frac{t - \frac{r^2}{2 \cdot A}}{\frac{1}{2^{\frac{1}{2}}} \cdot \left(\frac{2}{3} \alpha \cdot r^3 \right)^{\frac{1}{2}} / A} \right) \quad (5.11)$$

unde:

$\operatorname{erf} ()$ –funcție erorilor
 c_0 - concentrația de NaCl în apa infiltrată
 $c(r, t)$ –transformările concentrației în apa freatică
 α [m] –dispersia

Cu notațiile:

$$M = \frac{r^2}{2 \cdot A} \quad (5.12)$$

și

$$\sigma = \frac{\left(\frac{2}{3} \cdot \alpha \cdot r^3\right)^{\frac{1}{2}}}{A} \quad (5.13)$$

Din (5.11) rezultă:

$$c(r, t) = \frac{C_0}{2} \left(1 + \operatorname{erf} \frac{t - M}{2^{\frac{1}{2}} \cdot \sigma} \right) \quad (5.14)$$

Cu t_{50} se notează timpul în care concentrația la o anumită distanță de foraj ajunge la 50% din valoarea maximă. Așadar rezulta:

$$t_{50} \Rightarrow \frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \Rightarrow \operatorname{erf} \left(\frac{t - M}{2^{\frac{1}{2}} \cdot \sigma} \right) = 0$$

că argumentul funcției erorilor este egal cu zero.

Acesta este cazul când:

$$M = t_{50} \quad (5.15)$$

Pentru timpul $t = t_x$ la care $M - t_x = \sigma$ rezulta din (5.14):

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left(1 - \operatorname{erf} \frac{1}{\sqrt{2}} \right) \approx 0.16$$

și așadar $t_x = t_{16}$

$$\text{Deci } \sigma = t_{50} - t_{16} \quad (5.16)$$

Prin valorificarea modificării concentrațiilor măsurate se poate stabili cu ajutorul (5.15) și (5.16) valoarea lui M și a lui σ . Cu ajutorul valorilor din (5.12) și (5.13) se poate stabili dispersia:

$$\alpha = \frac{3}{8} \cdot r \cdot \left(\frac{\sigma}{M} \right)^2 \quad (5.17)$$

Pe aceiași cale se pot obține și alte ecuații pentru dispersie care se folosesc și în continuare:

$$\alpha_1 = \frac{3}{8} \cdot r \cdot \left(\frac{t_{50} - t_{16}}{t_{50}} \right)^2 \quad (5.18)$$

$$\alpha_2 = \frac{3}{8} \cdot r \cdot \left(\frac{t_{84} - t_{50}}{t_{50}} \right)^2 \quad \alpha_1 = \frac{3}{2} \cdot r \cdot \left(\frac{t_{50} - t_{31}}{t_{50}} \right)^2 \quad \alpha_1 = \frac{3}{2} \cdot r \cdot \left(\frac{t_{69} - t_{50}}{t_{50}} \right)^2 \quad (5.19)$$

Pentru obținerea dispersiei rezultante se face media valorilor obținute.

$$a_{\text{ges}} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n a_i \quad (5.20)$$

5.1.4. Metode pentru stabilirea ratei de adsorbție a substanțelor dizolvate în freatic

Cum a fost deja prezentat ecuația procesului de transport poate fi redată cu ajutorul adsorbției echilibrate în următorul mod:

$$G(\) \frac{\partial c}{\partial t} = \frac{A}{r} \left(\alpha \frac{\partial^2 c}{\partial r^2} - \frac{\partial c}{\partial r} \right) \quad (5.21)$$

cu

$$G(\) = 1 + \frac{H(\)}{n_e} \quad (5.22)$$

unde:

G_{O_2} - oxigen

$G_{Fe^{2+}}$ - fier

G_{Mn} - mangan

ca factor retardant (întârziere) a diferitelor substanțe solubilizate în freatic.

Adsorbția oxigenului

Adsorbția oxigenului solubilizat în freatic are loc în timpul fazei de infiltrare. Soluțiile "de apropiere" analitice pentru ecuația de baza în faza de infiltrare poate fi redată după cum urmează (aici exemplul oxigenului):

$$\frac{c_{O_2}}{c_{O_2,0}} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc}[(r - R_t) F(\alpha, r, A, t)] \quad (5.23)$$

R_t reprezintă distanța de foraj în care concentrația $c(\)$ la un timp stabilit t are valoarea de $c(\) = \frac{1}{2} c(\)_{,0}$, deci ajunge la 50% din valoarea maximă.

În fig.5.2 și 5.3 arată reprezentarea schematică a modificării concentrațiilor după (5.23).

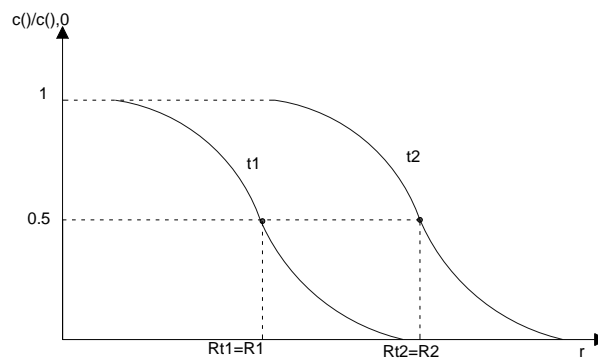


Fig.5.2. Perpetuarea modificării concentrației corespunzătoare timpului t_1 și t_2 la infiltrare

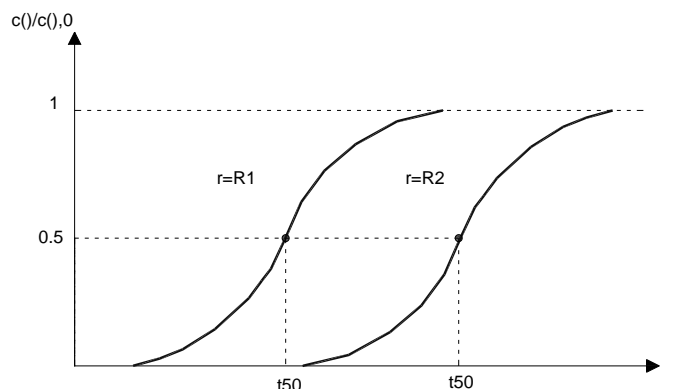


Fig. 5.3. Modificarea concentrațiilor în locurile de măsurare

Intre timpurile t și R_t se poate stabili o relație cu ajutorul ecuației vitezei de distanțare. Se considera următoarele două definiții a vitezei de distanțare:

Din

$$V_a = \frac{Q_E}{2 \cdot \pi \cdot m \cdot n_e \cdot r \cdot G(t)} = \frac{A}{G(t) \cdot r} \quad (5.24)$$

$$V_a = \frac{dr}{dt} \quad (5.25)$$

se obține

$$t = \frac{R_t^2 \cdot G(t)}{2 \cdot A} \quad (5.26)$$

Din acestea rezulta (exemplu oxigenului):

$$R_{t,O_2} = \sqrt{\frac{2A \cdot t}{G_0}} \quad (5.27)$$

cu

$$A = \frac{Q}{2\pi \cdot m \cdot n_e} \quad (5.28)$$

Dacă rezultatele măsurătorilor din experimentul efectuat sunt prezentate ca și în fig.5.2 și 5.3 drept modificări ale concentrației, atunci cu ajutorul relației (5.28) se poate stabili G_0 . Pentru aceasta se necesita cel puțin o curbă de măsurare.

$$G_{O_2} = \frac{2A \cdot t_{50}^1}{R_1^2} = \frac{Q_E \cdot t_{50}^1}{\pi \cdot m \cdot n_e \cdot R_1^2} \quad (5.29)$$

Dacă avem la dispoziție mai multe curbe de măsurare atunci se calculează media acestora.

$$G_{O_2} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n G_{O_2,i} \quad (5.30)$$

Media ratei de adsorbție rezultă din:

$$H_{O_2} = n_e \cdot (G_{O_2} - 1) \quad (5.31)$$

Adsorbția fierului

Adsorbția ionilor de fier liberi, pe stratul de hidroxid de fier fixat pe matricea granulare, are loc în timpul fazei de captare în zona de tratare.

În cazul izotermei lineare:

$$s_{Fe} = H_{Fe} \cdot c_{Fe} \quad (5.32)$$

sunt posibile rezolvările aproximative ale ecuației de transport ca și mai sus.

Acestea se pot prezenta pentru faza de captare din zona de tratare după cum urmează:

$$c_{Fe}(r, t) = \frac{c_{Fe,0}}{2} \operatorname{erfc}\left[\frac{R_{t,Fe} - r}{\sqrt{\frac{8}{3} \cdot \alpha \cdot R_0 \cdot \left[\left(\frac{R_0}{R_{t,Fe}}\right)^2 - \frac{1}{2} \left(\frac{r_0}{R_0}\right)\right]}}\right] =$$

$$= \frac{c_{Fe,0}}{2} \operatorname{erfc}\left[\frac{R_{t,Fe} - r}{\sqrt{\frac{8}{3} \cdot \alpha \cdot R_0 \cdot \left[\left(\frac{R_0}{R_{t,Fe}}\right)^2 - \frac{1}{2} \left(\frac{r_0}{R_0}\right)\right]}}\right] \quad (5.33)$$

în care:

$$R_{t,Fe} = \sqrt{R_W^2 - \frac{Q_F \cdot t_p}{\pi \cdot m \cdot n_e}} \quad , \quad t_p \leq \frac{\pi \cdot m \cdot n_e}{Q_E} (R_W^2 - R_{E_{O_2}}^2) \quad (5.34)$$

între frontul apei brute dislocate (R_W) și zona de tratare ($R_{E_{O_2}}$).

$$\text{și } R_{t,Fe} = \sqrt{R_W^2 - \frac{Q_F \cdot t_p}{\pi \cdot m \cdot n_e \cdot G_{Fe}}} \quad , \quad \text{daca } t_p \leq \frac{\pi \cdot m \cdot n_e}{Q_E} (R_W^2 - R_{E_{O_2}}^2) \quad (5.35)$$

în zona de tratare ($r_0 \leq r \leq R_{E_{O_2}}$) R_W reprezintă frontul apei brute dislocate (fier(II)) în faza de infiltrare

$$R_{Fe} = R_W = \sqrt{\frac{Q_E \cdot t_E}{\pi \cdot m \cdot n_e}} \quad (5.36)$$

$R_{E_{O_2}}$ reprezintă frontul de oxidare la sfârșitul fazei de infiltrare

$$R_{E_{O_2}} = \sqrt{\frac{Q_E \cdot t_E}{\pi \cdot m \cdot n_e \cdot G_{O_2}}} \quad (5.37)$$

În timpul fazei de captare frontul de fier(II) se deplasează la forajul de captare. Modificarea concentrației de fier în zona de tratare este schițată în fig.5.4. [21],[24],[73],[83]

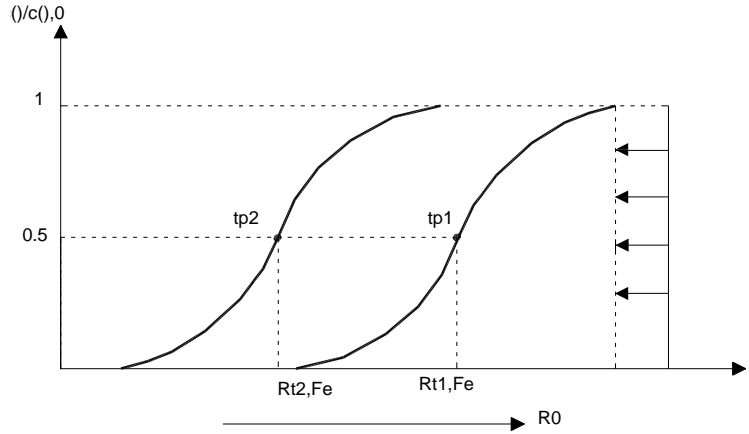


Fig. 5.4. Modificarea concentrației de fier în timpul fazei de captare în zona de oxidare ($r < R_0$)

Din relația (5.35) urmează:

$$R_{t_1,Fe}^2 = R_W^2 - \frac{Q_F \cdot t_{p,1}}{\pi \cdot m \cdot n_e \cdot G_{Fe}} \quad (5.38)$$

$$R_{t_2,Fe}^2 = R_W^2 - \frac{Q_F \cdot t_{p,2}}{\pi \cdot m \cdot n_e \cdot G_{Fe}} \quad (5.39)$$

$$R_{t_1,Fe}^2 - R_{t_2,Fe}^2 = \frac{Q_F \cdot t_{p,1}}{\pi \cdot m \cdot n_e \cdot G_{Fe}} \cdot (t_{p,2} - t_{p,1}) \quad (5.40)$$

În acest mod se poate stabili factorul retardant (întârziere) al fierului:

$$G_{Fe} = \frac{Q_F \cdot \Delta t_{p1,2}}{\pi \cdot m \cdot n_e \cdot (R_{t_1,Fe}^2 - R_{t_2,Fe}^2)} \quad (5.41)$$

$$H_{Fe} = n_e(G_{Fe} - 1) \quad (5.42)$$

Relațiile (5.41) și (5.42) fac posibilă stabilirea adsorbției fierului (II) prin valorificarea măsurătorilor din natură. Pentru aceasta trebuie cunoscută modificarea concentrației fierului în două locuri de măsurare (R_{t_1} , R_{t_2})

O altă metodă de modelare a adsorbției de fier este prezentată în ceea ce urmează.

În acest caz este posibilă valorificarea chiar și dacă se cunosc modificările concentrației într-un singur loc de măsurare. În continuare poate fi folosită formula (5.41), numai termenii din (5.40) se modifică.

$$R_{t_i,Fe}^2 = \frac{R_{MS}}{2} \cdot \left(1 + \sqrt{1 + 8 \cdot \frac{R_0}{R_M^2} \cdot \sqrt{\frac{2 \cdot \alpha \cdot R_0}{3}} \cdot \text{Argerfc}\left(2 \cdot \frac{c_{Fe,i}}{c_{Fe,0}}\right)} \right) \quad (5.43)$$

5.1.5. Metode de stabilire a coeficientului de eficiență

Cu observația ca procesele însoțitoare ale tratării pot fi modelate ca terma de adsorbție în ecuația de transport este posibilă dezvoltarea unei metode relativ simple pentru aproximarea coeficientului de eficiență ca măsura a randamentului sistemului de tratare subterană.

Parametrii de adsorbție $H(\cdot)$ și factorul retardant $G(\cdot)$ corespunzător cresc în timpul prelucrării până în momentul, în care ajung să aibă valori corespunzătoare stabile. Metoda de calcul a coeficientului de eficiență care va fi prezentat în continuare, utilizează doar valorile stabilizate. [21], [24], [83]

La sfârșitul fazei de infiltrare se ajunge la modificarea concentrației schițate în Fig.5.5.

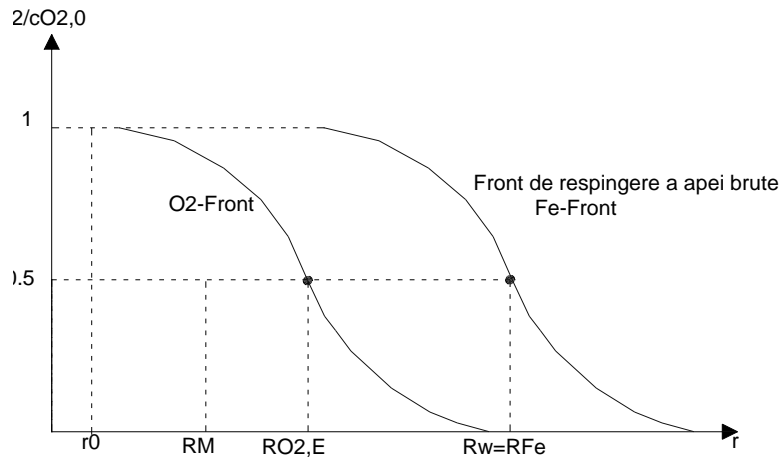


Fig. 5.5. Modificarea concentrației la sfârșitul fazei de infiltrare (t_E)

Pentru R_{Fe} și $R_{O2,E}$ sunt valabile (5.36) și (5.37):

$$R_F \cong \sqrt{\frac{Q_E \cdot t_E}{\pi \cdot m \cdot n_e}} \quad (5.44)$$

$$R_{O2,E} = \sqrt{\frac{Q_E \cdot t_E}{\pi \cdot m \cdot n_e \cdot G_{O_2}}} \quad (5.45)$$

și arată frontul de extindere a apei brute respectiv a zonei de oxidare ($R_{O2,E}$) la sfârșitul fazei de infiltrare. În faza de repaus se formează zona de tratare. Oxigenul introdus este utilizat în timpul fazei de oxidare. Extinderea zonei de oxidare se notează și în continuare cu R_0 .

Faza de captare se împarte în două fragmente (fig.5.6). Timpul în care frontul de respingere ajunge la zona de tratare (t_{F1}) și timpul care îl necesită frontul de respingere pentru a ajunge la o concentrație maximă admisă ($C_{(\cdot),zul}$) în foraj sau în vecinătatea acestuia (t_{F2}).

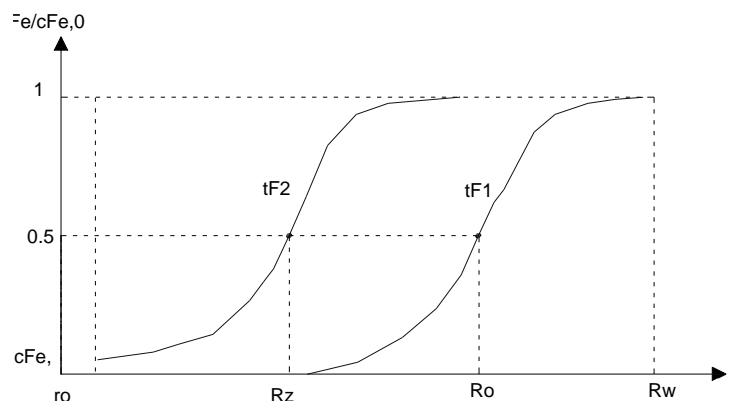


Fig.5.6. Modificarea concentrației în faza de captare

Cele două intervale de timp se pot calcula după cum urmează (exemplu fierului):

$$t_{F1} = \frac{\pi \cdot m \cdot n_e}{Q_F} \cdot (R_W^2 - R_O^2) = \frac{Q_E \cdot t_E}{Q_F} \cdot \frac{G_{O_2} - 1}{G_{O_2}} \quad (5.46)$$

$$t_{F2} = \frac{\pi \cdot m \cdot n_e \cdot G_{Fe}}{Q_F} \cdot (R_O^2 - R_Z^2) = \frac{Q_E \cdot t_E}{Q_F} \cdot \frac{G_{Fe}}{G_{O_2}} - \frac{\pi \cdot m \cdot n_e \cdot G_{Fe}}{Q_F} \cdot R_Z^2 \quad (5.47)$$

Ecuațiile (5.46) și (5.47) țin seama de relațiile (5.36) și (5.37) la fel ca și (5.44) și (5.45).

$$EGK = \frac{V_F}{V_E} = \frac{Q_F \cdot (t_{F1} + t_{F2})}{Q_E \cdot t_E} \quad (5.48)$$

$V_F = Q_F \cdot (t_{F1} + t_{F2})$ - volumul total de captare

$V_E = Q_E \cdot t_E$ - volumul de infiltrare pentru formarea zonei de oxidare

G_{O_2}, G_{Fe} - factorul retardant stabilizat după prelucrare

Din (5.46) și (5.47) se obține:

$$EGK = \frac{G_{Fe} - 1}{G_{O_2}} + 1 - \frac{\pi \cdot m \cdot n_e \cdot G_{Fe}}{Q_E \cdot t_E} \cdot R_Z^2 \quad (5.49)$$

Premiza pentru utilizarea acestei ecuații este cunoașterea lui R_Z și a parametrilor de adsorbție G_{O_2}, G_{Fe} respectiv G_{Mn} la sfârșitul fazei de infiltrare.

R_Z se calculează cu ajutorul rezultatelor analitice a modificării frontului de Fe.

$$\frac{C_{Fe_{zu}}}{C_{Fe_0}} = \frac{1}{2} \cdot \operatorname{erfc} \frac{R_Z - r_0}{\sqrt{\frac{4}{3} \cdot \alpha \cdot R_0 \cdot \left[2 \cdot \left(\frac{R_0}{R_Z} \right)^2 - \frac{1}{2} \left(\frac{r_0}{R_0} \right) \right]}} \quad (5.50)$$

Daca se presupune ca $(r_0/R_0)^2 \approx 0$ rezulta:

$$\frac{C_{Fe_{zu}}}{C_{Fe_0}} = \frac{1}{2} \cdot \operatorname{erfc} \frac{R_Z (R_Z - r_0)}{\sqrt{\frac{8}{3} \cdot \alpha \cdot R_0^3}} \quad (5.51)$$

Din aceasta rezultă:

$$R_z = \frac{r_0}{2} \cdot (1 + B) \quad (5.52)$$

cu

$$B = \sqrt{1 + 8 \cdot \frac{R_0}{r_0} \left(\frac{2}{3} \cdot \frac{\alpha \cdot R_0}{r_0^2} \right)^{\frac{1}{2}} \cdot \text{Argerfc} \left(2 \cdot \frac{C_{\text{Fe,zul}}}{C_{\text{Fe,0}}} \right)} \quad (5.53)$$

unde:

Arg Erfc – se notează argumentul funcției complementare a erorilor
Erfc- funcția complementara a erorilor

Ca o prima aproximare avem:

$$\text{EGK} \cong \frac{G_{\text{Fe}} - 1}{G_{\text{O}_2}} \quad (5.54)$$

5.2. Ecuația de bază în cazul transportului unidimensional

Pentru stabilirea parametrilor determinanți care intervin în deferizarea și demanganizarea subterană, parametrii care sunt necesari la rândul lor pentru deducerea unor relații de dimensionare universal valabile, au fost stabilite niște parametri de funcționare simpli ai instalației experimentale și impuse niște condiții de margine clare. [21], [24], [73], [83]

5.2.1. Metode de stabilire a porozității efective

- **Porozitatea efectivă (n_e)**, se stabilește prin intermediul rezultatelor pompărilor cu trasor. În timpul infiltrării concentrația trasorului este urmărită în una sau mai multe puncte de măsurare situate la distanțe diferite, de preferat la capătul corpului de probă, obținându-se astfel variația concentrației trasorului. Se va urmări de asemenea timpul în care concentrația ajunge la jumătate din valoarea ei maximă ($c/c_0 = 0,5$).

Acest timp se va nota cu t_{50} , pentru aceasta

$$\frac{c}{c_0}(t = t_{50}) = 0,5 \quad (5.55)$$

Viteza raportată la distanță în corpul de probă se va scrie:

$$v_a = \frac{Q_I}{A \cdot n_e} \quad (\text{m/s}) \quad (5.56)$$

sau

$$v_a = \frac{L}{t_{50}} \quad (\text{m/s}) \quad (5.57)$$

unde:

A – aria secțiunii transversale (m^2)

L – lungimea distanței până la punctul de măsurare (m)

(lungimea corpului de probă)

Din relația (5.56), (5.57) rezultă:

$$\frac{Q_I}{A \cdot n_e} = \frac{L}{t_{50}} \quad (5.58)$$

Din relația (5.58), rezultă:

$$n_e = \frac{Q_I \cdot t_{50}}{L \cdot A} \quad (5.59)$$

5.2.2. Metode de stabilire a dispersiei

- **Determinarea dispersiei (D)**

Se va folosi soluția analitică a fenomenului de transport al trasorului, ecuația de bază pentru transportul unidimensional este:

$$D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \lambda c = S \frac{\partial c}{\partial t} \quad (5.60)$$

unde:

D – dispersia
V – viteza raportată la distanță
l – rata de reducere

S – factor de adsorbție

Soluția analitică a ecuației (5.60) este relația (5.61):

$$c(x, t) = \frac{1}{2} c_0 \left[e^{\frac{x(w-v)}{2D}} \cdot \operatorname{erfc} \frac{x - v_t/S}{\sqrt{4Dt/S}} + e^{\frac{x(w+v)}{2D}} \cdot \operatorname{erfc} \frac{x + v_t/S}{\sqrt{4Dt/S}} \right] \quad (5.61)$$

cu

$$v = \sqrt{w^2 + 4D\lambda} \quad (5.62)$$

Relația 5.61 devine:

$$c(x, t) = \frac{1}{2} c_0 \left[e^{\frac{x(w-v)}{2D}} \cdot \operatorname{erfc} \frac{x - vt/S}{\sqrt{4Dt/S}} \right] \quad (5.63)$$

Din relația 5.63 rezultă:

$$c(x, t) = \frac{c_0}{2} \cdot \operatorname{erfc} \frac{x - vt}{\sqrt{4Dt}} \quad (5.64)$$

$$\Rightarrow c(x, t) = \frac{c_0}{2} \cdot \operatorname{erfc} \frac{x/v/t}{2\sqrt{Dt/v^2}} \quad (5.65)$$

$$\Rightarrow c(x, t) = \frac{c_0}{2} \cdot \operatorname{erfc} \frac{M - t}{2\sigma} \quad (5.66)$$

Cu

$$M = \frac{x}{v} \quad (5.67)$$

$$\sigma = \sqrt{Dt/v^2} \quad (5.68)$$

Evaluarea se face ca și la porozitate dar aici se va lua în calcul t_{50} .

$$c(x = L, t = t_{50}) = \frac{1}{2} c_0$$

$$\Rightarrow \operatorname{erfc} \frac{M - t_{50}}{2\sigma} = 1$$

$$\Rightarrow \frac{M - t_{50}}{2\sigma} = 0$$

$$\Rightarrow M = t_{50} \quad (5.69)$$

Pe timpul lui t_x rezultă:

$$\frac{M - t_x}{\sigma_x} = 1 \quad (5.70)$$

$$\Rightarrow c(x, t) = \frac{c_0}{2} \cdot \operatorname{erfc} \frac{1}{2}$$

$$\Rightarrow \frac{c(L, t_x)}{c_0} = \frac{1}{2} \cdot \operatorname{erfc} \frac{1}{2} \approx 0,24$$

Unde $c(L, t_x)$ atinge 24 % din valoarea maximă ceea ce se produce conform definiției, la momentul t_{24} .

$$t_x = t_{24} \quad (5.71)$$

Din relația 5.69, 5.70 și 5,71 rezultă:

$$t_{50} - t_{24} = \sigma_{24} \quad (5.72)$$

Iar atunci din 5.68 rezultă:

$$\sigma_{24} = \sqrt{Dt_{24} / v^2}$$

$$\Rightarrow D = \frac{\sigma_{24}^2 \cdot v^2}{t_{24}} = \frac{\sigma_{24}^2 \cdot v^2}{t_{24}} \cdot \frac{M}{M} = \frac{\sigma_{24}^2 \cdot v x}{t_{24} \cdot M} \quad (5.73)$$

Cu $x = L$ și cu formulele 5.69, 5.72 rezultă formula pentru determinarea dispersiei este:

$$\Rightarrow D = vL \cdot \frac{(t_{50} - t_{24})^2}{t_{24} \cdot t_{50}} \quad (5.74)$$

5.2.3. Metode pentru stabilirea ratei de adsorbție a substanțelor dizolvate în freatic

Determinarea ratei de adsorbție pentru oxigen

Rata de adsorbție a O_2 se determină în cursul fazei de infiltrare. Pentru aceasta se verifică variația concentrația de O_2 în diferite puncte de măsurare.

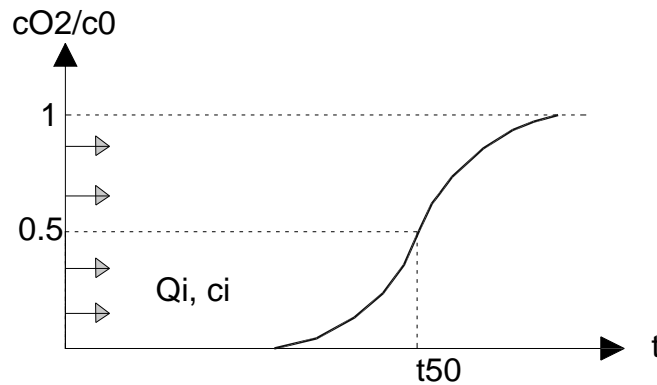


Fig.5.17. Valori măsurate ale concentrației de oxigen la infiltrație

Presupunând că adsorbția oxigenului se poate descrie printr-o izotermă liniară:

$$S = H \cdot c$$

Ea poate fi determinată direct din curbă și atunci H este un coeficient al adsorbției. Plecând de la ecuația de bază a transportului

$$D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} - \lambda c = S \frac{\partial c}{\partial t}$$

și a soluției analitice

$$c(x, t) = \frac{1}{2} c_0 \left[e^{\frac{x(w-v)}{2D}} \cdot \operatorname{erfc} \frac{x - vt/S}{\sqrt{4Dt/S}} \right]$$

rezultă că prin neglijarea ratei de reducere ($\lambda = 0$), rezultă:

$$c(x, t) = \frac{1}{2} c_0 \operatorname{erfc} \frac{x - vt/S}{\sqrt{4Dt/S}} \quad (5.75)$$

Pentru transportul dispersiv pentru t_{50} și L ,

$$\frac{c}{c_0}(x=L, t=t_{50}) = \frac{1}{2} c_0$$

funcția erorilor complementare devine egală cu unu:

$$\operatorname{erfc} \frac{L - vt_{50}/S}{\sqrt{4Dt_{50}/S}} = 1$$

Din aceste condiții se poate stabili din curbă, adsorbția oxigenului dizolvat.

$$\Rightarrow \frac{L - vt_{50}/S_{O_2}}{\sqrt{4Dt_{50}/S}} = 1 \quad (5.76)$$

$$\Rightarrow L - \frac{vt_{50}}{S_{O_2}} = 0$$

$$\Rightarrow S_{O_2} = \frac{vt_{50}}{L}$$

$$\Rightarrow S_{O_2} = t_{50} \cdot \frac{Q_I}{A \cdot n_e \cdot L} \quad (5.77)$$

unde:

S_{O_2} – adsorbția de oxigen (-)
 Q_I – debitul de infiltrare (m^3/s)
 A – aria secțiunii de curgere
 n_e – porozitatea efectivă (-)
 [21], [24]

Determinarea ratei de adsorbție a fierului

Adsorbția fierului dizolvat în apă, poate fi determinat în timpul fazei de transport. Principile sunt același ca și la adsorbția de oxigen.

$$\Rightarrow S_{Fe} = t_{50} \cdot \frac{Q_E}{A \cdot n_e \cdot L} \quad (5.78)$$

unde:

S_{Fe} – Adsorbția de fier (-)
 Q_E – debitul captat (m^3/s)
 A – aria secțiunii de curgere
 n_e – porozitatea efectivă (-)

Adsorbția de fier, conform cu relația 5.78, presupune ca corpul de probă la sfârșitul fazei de infiltrație să fie saturat cu oxigen dizolvat (acest lucru se verifică dacă concentrația de oxigen este completă la capătul corpului de probă).

Pe de altă parte este necesară cunoașterea completă a variației concentrației de fier în punctul de prelevare. Dacă se trasează curbele de variație în două puncte cadrul volumului de oxidare, în timpul fazei de transport, se poate determina direct adsorbția fierului.

Se consideră două puncte M_1 , M_2 situate la distanțele X_1 și X_2 și momentele t_1 și t_2 la care concentrația de fier ajunge la concentrația $\frac{C_{Fe}}{C_0} = 0,50$.

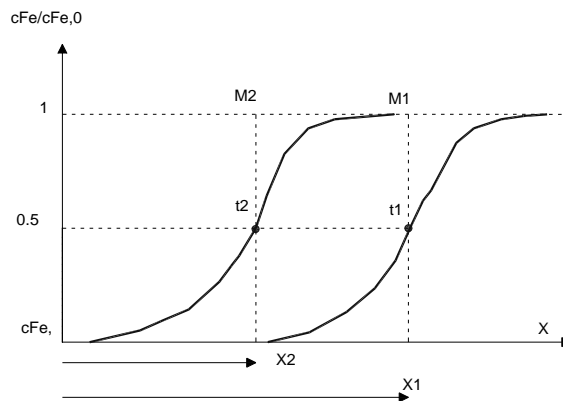


Fig.5.18. Concentrația de fier în faza de captare

Dacă punctul de măsurare sunt în cadrul volumului de oxidare rezultă:

$$X_1, X_2 < R_0 = \frac{Q_I \cdot t_I}{A \cdot n_e \cdot S_{O_2}}$$

Atunci pentru diferența dintre t_2 și t_1 rezultă:

$$t_2 - t_1 = \frac{Q_I \cdot t_I}{A \cdot n_e \cdot S_{O_2}}$$

Iar pentru adsorbția fierului rezultă:

$$S_{Fe} = \frac{t_2 - t_1}{X_1 - X_2} \cdot \frac{Q_E}{A \cdot n_e} \quad (5.79)$$

5.2.4. Metode de stabilire a coeficientului de eficiență

Determinarea coeficientului de eficiență (EGK)

Coeficientul de eficiență se definește ca raportul dintre volumul prelevat și volumul infiltrat. [21], [24]

$$EGK = \frac{V_E}{V_I} = \frac{Q_E \cdot t_E}{Q_I \cdot t_I} \quad (5.80)$$

La sfârșitul fazei de infiltrare datorită dislocării apei bogate în fier și a adsorbției de oxigen rezultă o variație a concentrațiilor Fig. 5.19.

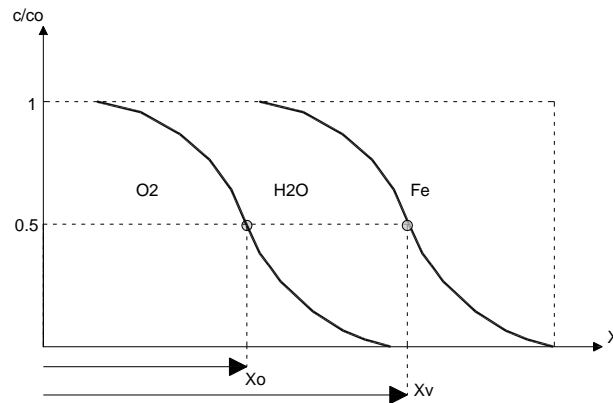


Fig. 5.19. Concentrațiile la sfârșitul infiltrației

unde:

X_0 - limita volumului de tratare (m)

X_v - limita frontului dislocat (m)

$$X_0 = \frac{Q_I \cdot t_I}{A \cdot n_E \cdot S_{O_2}} \quad (5.81)$$

$$X_v = \frac{Q_I \cdot t_I}{A \cdot n_E} \quad (5.82)$$

Durata fazelor de captare și de infiltrație se vor subdivida în două intervale.

Prima fază se desfășoară până când frontul de fier anterior dislocat ajunge în volumul de tratare (t_1).

A doua fază se desfășoară până când se atinge concentrația maximă admisă în apa brută (t_2).

$$t_E = t_1 + t_2 \quad (5.83)$$

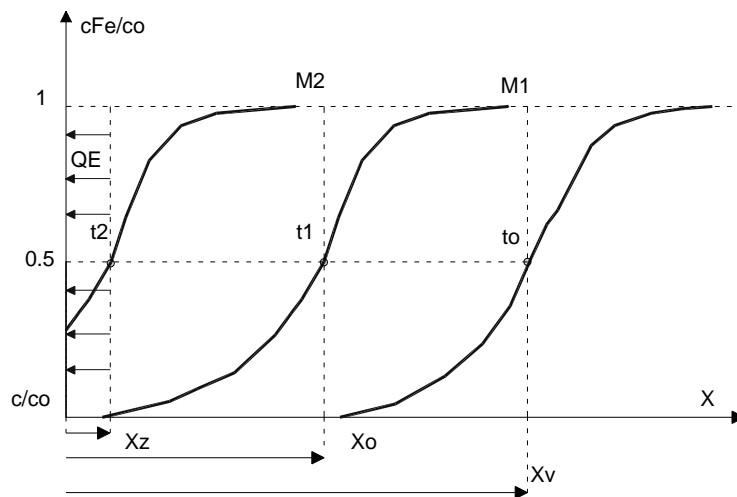


Fig. 5.20. Etapele fazei de captare

Timpii t_1 și t_2 se determină cu ajutorul relațiilor 5.84, 5.85.

$$t_1 = \frac{A \cdot n_e}{Q_E} (X_V - X_O) \quad (5.84)$$

$$t_2 = \frac{A \cdot n_e \cdot S_{Fe}}{Q_E} (X_O - X_Z) \quad (5.85)$$

Din relațiile 5.81, 5.82 rezultă:

$$t_1 = \frac{Q_I \cdot t_I}{Q_E} \cdot \frac{S_{O_2} - 1}{S_{O_2}} \quad (5.86)$$

$$t_2 = \frac{Q_I \cdot t_I}{Q_E} \cdot \frac{S_{Fe}}{S_{O_2}} - \frac{A \cdot n_e \cdot S_{Fe}}{Q_E} \cdot x_Z \quad (5.87)$$

Cu 5.84, 5.85, introdus în 5.83 și în legătură cu 5.80 rezultă:

$$EGK = \frac{S_{Fe} - 1}{S_{O_2}} - \frac{A \cdot n_e \cdot S_{Fe}}{Q_I \cdot t_I} \cdot x_Z \quad (5.88)$$

Relația finală pentru eficiența tratării se poate scrie:

$$EGK = \frac{S_{Fe} - 1}{S_{O_2}} \quad (5.89)$$

5.3. Efectuarea modelarii curgerii

Bazele științifice care stau la baza proceselor de tratare subterană sunt în general stabilite, lipsesc însă detaliile legate de interacțiunea proceselor fizice, chimice și microbiologice. Datorită multiplilor factori care influențează procesul de tratare încă nu s-a putut stabili relații generalizate de dimensionare a instalațiilor. Modelele numerice de simulare a fenomenelor de curgere și de transport a deferizării și demanganizării subterane sunt aplicabile numai ca situații particulare. Stabilirea posibilității de aplicare și a eficienței unei instalații de deferizare și demanganizare subterană se poate realiza la ora actuală prin niște încercări în teren (in situ), încercări care necesită mult timp și resurse financiare mari.

Din aceste motive este necesară conceperea unei instalații experimentale de proporții reduse, pentru determinarea parametrilor determinanții ai procesului de deferizare și demanganizare. [21], [24]

5.3.1. Instalație la scară redusă pentru simularea proceselor de tratare subterană

În continuare este descrisă o instalație cu dimensiuni reduse pentru simularea proceselor de tratare subterană. Această primă instalație a fost realizată într-un container și plasată în localitatea Dieburg, Germania unde se efectuează studii de tratare subterană a apei.



Fig.5.7. Vedere de ansamblu asupra instalației realizată la scară redusă pentru simularea proceselor de tratare [21],[83]

Instalația funcționează după principiul forajului singular asta înseamnă că nu există o prelevare continuă a apei, fazele de prelevare și infiltrare fiind într-o continuă succesiune. [21],[24]

În figurile 5.8 și 5.9 sunt prezentate schematic cele două faze de funcționare.

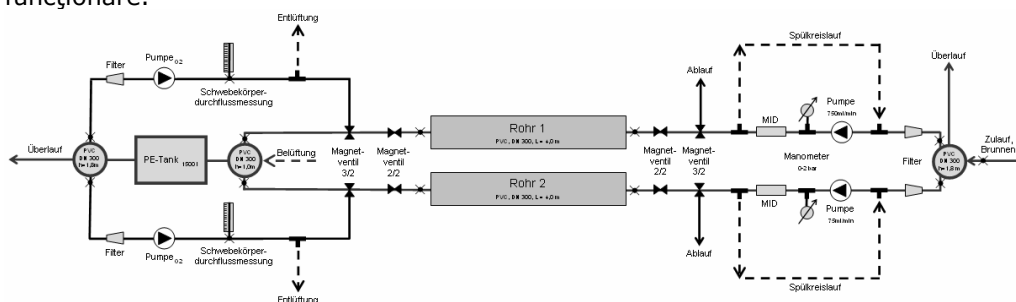


Fig. 5.8. Prezentare schematică a curgerii în instalația de simulare a tratării subterane (Faza de captare)[21],[83]

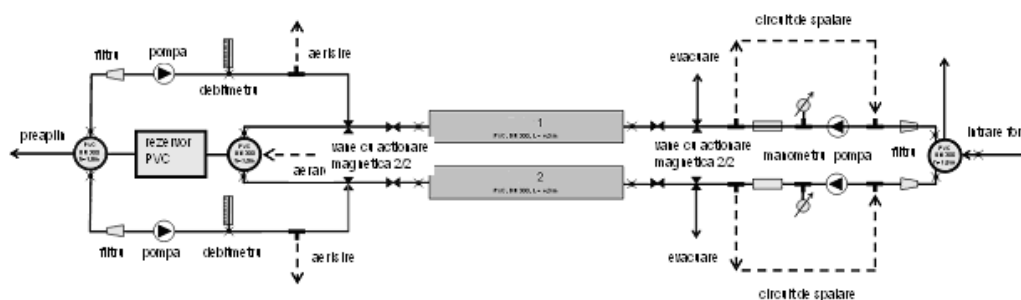


Fig. 5.9. Prezentare schematică a curgerii în instalația de simulare a tratării subterane (Faza de infiltrare) [21],[83]

Controlul instalației este realizat printr-un calculator, softul utilizat permite automatizarea completă a proceselor. Softul (GeniDAQ) dispune de o interfață grafică și permite scrierea de secvențe de program pentru realizarea de comenzi individuale.



Fig. 5.10. Controlul instalației [21],[83]

Faza de captare – În această fază apa brută cu conținut de Fe și Mn ajunge în prin intermediul unui furtun direct din foraj în rezervorul de apă brută, în care are loc o echilibrare a presiunilor. Debitul influent poate fi reglat printr-un robinet, rezervorul este etanș și nu permite pătrunderea oxigenului atmosferic.



Fig.5.11. Rezervor apă brută [21],[83]

Apa brută este pompată de către pompe în două conducte paralele de PVC. Debitul este reglat și controlat de debitmetrele inductive și de convertizoare de frecvență. Conductele din PVC sunt conducte de canal cu un diametru interior de 0,3 m și o lungime de 4 m. Aceste conducte sunt umplute cu nisip grosier omogen. Pentru uniformizarea debitului, capetele de conductă sunt umplute cu material granular de dimensiune mare ($d = 3,15 \div 5,6$ mm). Conductele sunt prevăzute cu mai multe puncte de măsurare din care sunt prelevate probe de apă pentru determinarea conținutului de fier și mangan cât și pentru determinarea parametrilor chimici ai apei (conținut de oxigen, potențial redox, pH, conductivitate și altele). Sunt trei puncte din care se poate preleva și probe de material.



Fig. 5.12. Conductă PVC cu flanșe aplicate la intrare și ieșire și ștuțuri pentru prelevarea de probe [21],[24]

Apa pompată este aerată într-un rezervor de aerare (PVC, $D_n = 300$ mm, $h = 1$ m) cu oxigen atmosferic insuflat printr-un compresor. Din rezervorul de aerare apa curge gravitațional într-un rezervor de degazare (PE, $V = 1500$ l). Rezervorul de degazare are funcția primară de eliberare a gazelor nedizolvate din apa aerată. Dar cum instalația prevăzută este o instalație care simulează un unic foraj acest rezervor are și funcția de rezervor de acumulare pentru apa necesară infiltrării. Prelevarea propriu zisă a apei îmbogățită cu oxigen se face dintr-un alt rezervor intermediar alimentat de asemenea gravitațional (PVC, $D_n = 300$ mm, $h = 1,8$ m). Apa în exces este descărcată printr-un deversor.



Fig. 5.13. Rezervor pentru acumularea apei brute [21],[83]

Faza de infiltrare - În cadrul acestei faze apa bogată în oxigen este pompată din rezervorul intermediar în sens opus prin conductele de PVC, astfel fiind dislocată apa brută din conducte.

Faza de repaus - În cadrul acestei faze pompele sunt oprite, iar ventilele electromagnetice de la intrarea în conducte sunt închise. Astfel, se asigură o reacție completă în interiorul conductelor.

Cele două conducte din PVC reprezintă o cameră de reacție clar definită în care conform celor descrise se desfășoară procesul de tratare subterană. Întinderea zonei de oxidare se poate limita în cadrul fazei de îmbogățire și se recomandă ca ea să cuprindă 80-90% din volumul conductei.

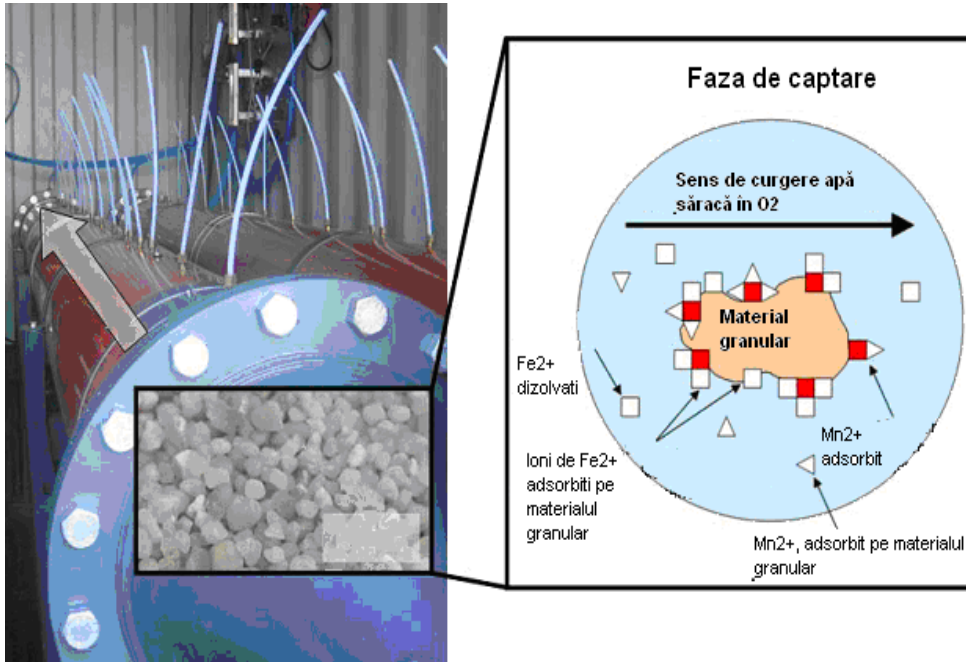


Fig.5.14. Procesele de adsorbție din cadrul fazei de captare [21],[83]

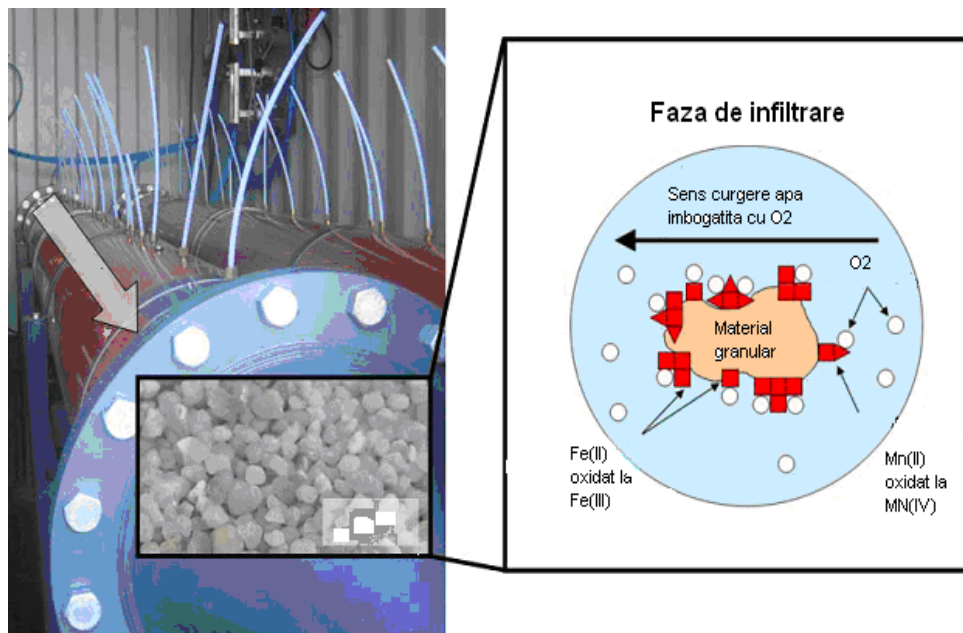


Fig.5.15. Procesele de adsorbție din cadrul fazei de infiltrare [21],[83]

Corpurile de apă naturală au de regulă o constituție neomogenă și anizotropă caracteristici care limitează capacitatea de tratare subterană. Conductele din PVC ale instalației experimentale au fost umplute cu nisip filtrant omogen, ca și materialul din sol, astfel pentru întregul volum de sol se obține o permeabilitate uniformă putându-se exclude caracterul neomogen și anizotrop menționat anterior.

La începutul experimentului se vor efectua niște încercări pentru determinarea unor parametri legați de sol și de transport cum ar fi porozitatea efectivă, și dispersia.

Acești parametri sunt necesari pentru modelarea numerică.

Eficiența unei instalații de tratare subterană pentru deferizare și demanganizare crește exponențial cu scăderea vitezei de infiltrare. Un timp mai îndelungat de staționare a apei brute în zona de oxidare duce la o utilizare completă a suprafețelor de adsorbție.

Pentru a stabili o corelație între viteza de curgere și eficiență cele două conducte sunt alimentate cu viteze de curgere diferite $v_1 = 5 \text{ m/zi}$, $v_2 = 50 \text{ m/zi}$.

Viteza v_1 corespunde unei viteze naturale determinată în acviferul natural iar v_2 este specifică vitezei din zona apropiată a filtrului.

6. Cercetări experimentale

6.1. Considerații generale și obiectivul lucrării

Aplicațiile tehnice la scară mare ale procedurii de tratare subterană in situ a apelor subterane, (de exemplu deferizarea și demanganizarea subterană) precum și multitudinea de puțuri singulare din Germania au arătat că în cazul studierii și evaluării corecte a condițiilor hidrogeologice și de chimia apei și prin respectarea criteriilor de aplicare, atât din punct de vedere tehnic, economic cât și din punct de vedere ecologic, procedeul de tratare a apei in situ este o adevărată alternativă față de procedeul suprateran.

În ultimii ani s-au obținut rezultate remarcabile în domeniul deferizării și demanganizării și în bună parte și în domeniul de eliminare a arsenului, lărgindu-se semnificativ nivelul de cunoaștere. Rezultatele științifice se limitează însă preponderent la încercările în câmp și prelucrarea empirică a datelor.

O prelucrare și validare a datelor obținute în câmp în vederea dezvoltării unui instrumentar matematic numeric lipsește.

Un astfel de instrumentar ar face posibilă modelarea, simularea și în final chiar prognozarea proceselor complexe de mișcare și transport, a proceselor de oxidare/adsorbție care se desfășoară diferit în zonele din imediata apropiere a puțurilor și cele de la distanță precum și a influențelor importante din partea microorganismelor existente în mod natural.

Relațiile de calcul considerate până în prezent pentru descrierea condițiilor de mișcare și modelarea matematică numerică se limitează practic la cazurile simple de exemplu puțul singular perfect cu mișcare radial simetrică. Totodată se cunoaște marea influență a condițiilor specifice din amplasament (ex. curentul de alimentare și cel efluent, condițiile de reacție, durata de staționare).

Pentru a putea fi efectuată modelarea proceselor de curgere și de transport în decursul procesului de tratare in situ, sunt necesare pe lângă datele standard ale terenului (condiții de margine, mărime, capacitatea de permeabilitate) și parametri specifici ai solului, ai capacității de transport ca și porozitatea efectivă n_e , dispersia α și adsorbția de oxigen și fier.

Pentru a putea obține acești parametri, s-au conceput programe de experimentare specifice. Pentru experimentele de pompare cu trasor se poate folosi NaCl ca trasor care poate fi injectat în foraj. Pentru deferizarea apei se pot efectua infiltrații și captări ciclice. Modificarea concentrațiilor rezultate (Na, Cl, O₂, Fe,...) pot fi observate în diferite locuri și la diferite distanțe de foraj.

Datele ce pot fi obținute în acest mod, se utilizează ca bază pentru calculul porozității efective n_e , a dispersiei și a altor parametri importanți pentru procesul de curgere și de transport în vecinătatea forajelor.

Parametrii necesari modelării, care fac posibilă aprecierea fazelor de lucru (infiltrare/captare) și în final exprimarea coeficientului de eficiență (EKG) a instalației, vor fi approximate pe baza rezultatelor obținute după măsurătorile efectuate pe diferite foraje. Aceasta se referă în special la modificarea concentrațiilor locale și temporale ale O₂ și Fe²⁺ în timpul fazelor de infiltrare și de captare.

Parametrii de curgere subterană sunt influențați și de modul de realizare al forajului. La un foraj imperfect condițiile de curgere sunt foarte complexe și greu de modelat deoarece pe lângă debitul influent lateral al apei subterane au loc curgeri și dedesubtul nivelului captat.

Pentru a valorifica corespunzător măsurătorile din natură și pentru a stabili parametri amintiți trebuie utilizate date dintr-o perioadă îndelungată care trebuie să țină cont și de captarea apei potabile.

Obiectivele principale ale lucrării au fost:

- a) evidențierea experimentală a posibilității de deferizare prin metoda ciclurilor de infiltrare - recaptare specifică tehnologiei de deferizare in situ;
- b) determinarea experimentală a parametrilor specifici acestei tehnologii (cum ar fi porozitatea, dispersia, adsorbția de fier și oxigen) și prelucrarea măsurătorilor experimentale prin programe special elaborate în acest scop;
- c) folosirea rezultatelor obținute pentru evaluarea coeficientului de eficiență (randamentului) a deferizării cu această tehnologie.

Pentru a putea atinge aceste obiective, se propune realizarea unei instalații experimentale care ar face posibilă obținerea parametrilor specifici ai solului dar și alți parametri cum ar fi adsorbția oxigenului și a fierului (H_{O_2} și H_{Fe}) care au fost necesari pentru aproximarea factorilor retardanți (de întârziere) (G_{O_2} și G_{Fe}) și a coeficientului de rentabilitate (eficiență).

Datorită complexității proceselor de mișcare și transport precum și a celor fizico-chimice și biologice din apa subterană realizarea obiectivelor propuse necesită conceperea și aplicarea unor noi modele de simulare, instrumente tehnice de software eficiente cu implementarea proceselor de reacții hidrochimice specifice și luarea în considerare a condițiilor de mișcare de tipul 2D, 3D specifice zonei din imediata vecinătate a instalațiilor de captare a apei subterane de diferite tipuri.

6.2. Proiectarea și realizarea standului experimental

În acest subcapitol este prezentat studiul pentru modelarea și simularea tratării apei subterane cu conținut de fier, în subteran. În lucrare s-a elaborat un instrument de prognoză pentru evaluarea eficienței tratării subterane, care a fost aplicat în cazul studiului de caz.

Plecând de la această bază s-a dezvoltat și o metodică legată de alte sisteme de curgere și transport, care ar putea fi aplicată la fenomenele de transport unidimensionale pentru evaluarea măsurătorilor de laborator, studiul curgerii 2D pentru un strat acvifer cu nivel liber și 3D pentru un strat acvifer sub presiune. Pentru metodică propusă s-au dezvoltat și mijloace ajutătoare prin care se poate face evaluarea eficienței tratării.

Rezultatele experimentale vor sta la baza instrumentului de prognoză a eficienței tehnico-economice a instalațiilor existente proiectate.

În cadrul studiului de caz se realizează o instalație experimentală prin care se urmărește stabilirea parametrilor esențiali deferizării subterane a apei. Instalația va funcționa pe principiul puțului singular adică prin infiltrații și captări ciclice.

Experimentele de tratare subterană au fost efectuate în Localitatea Timișoara pe o instalație experimentală special construită în acest scop, fiind astfel posibilă utilizarea apei brute cu conținut ridicat de fier prelevată direct din subteran deci în condiții apropiate de cele reale.

În figura 6.1. este prezentat standul experimental care este realizat în cadrul Uzinei de apă numărul 1 din Timișoara.

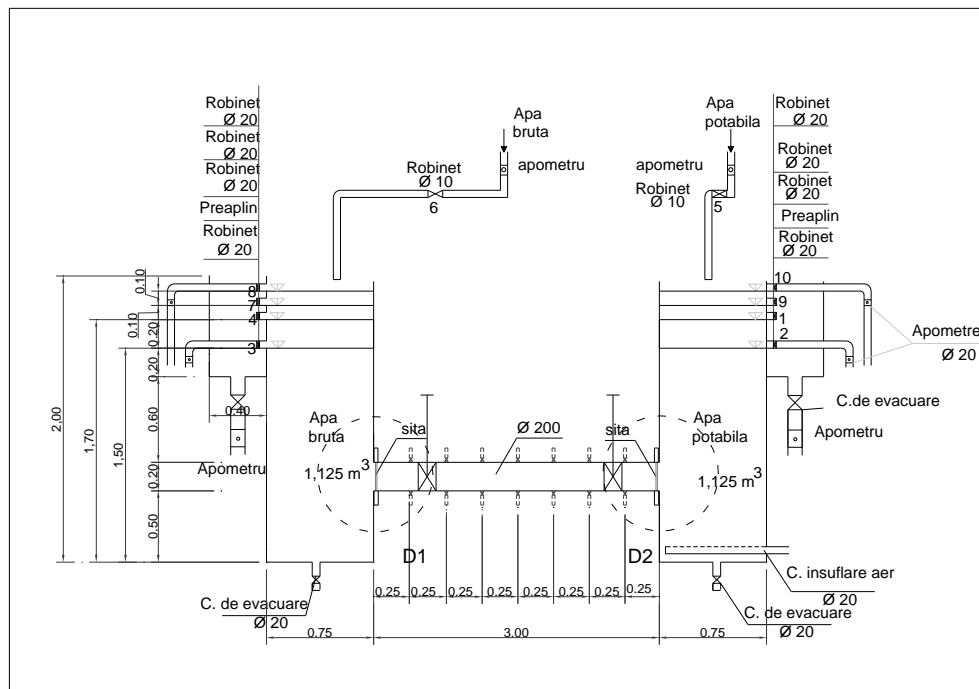


Fig.6.1. Prezentarea schematică a standului experimental

Instalația este realizată din două rezervoare și o conductă care a fost umplută cu nisip filtrant omogen, ca și nisipul din acvifer, astfel pentru întregul volum de sol se obține o permeabilitate uniformă.

Conducta este din PVC are o lungime de 3,0 m și diametrul exterior de $D = 225$ mm.

Inițial conducta a fost așezată vertical introducându-se un strat de pietriș cu mărimea granulelor de 3,15-5,6 mm și o grosime de 10 cm. Urmează nisipul filtrant cu o mărime a particulelor de 1,00 - 2,5 mm care a fost compactat pentru evitarea formării de goluri la re poziționarea conductei pe orizontală. Aceste eventuale goluri ar fi dus la o curgere neuniformă. Ca ultim strat urmează din nou 10 cm de pietriș grosier, Fig. 6.2.

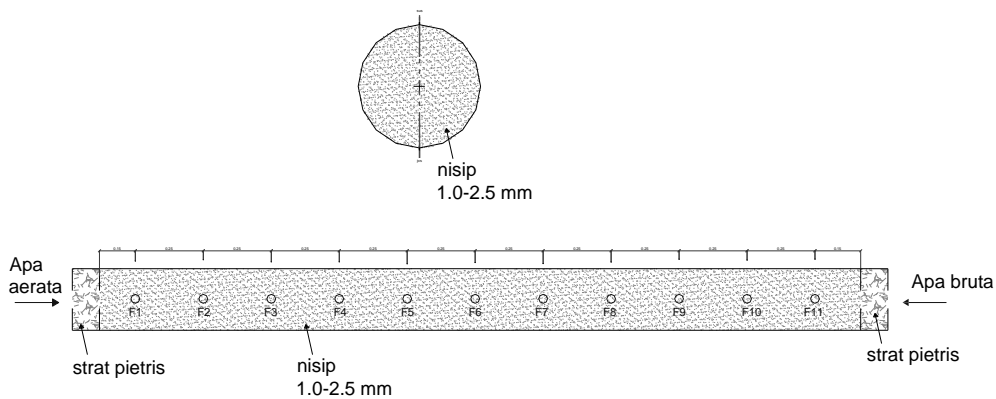


Fig. 6.2. Secțiune longitudinală și transversală prin modelul unidimensional

O pantă hidraulică puternică mare în zona forajului perturbă procesul de tratare subterană deoarece o mare parte din apa îmbogățită cu oxigen infiltrată, este antrenată de curent și se pierde, însă în conductă sunt excluse astfel de pierderi.

În această instalație curgerea se va realiza datorită diferenței de nivel dintre cele două rezervoare. Apa de adâncime cu conținut de fier și mangan este inițial acumulată într-un rezervor de unde datorită diferenței de nivel dintre rezervoare va curge în conducta umplută cu nisip. De asemenea instalația este dotată cu un grup de piezometre necesar pentru cunoașterea nivelului apei atât din cele două rezervoare dar și din conductă. Conducta este străpunsă de 11 furtunuri așezate la o distanță de 25 cm între ele, din care s-a prelevat probe de apă.

În rezervorul cu apă potabilă se realizează aerarea apei, cu oxigen atmosferic insuflat dintr-un compresor Fig. 6.3.



Fig.6.3. Vedere de ansamblu asupra instalației realizată la scară redusă pentru simularea proceselor de tratare

Funcționarea instalației experimentale de scară redusă se desfășoară asemănător ca la instalația mare având o fază de inițializare și o fază de încercări propriu zise în care instalația funcționează permanent.

Pentru determinarea debitului din conductă pe lângă viteza de curgere (v) se mai utilizează și porozitatea efectivă a solului (n_e) care a fost determinată în cadrul unor încercări cu substanță trasor. Ca trasor sa folosit sarea de bucătărie (NaCl) având o concentrație inițială de 9,1 mg/l.

În faza de inițializare se stabilesc duratele ciclului pentru infiltrare, captare și repaus în vederea obținerii unor deferizări stabile.

Trebuie definite niște criterii de întrerupere a fazelor de pompare și infiltrare conform cărora să se realizeze comutarea între faze.

6.3. Funcționarea ciclică a instalației

La fel ca și instalația de deferizare demanganizare propriu zisă și în cazul instalației de laborator realizată la uzina de apă nr. 1 din Timișoara vor fi aplicate captări și infiltrații ciclice.

Faza de captare – În această fază apa brută cu conținut de Fe și Mn ajunge, datorită diferenței de nivel dintre cele două rezervoare, în conducta cu nisip (reactor). Debitul influent poate fi reglat printr-un robinet și controlat cu un apometru.

Faza de repaus – În cadrul acestei faze, cele două vane poziționate la capetele conductei vor fi închise și de asemenea și robinetele care ar alimenta rezervoarele. Astfel, se asigură o reacție completă în interiorul conductelor.

Faza de infiltrație – În cadrul acestei faze apa bogată în oxigen ajunge, datorită diferenței de nivel dintre cele două rezervoare, în conducta cu nisip, astfel fiind dislocată apa brută din conductă.

La faza de infiltrație ca și criteriu de întrerupere (oprire) se poate considera limitarea până la 80-90 % a volumului de infiltrație. Ca și criteriu de întrerupere la captare se poate considera atingerea unei valori limita a concentrației de Fe și Mn la parcurgerea completă a conductei.

Camera de reacție – Scopul deferizării și demanganizării subterane este crearea unei zone de oxidare stabilă pentru oxidarea și fixarea fierului și manganului dizolvat. Conducta din PVC preia la scară redusă funcția acviferului din teren.

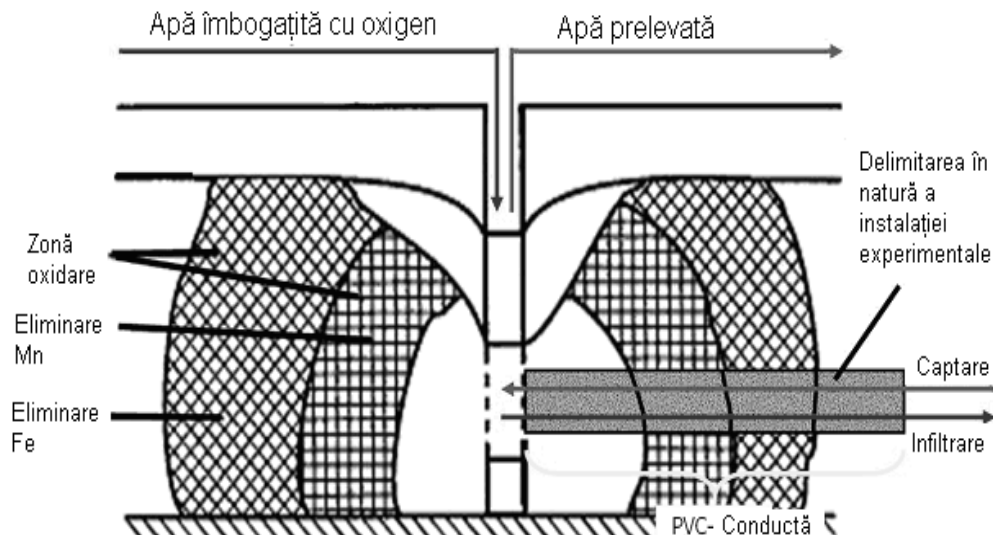


Fig. 6.4. Transpunerea principiului de funcționare a instalației de tratare subterană, pe o instalație la scară redusă alcătuită dintr-un tub de PVC. [Fiedle, M.,1998]

6.4. Aparate de măsură folosite pentru determinarea concentrațiilor de fier, oxigen și sare din apă

Măsurarea concentrației de Fe și Mn este posibilă prin luare de probe de apă și nu implică costuri mari. S-au făcut analize de apă pentru determinarea salinității, concentrației de oxigen din apă și concentrației de fier din apă. Aceste analize s-au făcut la fața locului folosind un conductivimetru Fig. 6.5, un spectrofotometru Fig.6.6, pentru determinarea concentrației de fier și respectiv un oxigenometru Fig. 6.7.



Fig. 6.5. Conductivimetru

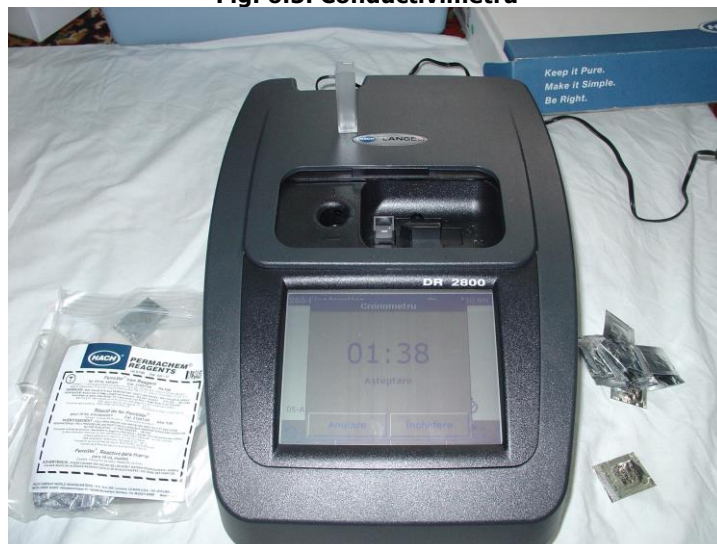


Fig. 6.6. Spectrofotometru



Fig.6.7. Oxigenometru

Datorită vitezei ridicate de oxidare a fierului inițializarea instalației se încheie deja după câteva cicluri. Funcție de caracteristicile apei brute procesul de demanganizare se realizează destul de greu în anumite cazuri chiar în câteva luni. Obiectivul este măsurarea concentrației de fier și a oxigenului în timpul fazei de infiltrare și captare și de asemenea trasarea curbelor de evoluție. Prelucrarea matematică a datelor permite trasarea curbelor de evoluție și calcularea coeficientului de eficiență a instalației.

La începutul fazei de infiltrare (t_1) concentrația de oxigen la rezervor, corespunde concentrației inițiale, rezultată prin aerare. Concentrația de oxigen scade proporțional cu creșterea distanței față de rezervor.

6.5. Metoda de prelucrare a măsurătorilor și de prognozare a coeficientului de eficiență EGK

Pentru evaluarea datelor experimentale a fost elaborată o foaie de calcul, calculele făcându-se cu ajutorul calculatorului. [21], [24]

Ea cuprinde :

- introducerea datelor legate de zonă și parametrii încercărilor individuale.
- prelucrarea datelor legate de încercările cu trasor pentru stabilirea porozității efective dar și a dispersiei.
- prelucrarea datelor rezultate din ciclurile de inițializare legate de rata de adsorbție a oxigenului și rata de adsorbție a fierului.
- determinarea coeficientului de eficiență a procesului de tratare pentru datele existente dar și pentru extrapolarea la capacități ulterioare
- prezentarea simultană a tuturor rezultatelor obținute.
- mapa de lucru îl conduce pe utilizator prin toate etapele experimentale pot fi preluate cu ușurință rezultatele intermediare oferite de fiecare experiment în parte.

În acest caz însă selectarea datelor intră în grija utilizatorului.

6.5.1. Pornirea programului și introducerea datelor

Introducerea centralizată a datelor înseamnă atât introducerea dimensiunilor corpului de probă (lungime, secțiune) cât și parametrii experimentelor individuale (debitul de infiltrare și de captare respectiv concentrațiile). [21], [24]

The screenshot shows a software interface titled "Evaluarea rezultatelor cu trasori si directa". It contains three main sections, each with a button and a description:

- Desfasurarea experimentului**: A button labeled "Daten eingeben" with the description "Introducerea conditiilor de margina si a parametrilor pentru experimentare".
- Experiment cu trasori**: A button labeled "Bestimmung D,ne" with the description "Determinarea dispersiei si porozitatii efective in baza rezultatelor experimentelor cu trasori".
- Desfasurarea experimentului**: Two buttons, "Sorption O2" (description: "Determinarea ratei sorbtie de oxigen in timpul fazei de infiltratie") and "Sorption Fe" (description: "Determinarea ratei sorbtie de fier in timpul fazei de oxidare").

Fig. 6.8. Pagina de început

De aici se pornește în continuare la experimentele individuale.

Desfasurarea experimentului

Copii de proba Introducere date experiment

Lungime L = 0.75 [m]

Sectiunea krees förmig rechteckig

Raza r = 0.10 [m]

Arta transversala A = 0.0214 [m²]

Proba cu trasor Stabilirea ne, D

Debit de infiltrare Qi = 2.994E-06 [m³/s] zum Vers uch

Concentratie ci = 9.10 [mg/l]

Tratare Determinarea adsorbției de oxigen și fier

Oxigen Infiltrare Qi = 2.994E-06 [m³/s] zum Vers uch

Concentratie ci = 9.43 [mg/l]

Fier Captare Qi = 2.994E-06 [m³/s] zum Vers uch

Konzentration ci = 2.12 [mg/l]

Sectiune longitudinala

Sectiune transversala

Fig.6.9. Introducerea datelor

6.5.2. Determinarea porozității și a dispersiei

Determinarea porozității efective și a dispersiei se face printr-o încercare cu o substanță trasor.

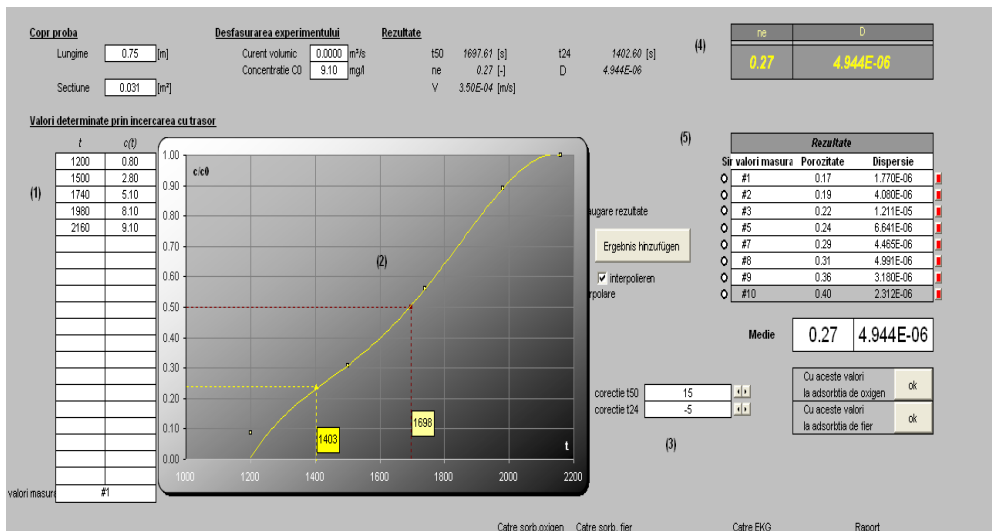


Fig. 6.10. Determinarea porozității și a dispersiei

Ca date de intrare se cere evoluția concentrațiilor funcție de timp. Datele se introduc manual în tabelul (1) sau pot fi preluate prin copiere dintr-un tabel existent. Punctele rezultate sunt marcate automat în diagrama (2). Determinarea

porozității efective și a dispersiei înseamnă adaptarea punctelor t_{50} și t_{24} la curbă. Aceasta se realizează prin intermediul câmpului marcat cu (3). Rezultatele se pot citi direct în câmpul (4).

Deoarece experimentul este realizat la scară redusă pot fi mai multe șiruri de date care ulterior sunt utilizate pentru determinarea de valori medii. Aceste operații se fac prin intermediul butonului „prelucrare rezultate” valorile medii sunt afișate în câmpul (5). Cu butoanele de pe partea stânga a câmpului (5) se pot marca datele experimentale ce vor fi selectate și prelucrate.

Cu câmpurile de selecție roșii se pot șterge șirurile de date. Cu bara de navigare de la marginea de jos a ecranului se poate comuta oricând între prelucrările individuale.

6.5.3. Determinarea adsorbției de oxigen

Această determinare se face analog ca și determinarea porozității și a dispersiei. Ca date de intrare se utilizează o curbă de evoluție. Iar prin adaptarea lui t_{50} la curbă se obține rezultatul care poate fi citit direct și aici pot fi evaluate mai multe șiruri de măsurători. Astfel, se urmărește evoluția concentrației de oxigen în cadrul procesului de tratare.

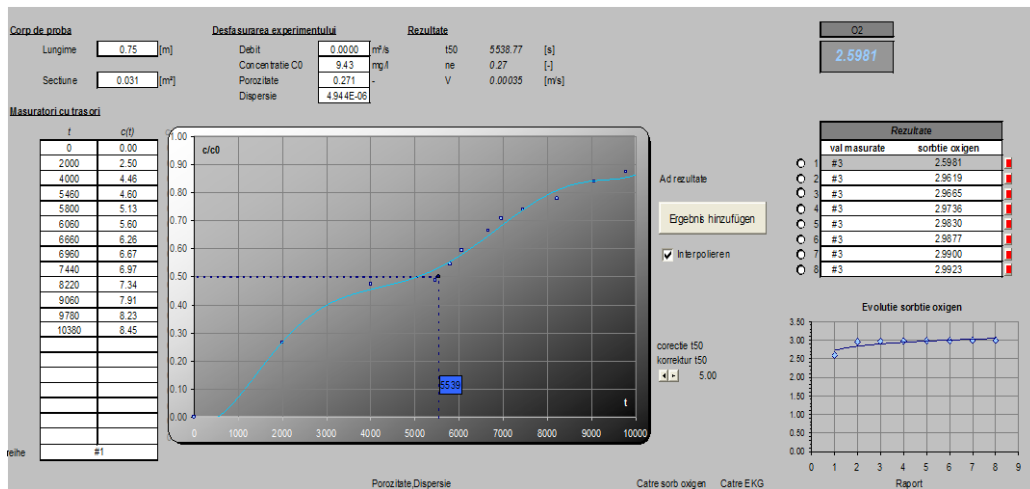


Fig.6.11. Determinarea concentrației de oxigen

6.5.4. Evoluția concentrației de fier

Pentru determinarea concentrației de fier se utilizează datele corespunzătoare a două puncte de măsurare din camera de reacție. Evaluarea se face analog ca și la oxigen prin adaptarea lui t_{50} la curba de interpolare.

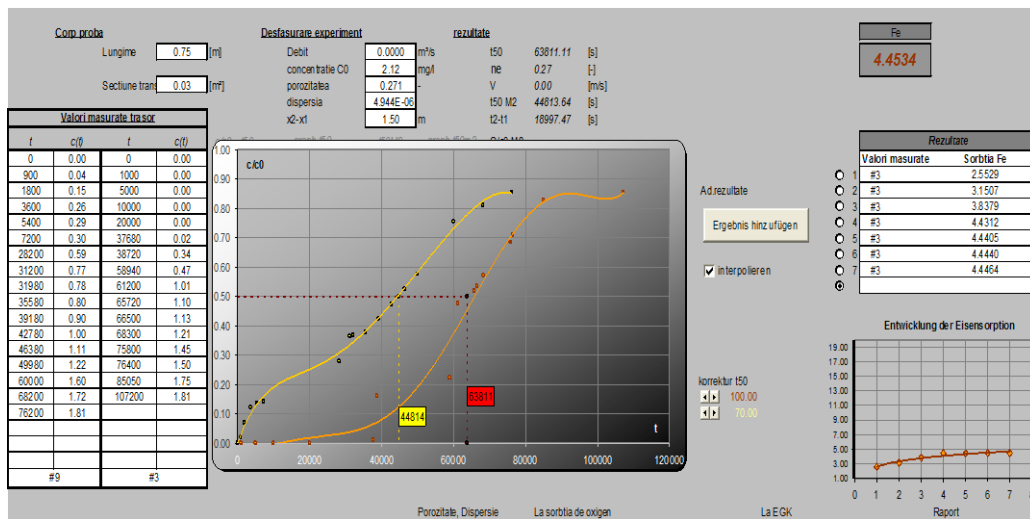


Fig.6.12. Evoluția concentrației de fier

6.5.5. Determinarea eficienței tratării

Determinarea eficienței se face prin datele obținute din evoluția frontului de oxigen și a frontului de fier.

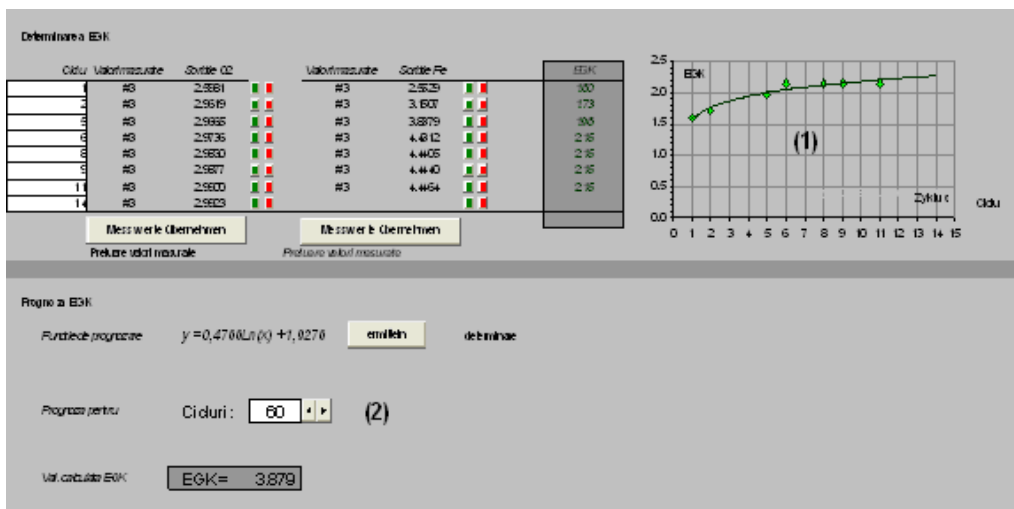


Fig.6.13. Determinarea coeficientului de eficiență

Câmpul roșu din figură prezintă evoluția oxigenului în paralel cu cea a fierului. Prin câmpurile, marcate cu verde și roșu se pot insera sau șterge șirurile de măsurători. Pentru determinarea coeficientului de eficiență se utilizează numai șiruri de măsurători în care apar rezultatele legate de oxigen și fier. Eficiența calculată în funcție de ciclu este prezentată în diagrama (1). Prin interpolarea acestor valori se poate aprecia și eficiența altor cicluri (2).

6.5.6. Raport final

Această pagină oferă o privire de ansamblu asupra măsurătorilor efectuate. Aici sunt prezentate în paralel toate datele importante și rezultatele aferente ale experimentului efectuat. Toate aceste date sunt preluate automat nefiind necesară o reintroducere a acestora.

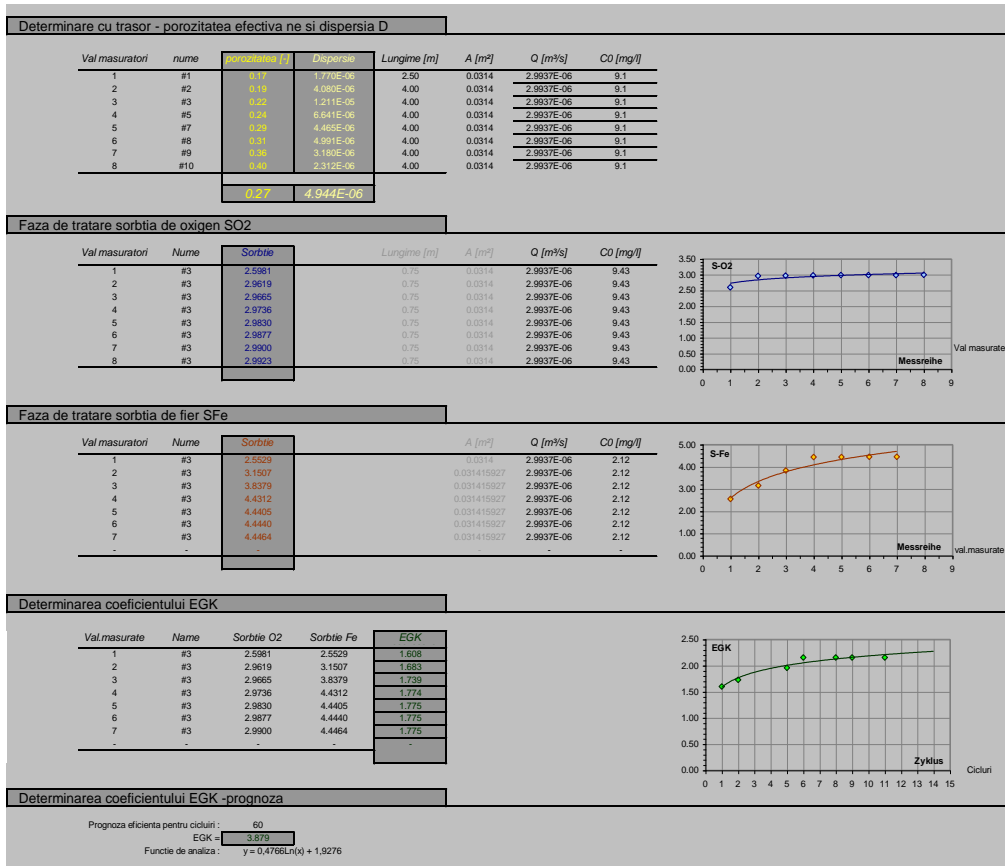


Fig. 6.14. Raport final

6.6. Rezultatele cercetării experimentale

6.6.1. Determinarea coeficientului de filtrație (k) în corpul de probă

La începutul experimentului s-a determinat valoarea coeficientului de filtrație în diferite condiții de curgere.

Pe parcursul acestui experiment s-a observat că valoarea acestui coeficient a rămas același s-au a variat foarte puțin, încă de la începutul experimentului până la încheierea lui, Tabelul 6.1. Trebuie menționat faptul că valoarea acestui coeficient s-a menținut între aceleași valori și în fazele de infiltrare apă brută iar valoarea lui este cuprinsă între $0,13 \div 0,19$ cm/s.

Piezometrul R1 este poziționat pe rezervorul cu apă potabilă respectiv piezometrul R2 pe rezervorul cu apă brută. Piezometrele 1,2,3,4 sunt poziționate pe conductă la diferite distanțe între ele Figura 6.1. Aceste distanțe se regăsesc în tabelul 6.1. În lungul conductei se găsesc 11 puncte de prelevare apă.

Acest experiment s-a desfășurat pe parcursul mai multor luni și anume s-a început în luna iunie și s-a încheiat în luna septembrie a aceluiași an.

S-au făcut în jur de 25 de determinări atât pentru determinarea coeficientului de filtrație k cât și pentru ceilalți parametri necesari modelării tratării subterane.

În tabelul 6.2. sunt prezentate câteva valori ale coeficientului de filtrație rezultate pe parcursul experimentelor.



Fig.6.15. Vedere de ansamblu cu identificarea și poziționarea piezometrelor

Tab. 6.1. Nivele măsurate și valori ale diferențelor de nivel la piezometre și distanțele dintre piezometre

Nr. inc	Nivele măsurate la Piezometrul Nr.1 (cm)	Nivele măsurate la Piezometrul Nr.2 (cm)	Distanța dintre piezometre (m)	Nivele măsurate la Piezometrul Nr.3 (cm)	Nivele măsurate la Piezometrul Nr.4 (cm)	Difere-nțe de nivel între piezometrele P1 și P2	Dife-rențe de nivel între piezometrele P3 și P4
						ΔH (cm)	ΔH (m)
1	59	83.2	2.495	-	-	0.242	-
2	59.1	83.1	2.495	-	-	0.24	-
3	59.1	83.1	2.495	-	-	0.24	-
4	68	83.8	2.495	-	-	0.158	-
5	-	-	0.5	74.5	78.2	-	0.037
6	68.1	84	2.495	-	-	0.159	-
7	-	-	0.5	74.4	77.6	-	0.032
8	68.1	84	2.495	-	-	0.159	-
9	-	-	0.5	74.4	77.6	-	0.032
10	58	82.5	2.495	-	-	0.245	-
11	-	-	0.5	67.2	72.3	-	0.051
12	58.5	84	2.495	-	-	0.255	-
13	-	-	0.5	67.3	72.7	-	0.054
14	-	-	0.5	67.2	72	-	0.048
15	-	-	0.5	78.5	72.2	-	0.063
16	-	-	0.5	67.7	72.2	-	0.045
17	-	-	0.5	84.6	81.6	-	0.03
18	-	-	0.5	84.2	80.7	-	0.035
19	-	-	0.5	54.6	58.1	-	0.035
20	50.3	67	2.495	-	-	0.167	-
21	49.5	71.5	2.495	-	-	0.22	-
22	-	-	0.5	55.2	60.2	-	0.05
23	87.3	54.3	2.495	-	-	0.33	-
24	-	-	0.5	78.6	71.3	-	0.073

Tab. 6.2. Valorile coeficientului de filtrație (k) rezultate pe parcursul experimentului la diferite condiții de curgere și la diferențe de nivel variate

Nr. crt.	Coeficient filtrație k (m/h)	Coeficient filtrație k (cm/h)	Coeficient filtrație k (cm/s)
1	595.367	595.4	0.1653796
2	634.809	634.8	0.1763358
3	678.712	678.7	0.1885312
4	6.788	678.8	0.1885555
5	580.893	580.9	0.1613593
6	652.915	652.9	0.1813653
7	650.135	650.1	0.180593
8	620.492	620.5	0.1723588
9	617.849	617.8	0.1716249
10	719.555	719.6	0.1998763
11	692.722	692.7	0.1924228
12	669.626	669.6	0.1860072
13	633.692	633.7	0.1760255
14	635.293	635.3	0.1764704
15	554.413	554.4	0.1540036
16	599.018	599	0.1663938
17	902.385	902.4	0.2506625
18	678.717	678.7	0.1885324
19	581.008	581	0.1613911
20	607.623	607.6	0.1687841
21	573.423	573.4	0.1592842
22	505.624	505.6	0.140451
23	525.393	525.4	0.1459425
24	475.965	476	0.1322124

6.6.2. Determinarea porozității efective în corpul de probă

Porozitatea efectivă (n_e) s-a stabilit prin intermediul rezultatelor obținute cu ajutorul traserului NaCl. Acest traser cu concentrație constantă se introduce cu debit constant în corpul de probă. În timpul introducerii, concentrația traserului s-a urmărit în mai multe puncte de prelevare, situate la distanțe diferite, obținându-se astfel variația concentrației traserului. Rezervorul care inițial este umplut cu apă potabilă a fost umplut cu apă cu sare de bucătărie, tocmai pentru a se putea realiza determinarea porozității efective. Pentru ca să se mențină un nivel constant în rezervorul cu apă sărată, apa deversată a fost reintrodusă în rezervor cu ajutorul unei pompe.

Pornind de la modificarea concentrației traserului (NaCl) introdus, se poate calcula porozitatea efectivă din conductă. Concentrația inițială din rezervor este de 9,10 mg/l. Determinarea s-a făcut în 8 din cele 11 puncte de prelevare probă de apă și s-a început cu punctul cel mai apropiat de rezervorul cu apă cu sare și anume punctul 1.

Se urmărește timpul în care concentrația ajunge la jumătate din concentrația maximă ($c/c_0=0,50$).

În punctul de prelevare 1 care se afla la distanța cea mai mică de rezervorul cu apă cu sare se poate observa o creștere a concentrației de NaCl, de asemenea se poate observa că se ajunge la concentrația maximă într-un timp de 1620 secunde, figura 6.16. Pentru calcularea parametrilor hidraulici dar și pentru determinarea coeficientului de eficiență s-a utilizat o foaie de calcul (cap. 6.5.), calculele făcându-se cu ajutorul calculatorului.

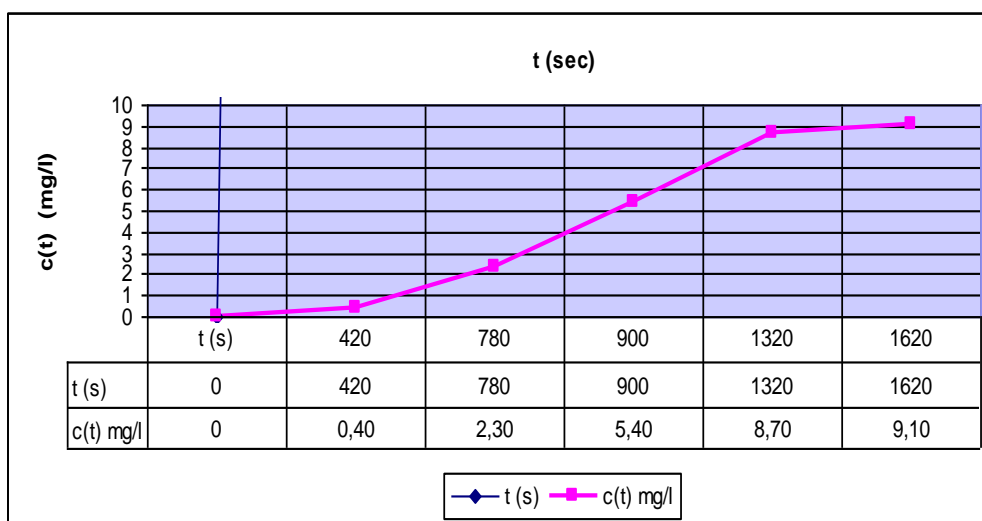


Fig. 6.16. Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare 1

Unde:

$c(t)$ – concentrația traserului în corpul de probă în funcție de timp, mg/l
 t – timpul în care concentrația ajunge la diferite valori, secunde

Timpul în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % din valoarea inițială este de 753 de secunde și s-a notat cu t_{24} , iar timpul până când ajunge la 50% din concentrația inițială (t_{50}) este de 882 secunde și se poate observa în figura 6.17.

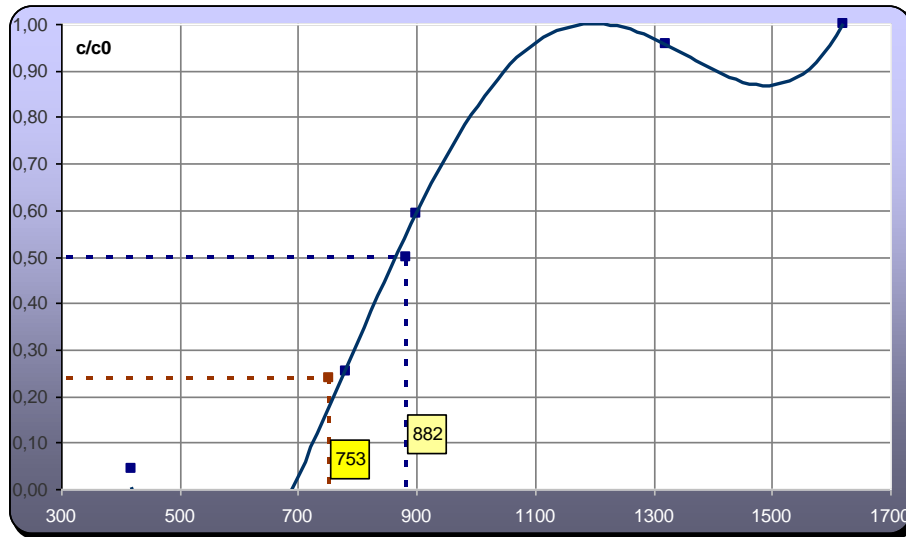


Fig. 6.17. Determinarea timpului în care concentrația ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare 1

Formula folosită de program pentru determinarea porozității este descrisă în capitolul 5, un exemplu de calcul fiind exemplificat mai jos:

$$n_e = \frac{Q_t \cdot t_{50}}{L \cdot A} = \frac{0,0000015 \cdot 882}{0,25 \cdot 0,0314} = 0,17 \quad (6.1)$$

Pentru celelalte puncte de prelevare a se consulta anexele 1,2,3,4,5,6. În tabelul 6.3. sunt prezentate valorile porozității efective rezultate în 8 din cele 11 puncte de prelevare. Valoarea medie a porozității efective este de 0,27.

Tab. 6.3. Porozități efective

Șir valori măsurate în punctele de prelevare	Porozitatea
1	0,17
2	0,19
3	0,22
5	0,24
7	0,29
8	0,31
9	0,36
10	0,40
Valoarea medie	0.27

6.6.3. Determinarea coeficientului de dispersie în corpul de probă

Coeficientul de dispersia s-a determinat folosind aceleași rezultate experimentale obținute la experimentul pentru stabilirea porozității. Pentru calcularea coeficientului de dispersie este necesar să se stabilească timpul în care concentrația traserului ajunge la 24 % din concentrația inițială ceea ce s-a evidențiat în subcapitolul anterior dar și în anexele 1,2,3,4,5,6.

În tabelul 6.4. se poate observa valorile coeficientului de dispersie obținute în anumite puncte de pe corpul de probă și de asemenea se poate vedea valoarea medie a acestuia.

Tab. 6.4. Valori ale coeficientului de dispersie în timpul fazei de infiltrare cu trasor, în 8 din cele 11 puncte de prelevare

Sir valori măsurate	Coef. de dispersie
1	1,770E-06
2	4,080E-06
3	1,211E-05
5	6,641E-06
7	4,465E-06
8	4,991E-06
9	3,180E-06
10	2,312E-06
Valoarea medie	4,944E-06 m ² /s

De asemenea calcularea coeficientului de dispersie este făcută automat de către calculator, iar în cele ce urmează este exemplificată și formula de calcul.

$$D = vL \cdot \frac{(t_{50} - t_{24})^2}{t_{24} \cdot t_{50}} = 0.0001820.25 \frac{(882 - 753)^2}{753 \cdot 882} = 0,0000017 \quad \text{m}^2/\text{s} \quad (6.2)$$

6.6.4. Determinarea ratei de adsorbție a oxigenului în corpul de probă

Adsorbția de oxigen solubilizat are loc în timpul fazei de infiltrare.

Concentrația de oxigen dizolvat în rezervor la începutul fazei de infiltrare este de 9,22 mg/l.

În figura 6.18, se poate vedea o creștere a adsorbției de oxigen în decursul fazei de infiltrare în corpul de probă mai exact în punctul de prelevare 1.

Valorile măsurate sunt în ziua a treia de măsurare.

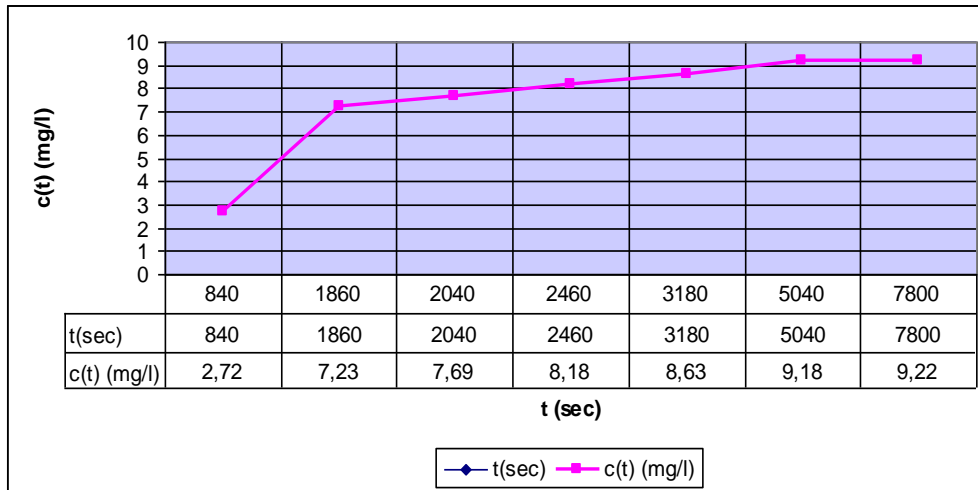


Fig. 6.18. Variația adsorbției de oxigen în punctul de prelevare 1 (ziua 3)

Unde:

$c(t)$ – concentrația oxigenului în corpul de probă în funcție de timp, mg/l
 t – timpul în care concentrația ajunge la diferite valori, secunde

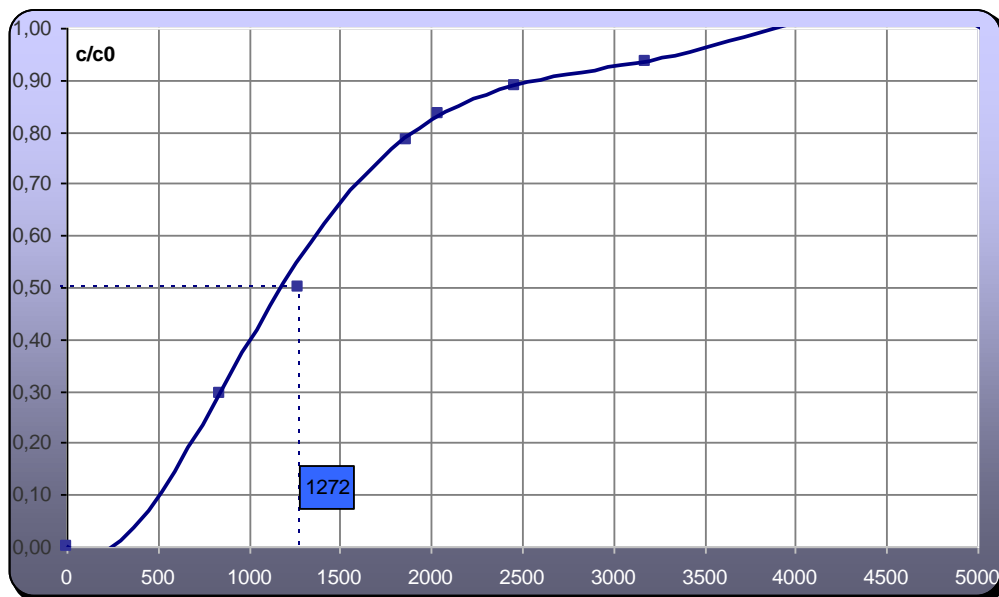


Fig. 6.19. Variația adsorbției de oxigen în corpul de probă în punctul de prelevare nr. 1 (ziua 3)

Timpul în care adsorbția de oxigen ajunge la 50% din concentrația inițială (t_{50}) este de 1272 secunde și se poate observa în figura 6.19.

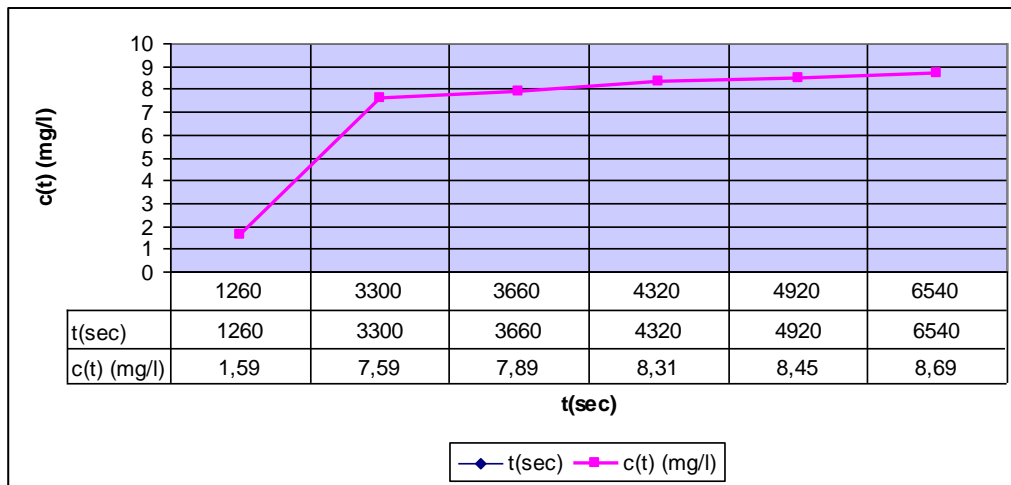


Fig. 6.20. Variația adsorbției de oxigen în punctul de prelevare 1 (ziua 5)

Unde:

$c(t)$ – adsorbția oxigenului în corpul de probă în funcție de timp, mg/l
 t – timpul în care concentrația ajunge la diferite valori, secunde

În figura 6.21. se poate observa timpul în care adsorbția de oxigen ajunge la 50% din concentrația inițială (t_{50}) și este de 2292 secunde. După cum se observă în figura de mai jos, adsorbția oxigenului în ziua 5, este mult mai lentă decât în ziua 3.

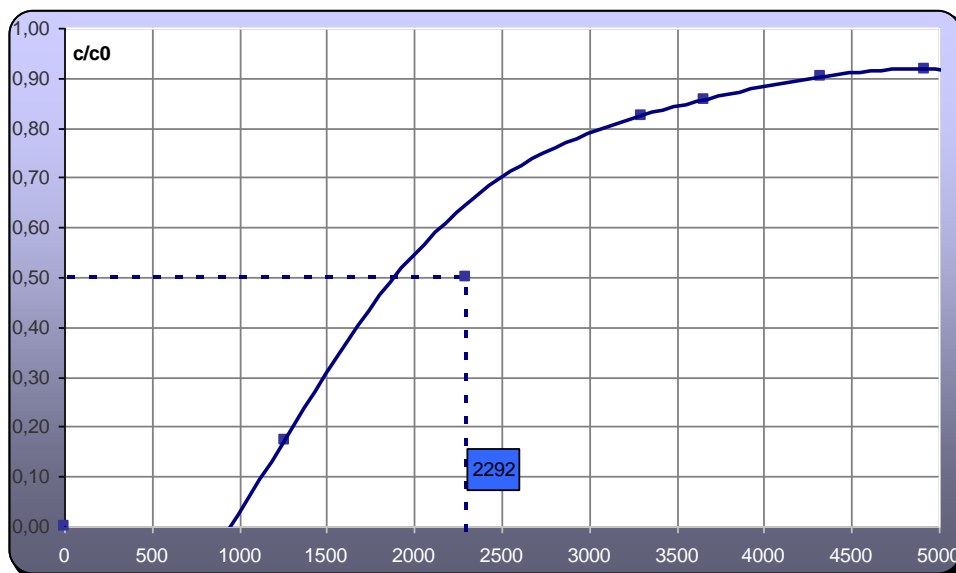


Fig. 6.21. Variația adsorbției de oxigen în corpul de probă în punctul de prelevare nr. 1 (ziua 5)

În figura 6.22. se evidențiază faptul că adsorbția de oxigen în corpul de probă în același punct de prelevare dar la faze de infiltrare diferite, este diferită adică mult mai lentă în faza 2 de infiltrare în comparație cu faza 1 de infiltrare.

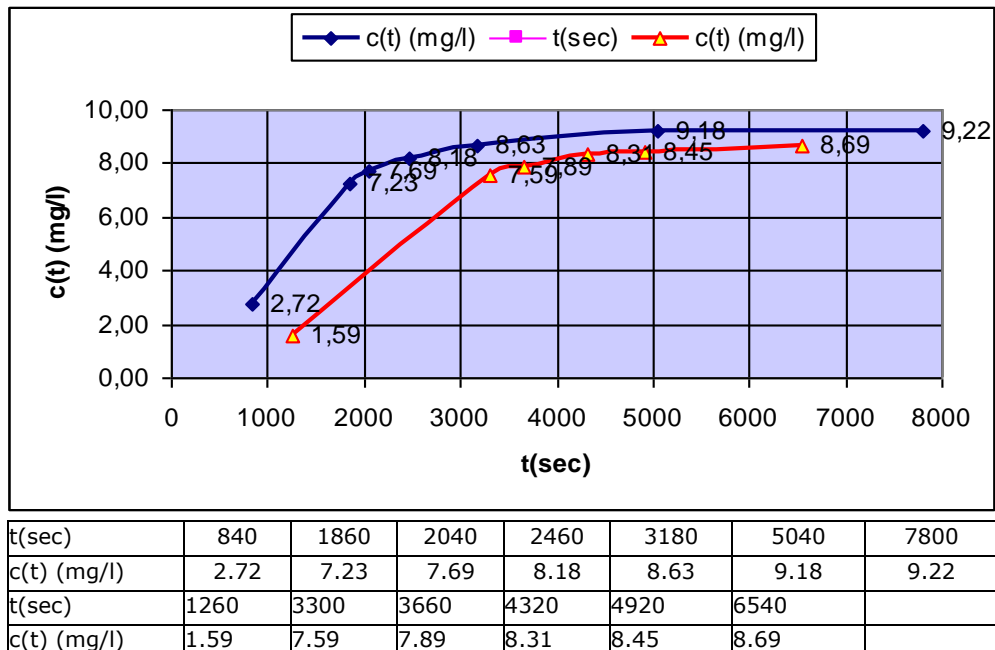


Fig. 6.22. Comparație între adsorbția de oxigen din ziua 3 și ziua 5

Unul dintre cele mai reprezentative puncte de prelevare este punctul 3. Distanța dintre punctul de prelevare 1 și punctul de prelevare 3 este de 50 cm.

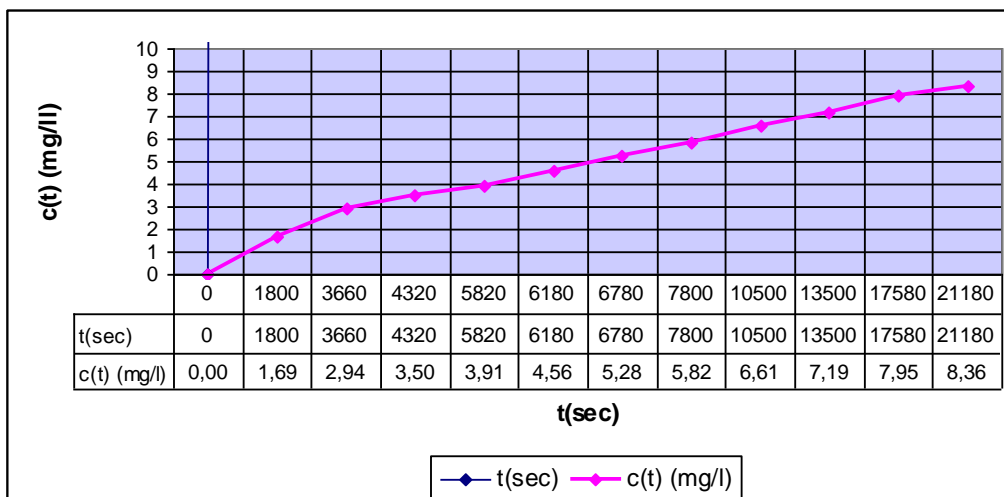


Fig. 6.23. Variația adsorbției de oxigen în punctul de prelevare 3 (ziua 3)

Unde:

$c(t)$ – adsorbția oxigenului în corpul de probă în funcție de timp, mg/l

t – timpul în care concentrația ajunge la diferite valori, secunde

Timpul în care adsorbția de oxigen ajunge la 50% din concentrația inițială (t_{50}) este de 5539 secunde și se poate observa în figura 6.24

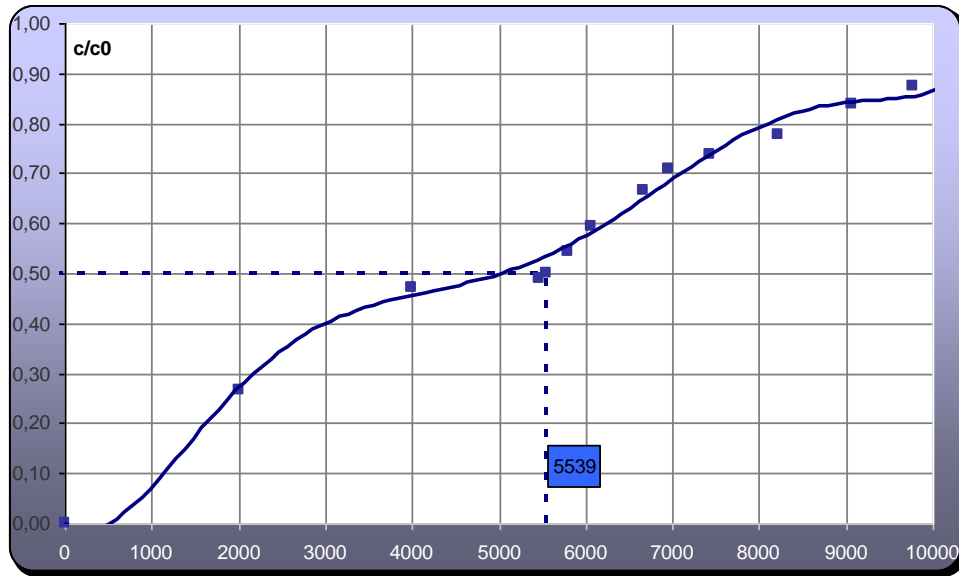


Fig. 6.24. Variația adsorbției de oxigen în corpul de probă în punctul de prelevare nr. 3 (ziua 3)

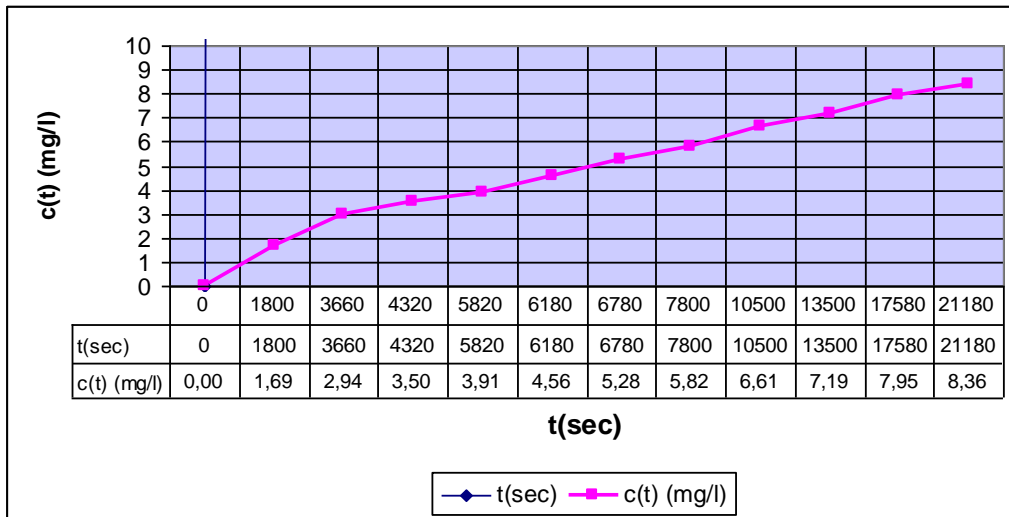


Fig. 6.25. Variația adsorbției de oxigen în punctul de prelevare 3 (ziua 5)

Unde:

c(t) – adsorbția oxigenului în corpul de probă în funcție de timp, mg/l
 t – timpul în care concentrația ajunge la diferite valori, secunde

Timpul în care adsorbția de oxigen ajunge la 50% din concentrația inițială (t_{50}) este de 6319 secunde și se poate observa în figura 6.26.

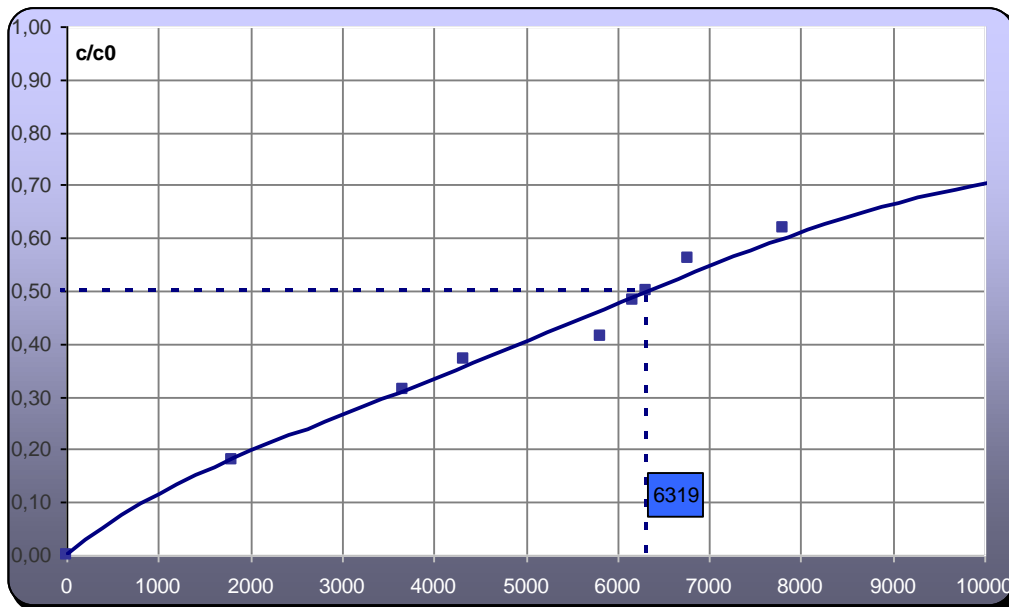


Fig. 6.26. Variația adsorbției de oxigen în corpul de probă în punctul de prelevare nr. 3 (ziua 5)

În figura 6.27. se evidențiază faptul că adsorbția de oxigen în corpul de probă în același punct de prelevare dar la faze de infiltrare diferite, este mult mai lentă în faza 2 de infiltrare în comparație cu faza 1 de infiltrare.

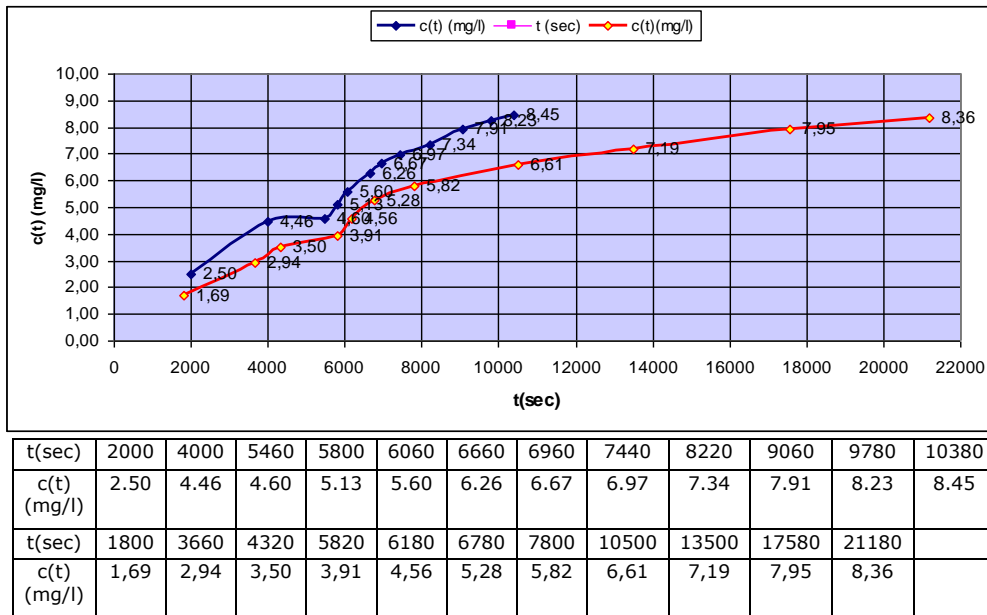


Fig. 6.27. Comparație între adsorbția de oxigen din ziua 3 și ziua 5

În tabelul de mai jos sunt arătate valorile adsorbției de oxigen pe parcursul mai multor faze de infiltrare în punctul de prelevare numărul 3.

Tabelul. 6.5. Tabel cu valori ale adsorbției de oxigen obținute pe parcursul mai multor faze de infiltrare, în punctul de prelevare numărul 3

Rezultate	
val. măsurate in pct.	Adsorbția de oxigen
3	2,5981
3	2,9645
3	2,9665
3	2,9736
3	2,9830
3	2,9877
3	2,9900
3	2,9923

În figura 6.28 se poate observa evoluția adsorbției de oxigen în punctul de prelevare 3 și de asemenea se poate observa faptul că după mai multe faze de infiltrare aceasta s-a stabilizat în jurul valorii de 3.

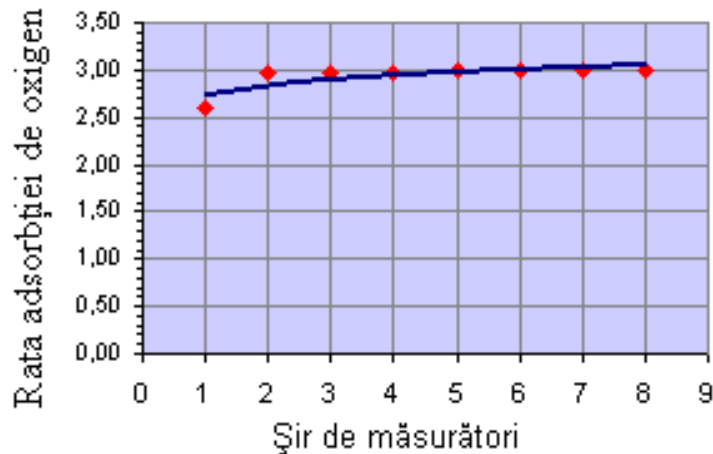


Fig. 6.28. Evoluția ratei de adsorbție a oxigenului pe parcursul mai multor faze de infiltrare

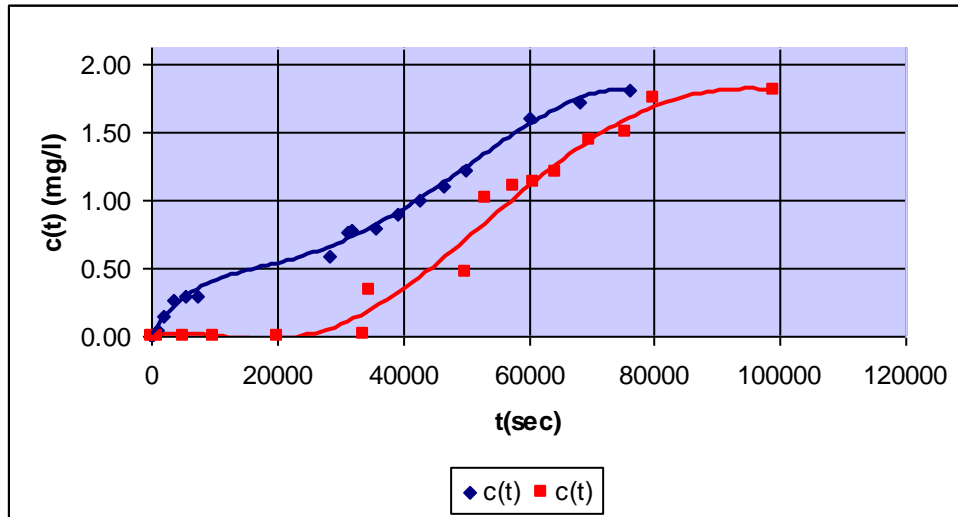
De asemenea calcularea ratei de adsorbție a oxigenului este făcută automat de către calculator, iar în cele ce urmează este exemplificată și formula de calcul.

$$S_{O_2} = \frac{vt_{50}}{L} = \frac{0,000356319}{0,75} = 2.9645 \quad (6.3)$$

6.6.5. Determinarea ratei de adsorbție a fierului în corpul de probă

Determinarea ratei de adsorbție a fierului se realizează în cadrul fazei de captare. Concentrația de fier s-a determinat cu un spectofotometru și s-au folosit reactivi Fier ferroVer sub formă de pliculețe. În rezervor la începutul fazei de captare concentrația de fier este de 2,12 mg/l. Cu ajutorul foii de calcul se poate face o comparație între două puncte de prelevare situate la o anumită distanță de rezervor și anume punctul de prelevare nr. 9 și punctul de prelevare nr.3.

Distanța între cele două puncte este de 1,50 m.



Valori măsurate			
t(sec)	c(t) (mg/l)	t(sec)	c(t) (mg/l)
0	0.00	0	0.00
900	0.04	1000	0.00
1800	0.15	5000	0.00
3600	0.26	10000	0.00
5400	0.29	20000	0.00
7200	0.30	33680	0.02
28200	0.59	34720	0.34
31200	0.77	49900	0.47
31980	0.78	53160	1.01
35580	0.80	57720	1.10
39180	0.90	60900	1.13
42780	1.00	64300	1.21
46380	1.11	69800	1.45
49980	1.22	75400	1.50
60000	1.60	80000	1.75
68200	1.72	98850	1.81
76200	1.81		

Fig. 6.29. Comparație între adsorbția de fier din punctul de prelevare nr. 9 și punctul de prelevare nr.3 (ziua 8)

În figura 6.30, se poate vedea o creștere mai lentă a adsorbției de fier în punctul de prelevare nr. 3 în comparație cu adsorbția fierului în punctul de prelevare nr. 9.

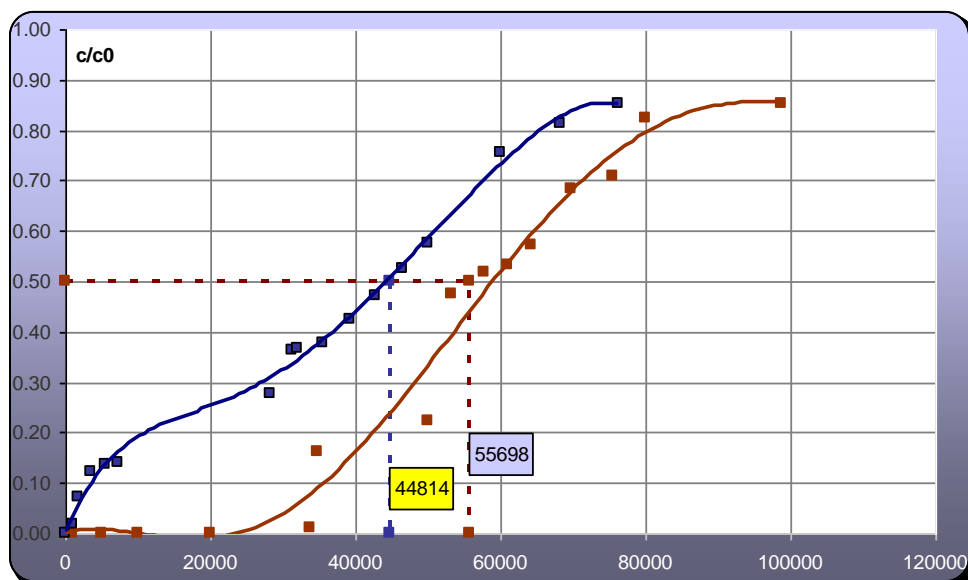
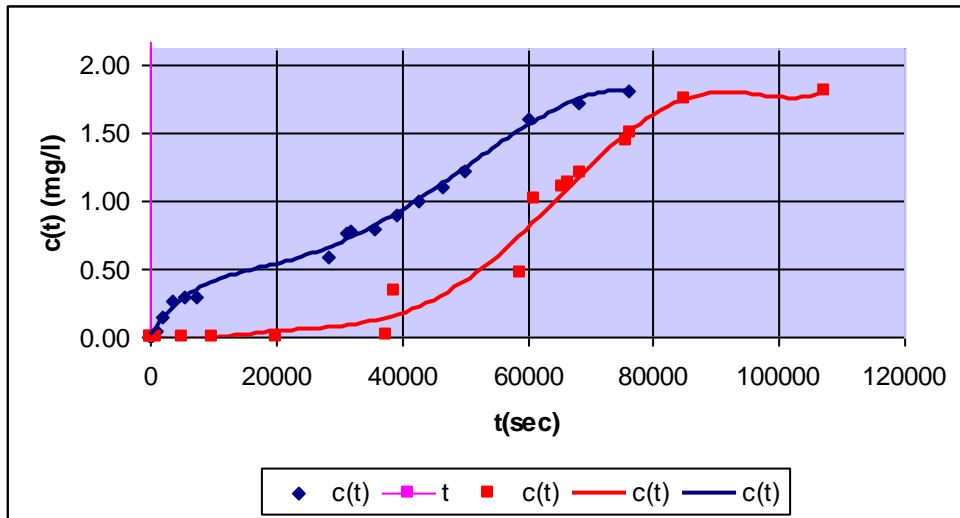


Fig. 6.30. Comparație între adsorbția de fier din punctul de prelevare nr. 9 și punctul de prelevare nr.3 (ziua 11)

Valorile măsurate sunt în ziua a douăzeci de măsurare.



Valori măsurate			
t(sec)	c(t) (mg/l)	t(sec)	c(t) (mg/l)
0	0.00	0	0.00
900	0.04	1000	0.00
1800	0.15	5000	0.00
3600	0.26	10000	0.00
5400	0.29	20000	0.00
7200	0.30	37680	0.02
28200	0.59	38720	0.34
31200	0.77	58940	0.47
31980	0.78	61200	1.01
35580	0.80	65720	1.10
39180	0.90	66500	1.13
42780	1.00	68300	1.21
46380	1.11	75800	1.45
49980	1.22	76400	1.50
60000	1.60	85050	1.75
68200	1.72	107200	1.81
76200	1.81		

Fig. 6.31. Comparație între adsorbția de fier din punctul de prelevare nr. 9 și punctul de prelevare nr.3 (ziua 20)

Timpul în care adsorbția de oxigen ajunge la 50% din concentrația inițială (t_{50}) este de 44814 secunde pentru punctul 9, iar pentru punctul 3 este de 63811 și se poate observa în figura 6.31.

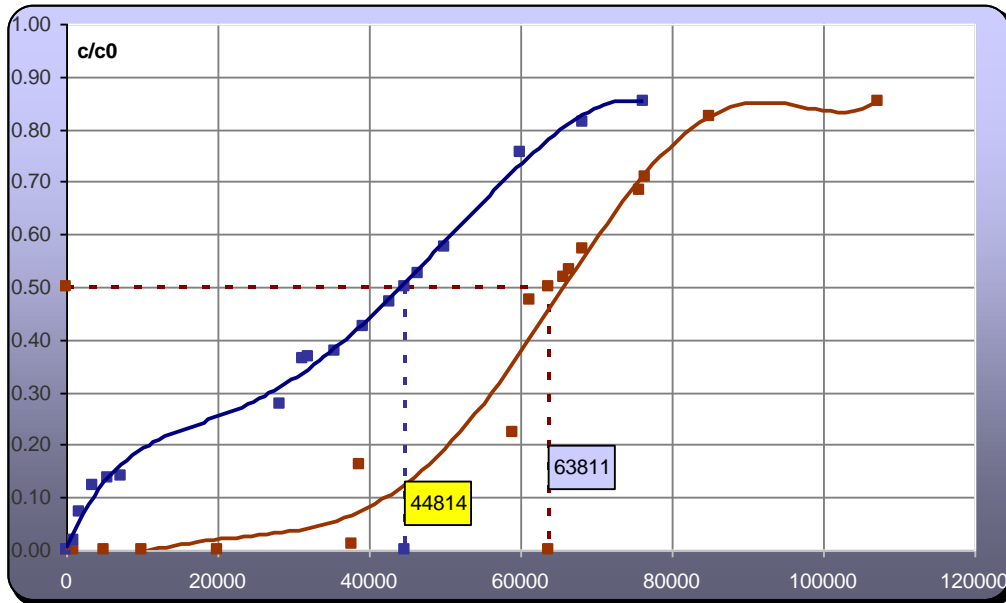


Fig. 6.32. Variația adsorbției de fier în corpul de probă în punctul de prelevare nr. 9 și în punctul de prelevare nr. 3 (ziua 8)

Tabelul. 6.6. Tabel cu valori ale adsorbției de fier obținute pe parcursul mai multor faze de captare, în punctul de prelevare numărul 3.

<i>Rezultate</i>	
Valori măsurate	Adsorbția Fe
3	2.5529
3	3.1507
3	3.8379
3	4.4312
3	4.4405
3	4.4440
3	4.4464

În figura 6.33. este reprezentată evoluția adsorbției fierului pe parcursul mai multor faze de captare. Aceste valori sunt măsurate în punctul de prelevare nr.3.

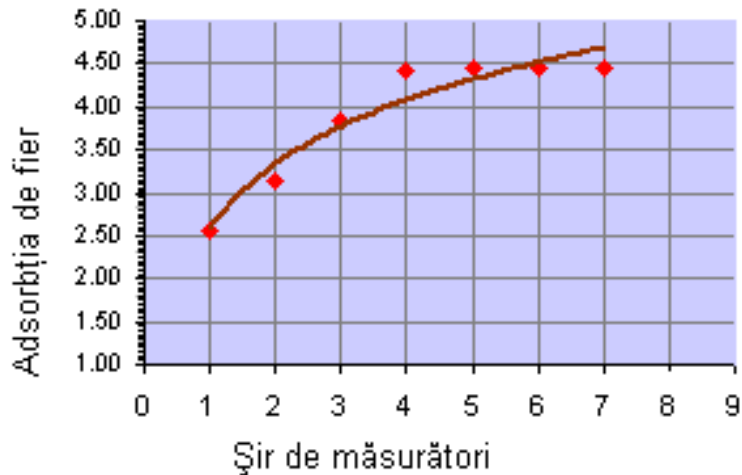


Fig. 6.33. Evoluția ratei de adsorbție a fierului pe parcursul mai multor faze de captare

De asemenea calcularea ratei de adsorbție a oxigenului este făcută automat de către calculator, iar în cele ce urmează este exemplificată și formula de calcul:

$$S_{\text{Fe}} = \frac{t_2 - t_1}{X_1 - X_2} \cdot \frac{Q_E}{A \cdot n_e} = \frac{1088,70}{1,5} \cdot \frac{0,000002997}{0,03140,27} = 2.5529 \quad (6.5)$$

6.6.6. Stabilirea coeficientului de eficiență (EGK)

Coeficientul de eficiență a fost calculat automat de către foaia de calcul, folosind formulele de la capitolul 5.

În tabelul 6.7. sunt redate valorile obținute de la adsorbția oxigenului și adsorbția fierului obținute pe parcursul întregului experiment în punctul de prelevare nr. 3 și de asemenea valorile obținute pentru coeficientul de eficiență.

Tabelul 6.7. Valori centralizate cu adsorbția oxigenului și a fierului dar și cu valori ale coeficientului de eficiență

Ciclu	Valori măsurate	Sorbție O2	Valori măsurate	Sorbție Fe	EGK
1	3	2.5981	3	2.5529	1.60
2	3	2.9619	3	3.1507	1.73
5	3	2.9665	3	3.8379	1.96
6	3	2.9736	3	4.4312	2.15
8	3	2.9830	3	4.4405	2.15
9	3	2.9877	3	4.4440	2.15
11	3	2.9900	3	4.4464	2.15
14	3	2.9923			

În figura 6.34 este reprezentată evoluția coeficientului de eficiență pe parcursul experimentului și se poate observa o creștere a acestui coeficient.

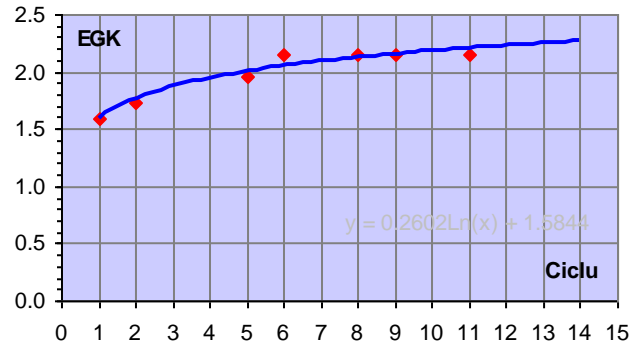


Fig. 6.34. Evoluția coeficientului de eficiență pe parcursul mai multor faze de captare

Funcția de prognozare este:

$$y = 0,4766\ln(x) + 1,9276 \quad (6.6)$$
și care pentru x cicluri poate să aibă diferite valori.

După 60 de cicluri de funcționare acest coeficient de eficiență poate să fie de cel puțin 4.

$$y = 0,4766\ln(60) + 1,9276 \Rightarrow \text{EGK} = 4 \quad (6.7)$$

7. Concluzii generale

Metodele clasice de deferizare a apelor subterane, reprezintă o sursă de poluare intensă și permanentă a mediului înconjurător prin produsele secundare care rezultă în urma deferizării. Caracteristica majoră a deferizării în situ și care de fapt este avantajul major al metodei deferizării directe în subteran este rămânerea produsele secundare în subteran unde volumul lor se reduce foarte mult, devenind practic nesemnificativ chiar după decenii de exploatare și poate fi explicată prin mecanismele și procesele fizico-chimice deosebit de complexe ce au loc în vecinătatea puțurilor de captare unde se formează o veritabilă cameră de reacție.

În lucrare se prezintă situația actuală în domeniul deferizării în situ și se analizează detaliat această metoda de deferizare descoperită și folosită în străinătate, mai ales în Germania și Austria, reprezentând o alternativă tehnologică de deferizare de mare actualitate datorită impactului minim asupra mediului înconjurător.

Se descriu și se analizează în detaliu cele trei faze specifice procedurii de deferizare în situ (infiltrarea apei îmbogățite cu oxigen – repaus - captarea) dar și procesele fizico-chimice și microbiologice ce au loc în subteran în vecinătatea puțurilor de captare unde se formează un adevărat „reactor de deferizare” în care are loc deferizarea apei brute prin cicluri repetate de infiltrare-captare.

7.1. Conținutul lucrării

Lucrarea este structurată pe 7 capitole, dezvoltată pe 183 de pagini, conține 10 anexe, 253 relații, 42 reacții chimice, 114 figuri și fotografii, 12 tabele, și o listă bibliografică cu 96 de titluri din care aproximativ 55 sunt publicații recente.

În **capitolul I** se descrie importanța apelor subterane fiind prezentate resursele de apă teoretice și tehnic utilizabile din țară, evidențiindu-se importanța îndepărtării fierului din apa subterană în concordanță cu normele de conformare în vigoare.

În **capitolul II** intitulat "Bazele matematice ale mișcării și transportului fluidelor în acvifere" sunt evidențiate principalele caracteristici ale mediului poros, mărimile fizice necesare descrierii matematice ale proceselor de mișcare și transport: ecuațiile fundamentale ale curgerii fluidelor în medii poroase (Legea lui Darcy și generalizările ei diferențiale, ecuația de continuitate), ecuațiile de bază ale proceselor de transport în acvifere (modelând advecția, difuzia-dispersia, adsorbția și degradarea), precum și principalele metode de rezolvare a acestor ecuații.

În **capitolul III** intitulat "Stadiul actual al proceselor de deferizare a apei subterane prin tehnologii clasice" se prezintă evoluția metodelor de deferizare, descriindu-se factorii fizico-chimici care influențează și determină aceste procese strâns legate între ele.

În **capitolul IV** intitulat "Stadiul actual al proceselor de deferizare a apei subterane prin metode subterane directe" se prezintă situația actuală a metodei de tratare în situ folosită în străinătate mai exact în Germania și Austria.

Se descriu și se analizează în detaliu cele trei faze specifice procedurii de deferizare în situ (infiltrarea apei îmbogățite cu oxigen – repaus - captarea), procesele fizico-chimice și microbiologice ce au loc în subteran în vecinătatea puțurilor de captare unde se formează un adevărat „reactor de deferizare” în care are loc deferizarea apei brute prin cicluri repetate de infiltrare-captare.

În ultima parte a acestui capitol se face și o comparație a proceselor de deferizare și demanganizare supraterană cu deferizarea și demanganizarea subterană, prezentându-se și avantajele metodei de tratare în situ.

În **capitolul V** intitulat "Bazele teoretice pentru modelarea proceselor de deferizare" este evidențiată atât ecuația de bază în cazul transportului radial simetric, dar și ecuația de bază în cazul transportului unidimensional.

Pornind de la aceste două ecuații se vor prezenta metodele de determinare a parametrilor determinanți care intervin în deferizarea și demanganizarea subterană, parametrii care sunt necesari la rândul lor pentru deducerea unor relații de dimensionare universal valabile.

În ultima parte a acestui capitol este descrisă o instalație de dimensiuni reduse folosită pentru simularea proceselor de demanganizare subterană. Această primă instalație a fost realizată într-un container și plasată în localitatea Dieburg, Germania unde se efectuează studii de tratare subterană a apei. Această instalație necesită o investiție financiară mare în jur de 250 000 Euro.

În **capitolul VI** intitulat "Cercetări experimentale" sunt descrise obiectivele lucrării, dar și proiectarea și realizarea standului experimental pe care s-a realizat experimentul. Tot în acest capitol sunt prezentate aparatele de măsură folosite pentru determinarea concentrațiilor de fier și oxigen din apă și tot odată este prezentată foaia de calcul folosită pentru evaluarea datelor obținute în urma experimentului.

În **capitolul VII** intitulat " Concluzii generale " este prezentată o sinteză a problemelor tehnico - științifice abordate în cadrul tezei, contribuțiile personale, concluziile, perspective și recomandări privind tehnologia deferizării în situ.

7.2. Contribuții personale

Lucrarea conține numeroase și însemnate contribuții în domeniul tehnico-științific al tehnologiilor de deferizare a apei subterane. La aceste contribuții s-au făcut referiri pe parcursul lucrării, iar în continuare sunt evidențiate cele mai importante dintre acestea și anume :

1. Sistematizarea unei vaste și actuale documentații, existente la ora actuală în literatura de specialitate privind procedeele de deferizare a apelor subterane cu conținut ridicat de fier, un accent deosebit punându-se pe metoda infiltrării-recaptării ciclice specifică tehnologiei de deferizare directă (în situ);
2. Efectuarea unei sinteze documentare completă pe baza bibliografiei consultate, privind evoluția modelelor matematice utilizate de diferiți autori în raport cu mecanismele care guvernează procesele de deferizare în situ;
3. Evidențierea posibilității reprezentării matematice a proceselor de deferizare cu ajutorul ecuațiilor de transport în care procesele complexe ale deferizării sunt modelate ca adsorbții izoterme;
4. Analiza mișcării și transportului radial simetric caracteristic puțurilor de captare și ecuația transportului unidimensional caracteristic instalațiilor de laborator (coloane);
5. Prezentarea de metode inedite pentru determinarea parametrilor de bază ai proceselor de transport care intervin în procesul deferizării subterane, parametrii care sunt necesari la rândul lor pentru deducerea unor relații universale valabile pentru aprecierea eficienței deferizării în situ, printre care porozitatea și coeficientul de adsorbție a oxigenului și fierului, care la rândul lor permit calculul coeficientului de eficiență al deferizării în situ, atât pentru un puț izolat, cât și pentru un sistem de captare complex;
6. Analiza comparativă a procedeelelor de deferizare/demanganizare clasice (filtrare rapidă) cu procedeele de deferizare/demanganizare în situ;
7. Evidențierea avantajelor deferizării în situ față de procedeele clasice de deferizare;
8. Realizarea unei instalații experimentale de deferizare unidimensională și efectuarea pe aceasta a unui set de măsurători, punându-se în evidență fazele caracteristice deferizării în situ prin cicluri de infiltrare – repaus - captare care conduc la formarea „zonei de deferizare”;
9. Prelucrarea rezultatelor experimentale cu ajutorul unui program bazat pe modelarea matematică a proceselor de deferizare, determinând efectiv parametri esențiali ai deferizării în situ, cum ar fi adsorbția fierului și a oxigenului, apa subterană fiind prelevată direct de la Uzina de apă din Timișoara;
10. Evidențierea aplicabilității metodei deferizării directe și prognoza eficienței acestei metode în cazul concret al apei brute prelevate direct din subteran (Uzina de apă Timișoara) ;
11. Sintetizarea perspectivelor și propuneri pentru extinderea preocupărilor privind cercetarea și aplicarea în tehnică a metodei de deferizare bazată pe infiltrarea-recaptarea ciclică , specifică deferizării în situ;

7.3. Recomandări și perspective

1. Implementarea în practică a metodelor de deferizare și demanganizare folosind procedeul în situ de asemenea folosirea instalației de laborator pentru prognozarea coeficientului de eficiență, pentru diferite tipuri de soluri;
2. Dezvoltarea permanentă a modelelor utilizate pentru prognozarea eficienței tratării subterane, crearea unui model de prognoză care să satisfacă toate cerințele unui model complex de prognoză;
3. Prin simularea matematică numerică pe calculatoare performante coordonate cu studii fizico-chimice în câmp și în laborator (instalații de încercări la scară tehnică mică) pot fi definiți toți parametrii importanți de influență și mai ales se pot trage concluzii importante asupra proceselor care se desfășoară, prin analize asupra parametrilor;
4. Cunoștințele dobândite pe calculator ar putea fi dezvoltate în continuare pentru obținerea unui instrument de proiectare care să permită transpunerea asupra unor cazuri noi de tratare în subteran, optimizate în privința tehnicii proceselor și economic;
5. În plus pe viitor ar fi posibilă o lărgire a domeniului de aplicare, care să ofere o evaluare cuprinzătoare a noilor instalații ce urmează să se realizeze, atât din punct de vedere al exploatării cât și economic și optimizarea lor, precum și o evaluare ulterioară și o îmbunătățire a exploatării instalațiilor deja existente.

BIBLIOGRAFIE

1. **Bartha, I., Javgureanu, V.** *Hidraulica, Vol I, Editura Tehnică, Chişinău, 1998*
2. **Bear, J.** *Hydraulics of Groundwater, Mc-Graw – Hill, New York, 1979*
3. **Beilicci, R.** *Modellierung der Wall-Durchdromung durch ein ungesattingen poroses medium, Buletinul ştiinţific al Universităţii "Politehnica" din Timișoara, Tomul 43(57)/1998*
4. **Bica, I.** *Poluarea acviferelor. Tehnici de remediare, HGA, Bucureşti, 1998*
5. **Bica, I Mocanu, V.** *Alimentarea artificială a stratelor acvefere, Editura Orizonturi universitare Bucureşti, 2002*
6. **Bohm, L.** *Modell der chemikalienlosen Entmanganungsfiltration. – Vom Wasser 79, pag. 249-257.1992*
7. **Bohm, L.** *Optimierung der chemikalienlosen Entmanganungsfiltration. Dresden, Technische Universität, Fakultat fur Bau-, Wasser- und Forstwesen, Diss, 1992.*
8. **Bohnsack, G.** *Chemische Grundlagen derEnteisenung. Vom Wasser 1991*
9. **Bredehoef, J.D** *Mass Transport in Flowing Groundwater, Water Resources Research, Vol 9, No. 1/1973*
10. **Carabeţ, A.** *Protecţia resurselor de apă subterană, Editura Mirton, 1999*
11. **Carabeţ, A. David, I.** *Modelling of theGroundwater pollution in the areas neighbouring stock pits, Buletinul ştiinţific al Universităţii "Politehnica" din Timișoara, Tomul 42(56)/1997*
12. **Cioc, D.** *Mecanica fluidelor. Editura Didactică și pedagogică Bucureşti 1967*
13. **Constantinescu, L.** *Le stade de pollution des terrains dans le departement de Timiș, Buletinul ştiinţific al Universităţii "Politehnica" din Timișoara, Tomul 43(57)/1998*
14. **Creţu, I.** *Hidraulică generală și subterană, Editura Didactică și Pedagogică, Bucureşti, 1971*
15. **Cussler, E.L.** *Diffusion – Mass Transfer in fluid systems, Mc-Graw-Hill Companz, 1984*

-
16. **David, I.** *Hidraulica, Vol I, II, Universitatea Tehnică, Timisoara, 1990*
17. **David, I.**
Carabeț, A.
Șumălan, I.
Nitușcă, A. *Transportul poluanților prin medii poroase, Universitatea Politehnică, Timișoara, 1996*
18. **David, I.** *Grundwasserhydrologik, Strömungs-und Transportvorgänge, Braunschweig, Wiesbaden, Vieweg, 1998*
19. **David, I.,**
Șumălan, I
20. **David Ioan** *Metode numerice cu aplicații în Hidrotehnică, Editura Mirton, Timișoara, 1998*
Wissenschaftliche Begleitung der In-Situ-Untersuchungen zur subterrestrischen Aufbereitung des Grundwasser des Brunnenfeldes Altmanns in Niederösterreich, Auftraggeber:EVN Wasser, Österreich, **Technische Universität Darmstadt, 09.09.2003.**
21. **David, I.,**
Wilhelm, U.,
Manuel, S. *Entwicklung und Bereitstellung eines Mathematisch-Numerischen Prognoseinstrumentariums zur Simulation subterrestrischer Aufbereitungsprozesse im Grundwasser, gefordert durch die Fritz und Margot Faudi-Stiftung, Frankfurt am Main, Bewilligungs-Nr.64, Darmstadt, Sept. 2005.*
22. **David, I.,**
Achim, C.,
Girbaciuc, A.,
Chebutiu, A., *Methodology to evaluate the performance of the in-situ treatment of groundwater containing high iron concentration International Conference Hydrology and Ecology: The Groundwater / Ecology Connection 11–14 September 2006 Karlovy Vary, Czech Republic*
23. **David, I.** *In situ treatment of groundwater containing high iron concentration, Institute of Numerical Methods and Informatics in Civil Engineering Petersenstrabe, Darmstad, 2006.*
24. **David, I.,**
Wilhelm, U.,
Manuel, S. *Entwicklung und Bereitstellung eines Mathematisch-Numerischen Prognoseinstrumentariums zur Simulation subterrestrischer Aufbereitungsprozesse im Grundwasser gefordert durch die Fritz und Margot Faudi-Stiftung, Frankfurt am Main, Bewilligungs-Nr.64, Darmstadt, Februar 2007.*
25. **Dragoș, L.** *Principiile mecanicii mediilor continue, Editura Uranus, București, 1983*

-
26. **Dragotă, I.** *Metode de calcul numeric*, Editura Didactică și Pedagogică, București, 1988
27. **Eichhorn, D.** *Eine neue Variante der Brunnenregenerierung*. **bbr40, 1989**
28. **Fiedle, M.** *Kostengünstige Trinkwassergewinnung mit subterrestrischen Verfahren der Wasseraufbereitung*. In **Forschungs – und Entwicklungsinstitut für Industrie – und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. Stuttgart (Hrsg): Wirtschaftlichkeitsaspekte bei Planung, Bau und Betrieb von Wasserversorgungsanlagen-12. Trinkwasserkolloquium am 19.02.1998 Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 148, 89-107; Munchen (Oldenbourg)**
29. **Fiedle, M.** *Weiterentwicklung der unterirdischen Wasseraufbereitung zur In situ-Behandlung von stark reduzierten Grundwassern*. In **Forschungs-und Entwicklungsinstitut für Industrie – und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e.V. Stuttgart (FEI)(Hrsg):Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Bd. 171, Munchen (Oldenbourg), 2003.**
30. **Florea, J., Panaitescu, V.,** *Mecanica fluidelor*, Editura Didactică și Pedagogică, București, 1979
31. **Frugină, E.** *Scurgerea subterană freatică în Câmpia de Vest*, Hidrotehnica, 32, 1987
32. **Gîrbaciu, I. A., Achim, C., Gîrbaciu, C.** *Direct treatment methods for deferrization of underground water using wells*, **Conference for Young Professionals, Innovations in the field of water supply, sanitation and water quality management 16th – 17th June 2005 – Palace of Parliament**
33. **Hartmann, U.** *Beitrag zur Vorbereitung, Projektierung und Inbetriebnahme von Anlagen zur Untergrudenteisenung*. **Dresden, Technische Universität, 1987**
34. **Huyacon, P.S. Unga, M.I.** *A Three Dimensional Analytical Method for Predicting Leachate Migration*, **Groundwater, Vol 25, No 5, 1987**
35. **Ișbășoiu, E.C. Georgescu, S.** *Mecanica fluidelor*, Editura Tehnică, București, 1995

-
36. **Konikov, F.L.,
Grove, B.D.** *Derivation of Equation Describing Solute Transport in Groundwater, US Geological Survey, Denver, 1984*
37. **Jura, C. ,
Giurconiu, M.,
Teguleț, M.,
Mirel, I.,
Măierean, V.** *Tratarea apei subterane feruginoase în condițiile uzinelor pentru colectivitățile restrânse în regiunea Banat. Hidrotehnica, Gospodărirea apelor, Meteorologia, Vol.10, Nr.5, 1965.*
38. **Jura, C. ,
Giurconiu,
M. Mirel, I.,
Mercea, C.,
Cazan, Gh.,
Chivereanu, D.,
Elizei, Gh.** *Filtrarea apei la uzina la uzina de apă de suprafață a orașului Timișoara cu strat dublu filtrant în vederea măririi vitezei de filtrare și a duratei de funcționare. Caiet selective de lucrări de colaborare cu producție al Institutul Politehnic Timișoara, Facultatea de Construcții, 1970.*
39. **Jura, C. ,
Giurconiu, M.
Mirel, I.,** *Cercetări asupra procesului de deferizare la concentrații de fier reduse. Comunicare științifică, I.P.Cluj, 22-23 Febr.1974*
40. **Lazăr, D.** *Principiile mecanicii mediilor continue, Editura Tehnică, București, 1983*
41. **Leij, F.J.
Dane, G.H.** *Analytical Solution of one Dimensional Adecvation and Two or Three Dimensional Dispersion Equation, Water Resources Research, Vol 26, No 7, 1990*
42. **Mateescu, Cr.** *Hidraulică. Ed.Did. și Ped. București, 1963.*
43. **Mănescu, A.,
Sandu, M.,
Ianculescu, O.,** *Alimentării cu apă. Editura didactică și pedagogică, București, 1994.*
44. **Mănescu, A.,
Cucu, M.,
Diaconescu, L.** *Chimia sanitară a mediului. Ed. Medicală, București,1994.*
45. **Mănescu, A.,** *Alimentări cu apă- aplicații. Ed. H.G.A., București, 1998.*
46. **Mănescu, M.,
Dimache, Al.** *Poluarea apelor subterane – studii de caz, Editura Orizonturi Universitare, Timișoar, 2002.*
47. **Meyer, C.
Rott, U.** *Unterirdische Grundwasseraufbereitung: Perspektiven.- gwa 82, 11, 837-844, 2002.*
48. **Meyerhoff, R.
Rott, U.** *Stoffbilanzen als Anwendungskriterium fur die In- situ – Aufbereitung eisen – und manganhaltiger Grundwasser. – gwf Wasser Abwasser 138, Nr. 173-180, 1997.*

-
49. **Meyerhoff, R.** *Entwicklung von Planungs –und Anwendungskriterien fur die In – situ- Aufbereitung eisen und manganhaltiger Grundwasser. In **Forschungs – und Entwicklungsinstitut fur Industrie – und Siedlungswasserwirtschaft sowie Abfallwirtschaft e. V. Stuttgart (Hrsg.), Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Br.139, Munchen (Oldenbourg)***
50. **Mirel, I., Konstantinovici, C.** *Optimizarea instalațiilor de filtrare de la uzina de apă subterană a municipiului Timișoara. Lucrările simpozionului național, Soluții noi, în promovarea și execuția structurilor. Secțiunea construcții hidrotehnice, Timișoara, 14-16 Ipr.1971.*
51. **Mirel, I.** *Alimentări cu apă în agricultură. Timișoara, Institutul Politehnic Traian Vuia, **Facultatea de Construcții, 1978.***
52. **Mirel, I.** *Hidraulică și construcții edilitare, **Litografia I.P. "Traian Vuia", Timișoara, 1986***
53. **Mirel, I.** *Alimentarea cu apă și canalizări în agricultura. **Universitatea Tehnică din Timișoara, 1992.***
54. **Mirel, I.** *Stații de deferizare pentru alimentarea cu apă a unei unități industriale. **Inst. pentru cercetare și confort ambiental,14-15 sept. 1994***
55. **Mirel, I.** *Utilizarea filtrării uscate în cadrul proceselor de limpezire a apelor de alimentare. **Timișoara,1997.***
56. **Mirel, I. Florescu, C;** *Instalație de deferizare – demanganizare pentru agenți economici și cvartale de locuințe. **Conferita națională "Instalații pentru construcții și confortul ambiental" Timișoara, 1999.***
57. **Mirel, I. Florescu, C. Stăniloiu, C. Arimia, F.** *Über die wasserversorgungssysteme der Kleinortschaften, **Buletinul Științific al Universității "Politehnica" din Timișoara, Seria Hidrotehnica, martie 2000.***
58. **Negulescu, M. Antoniu, R. Rusu, G. Cusa, E.** *Protecția calității apelor, **Editura Tehnică, București, 1982***
59. **Nguyer,T.** *Einfluss einer organischen Belantung auf die Enteisung von Grundwasser in geschlossenen biologischen Filteranlagen. – Berlin, **Technische Universitat, Institut fur Technischen Umweltschutz, Diss, 2001.***
60. **Nitescu, S.** *Deferizarea și demanganizarea apei, **București, Editura Tehnică, 1977.***

-
61. **Olthoff, R.** *Die Enteisenung und Entmanganung von Grundwasser im Aquifer. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 63, 1986*
62. **Olthoff, R.** *Bedeutung der Boden – Grundwasserbeschaffenheit bei der Enteisenung und Entmanganung von Grundwasser im Aquifer. – Wasser and Boden 4/1988, 188-193.*
63. **Olthoff, R.** *Die Enteisenung von Grundwasser im Aquifer. Aufbereitungsmechanismen, Untersuchungsergebnisse, gwf Waser Abwasser, 1988.*
64. **Pîslărașu, I. Rotaru, N. Teodorescu, M.** *Alimentări cu apă. București, Editura Tehnică, 1970.*
65. **Pietraru, V.** *Calculul infiltrațiilor, Editura Ceres, București, 1970*
66. **Popa, O.** *Mecanica fluidelor, Curs litografiat, I.P. "Traian Vuia", Timișoara, 1975*
67. **Ralf, M.** *Entwicklung von Planungs- und Anwendungskriterien für die In-situ- Aufbereitung eisen- und manganhaltiger Grundwasser. Munchen 1996.*
68. **Rădescu, O.C.** *Protecția calității apelor, Editura Didactică și Pedagogică, București. 1971*
69. **Răuță, C., Cârstea, S.** *Prevenirea și combaterea poluării solului, Editura Ceres, București, 1983*
70. **Reynolds, A.J.** *Curgeri turbulente in tehnică, Editura Tehnică, București, 1982 (traducere)*
71. **Rott, U.** *New aspects of Microbiological and Chemical treatment of drinking Water in the Aquifer. Wat. Supply Vol.6. 1988, S 229-235*
72. **Rott, U.** *Protection of Groundwater Quality by Biochemical Treatment in the Aquifer. IAHS Publ. Nr. 173,1990, S383-390*
73. **Rott, U., Meyerhoff, R.** *Physical, Chemical and Biological Processes in Consequences of In-Situ-Treatment of Groundwater. IAHS Pub. Nr.220, 1993, S. 439-447.*
74. **Stumm, W., Morgan, J.J.** *Aquatic Chemistry. John Wiley and Sons, New York 1981.*

-
75. **Sandu, R.** *Studiul dispersiei substanțelor dizolvate în apă la curgerea prin medii poroase. UTCB. Teză de doctorat, 1998.*
76. **Șumălan, I.** *Accuracy Results of Solute Transport in Groundwater Flow, Buletinul Științific al Universității "Politehnica" din Timișoara, Tom 43(57)/1998.*
77. **Șumălan, I.** *Considerations about the basic equations of solute transport in porous mediam, Buletinul Științific al Universității "Politehnica" din Timișoara, Tom 42(56)/1977*
78. **Teodorescu, M.** *Optimizarea deferizării și demanganizării apei. București, Editura Tehnică, 1979.*
79. **Trofin, E.** *Hidraulică și Hidrologie, Editura Didactică și Pedagogică, București, 1982*
80. **Trofin, E. ; Mănescu, M.** *Hidraulică subterană și protecția calității apelor, Institutul de Construcții București, 1982.*
81. **Trofin P.** *Alimentări cu apă, Editura Tehnică, 1982.*
82. **Turcan, R.** *Bazele mișcării fluidelor prin medii poroase, (vol II), Editura Digital Data, Cluj-Napoca, 2005*
83. **Urban, W.** *Wissenschaftliche Begleitung der In-Situ-Untersuchungen zur subterrestrischen Aufbereitung des Grundwasser des Brunnenfeldes Altmanns in Niederosterreich – Zusammenfassender Endbericht. – Darmstadt, Technische Universität Darmstadt, Institut WAR 2003, (unveroffentl).*
84. **Walton, C.W.** *Handbook of Analytical Groundwater Models, International Groundwater Center, Indiana, 1984*
85. **Wang, F.H.; Anderson, M.P.** *Introduction to Groundwater Modelling, Finite difference an finite element methods, San Francisco, 1984.*
86. **Wolfgang, K. Randolph, R.** *Aquifer Simulation Model – ASM; Gesanthockschule Kassel, 1989.*
87. *** *STAS 9295-88 – Stații de deferizare-demanganizare. Prescripții de studii și proiectare.*
88. *** *H.G. 101/1997- privind caracterul și mărimea zonelor de protecție sanitară.*
89. *** *Directiva 80/923/EEC amendată de Directiva 98/83/EC privind calitatea apei destinată consumului uman.*
90. *** *SR 1343/1- 2006- Apă potabilă*

164 BIBLIOGRAFIE

91. *** *STAS 12277-84- Stații de potabilizare a apei. Studii de proiectare.*
92. *** *Legea 458 din 8 iulie 2002 privind calitatea apei potabile, completată cu legea 311/2004*
93. *** Normativul OMS (Organizația Mondială a Sănătății)
94. *Legea Protecției mediului 137/1995 – Completată cu legea 159/1997*
95. *** <http://ga.water.usgs.gov/>
96. *** <http://www.mmediu.ro/>

ANEXE

ANEXA 1

- Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr.2
- Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.2

ANEXA 2

- Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr. 3
- Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.3

ANEXA 3

- Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr. 5
- Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.5

ANEXA 4

- Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr. 7
- Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.7

ANEXA 5

- Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr. 8
- Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.8

ANEXA 6

- Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr. 9
- Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.9

ANEXA 7

- Comparație între adsorbția de fier din punctul de prelevare nr. 9 și punctul de prelevare nr.3 (ziua 11)
- Variația adsorbției de fier în corpul de probă în punctul de prelevare nr. 9 și în punctul de prelevare nr. 3 (ziua 11)

ANEXA 8

- Comparație între adsorbția de fier din punctul de prelevare nr. 9 și punctul de prelevare nr.3 (ziua 14)
- Variația adsorbției de fier în corpul de probă în punctul de prelevare nr. 9 și în punctul de prelevare nr. 3 (ziua 14)

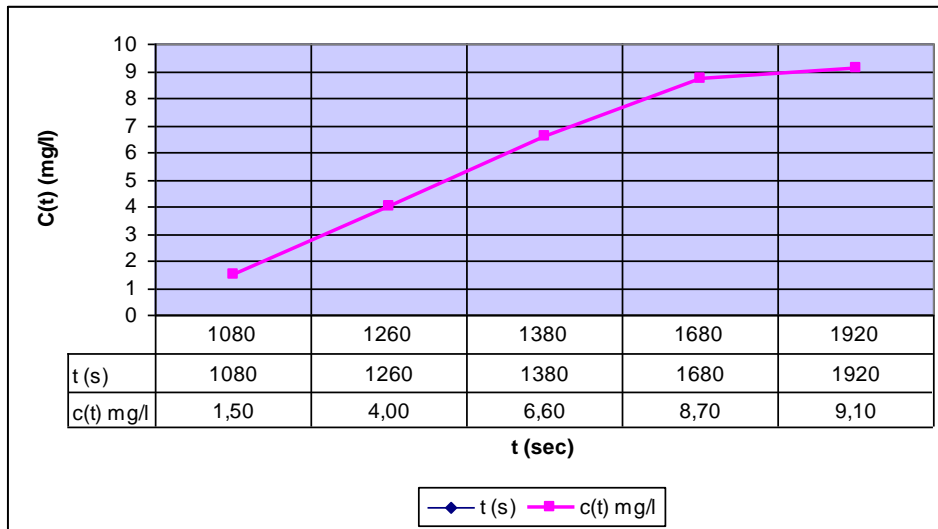
ANEXA 9

- Comparație între adsorbția de fier din punctul de prelevare nr. 9 și punctul de prelevare nr.3 (ziua 17)
- Variația adsorbției de fier în corpul de probă în punctul de prelevare nr. 9 și în punctul de prelevare nr. 3 (ziua 17)

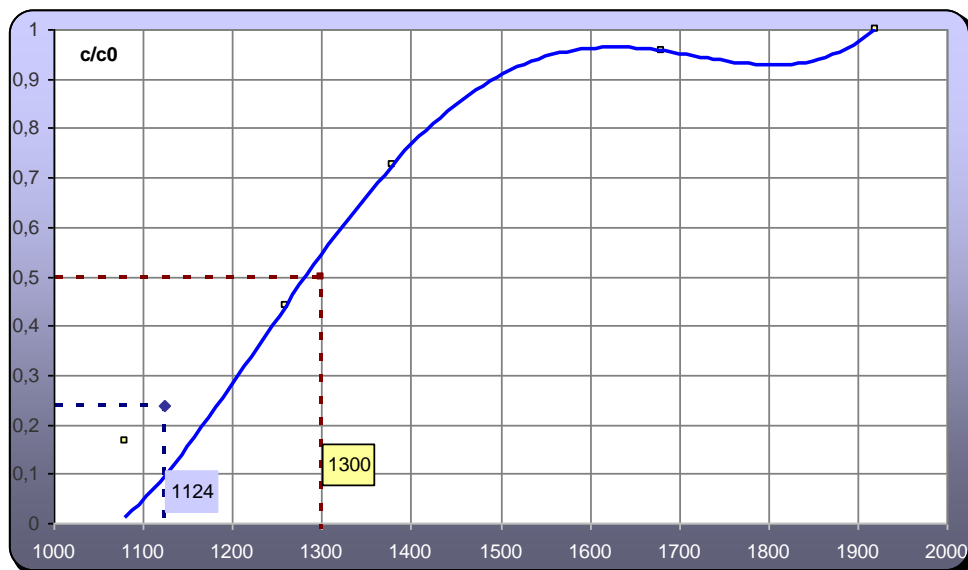
ANEXA 10

- Fotografii din timpul experimentului

ANEXA 1

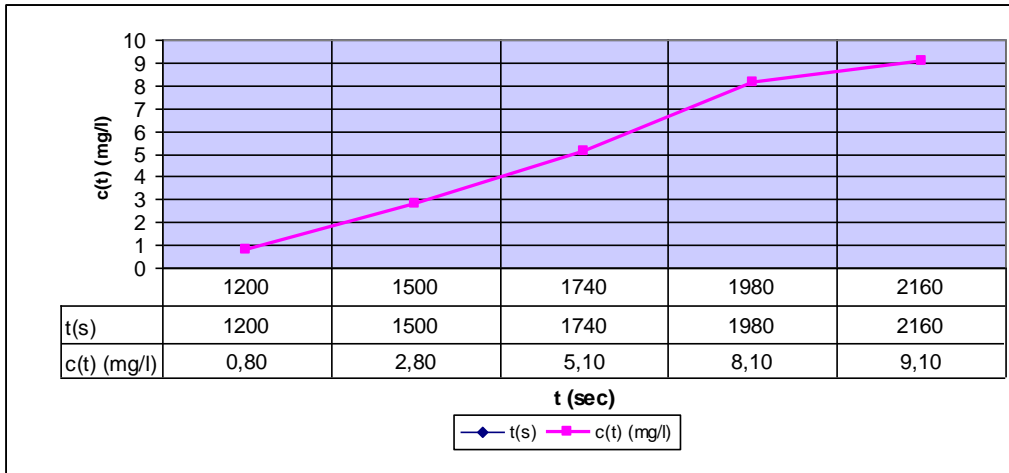


Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr. 2

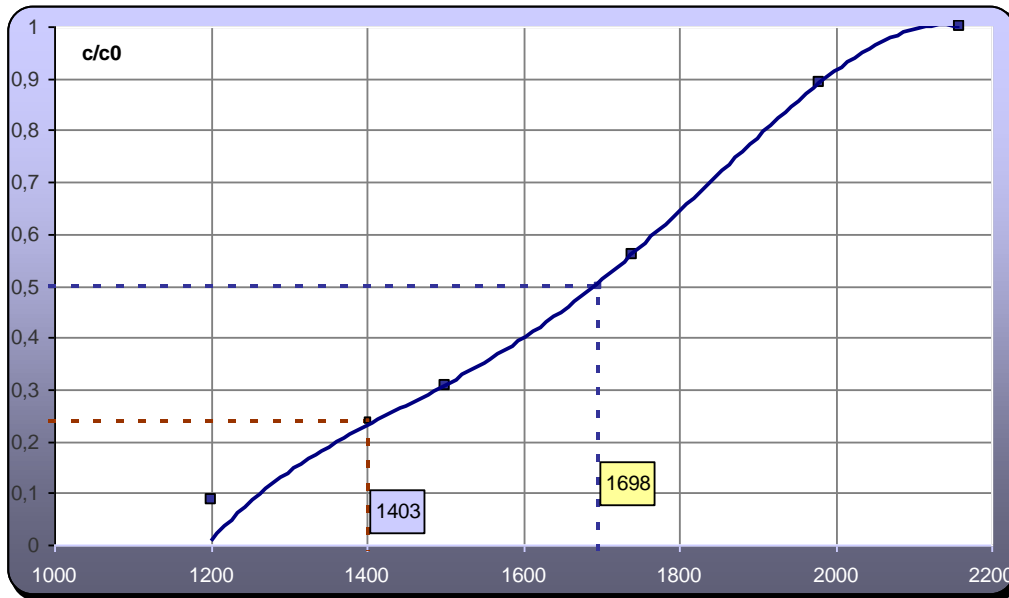


Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.2

ANEXA 2

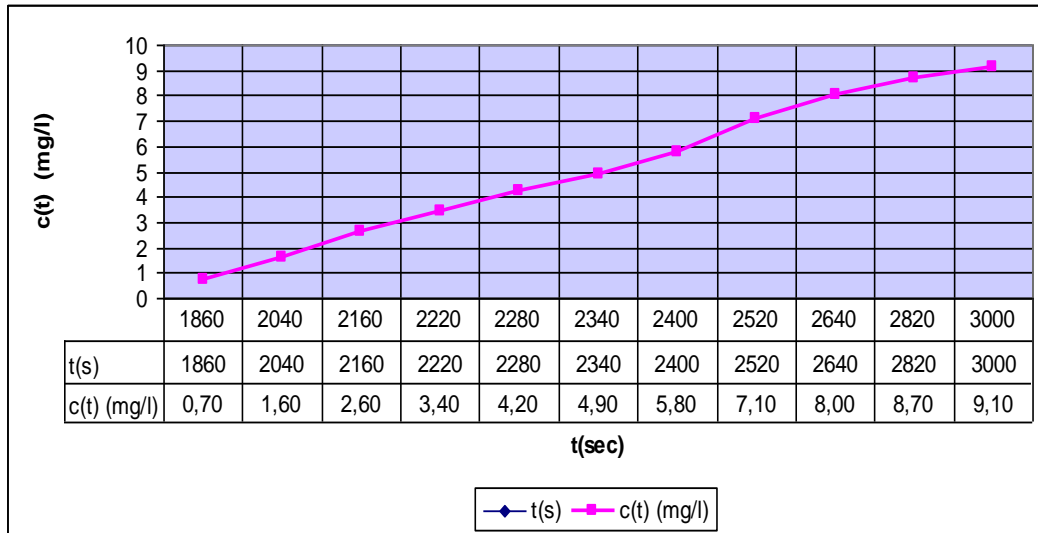


Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr. 3

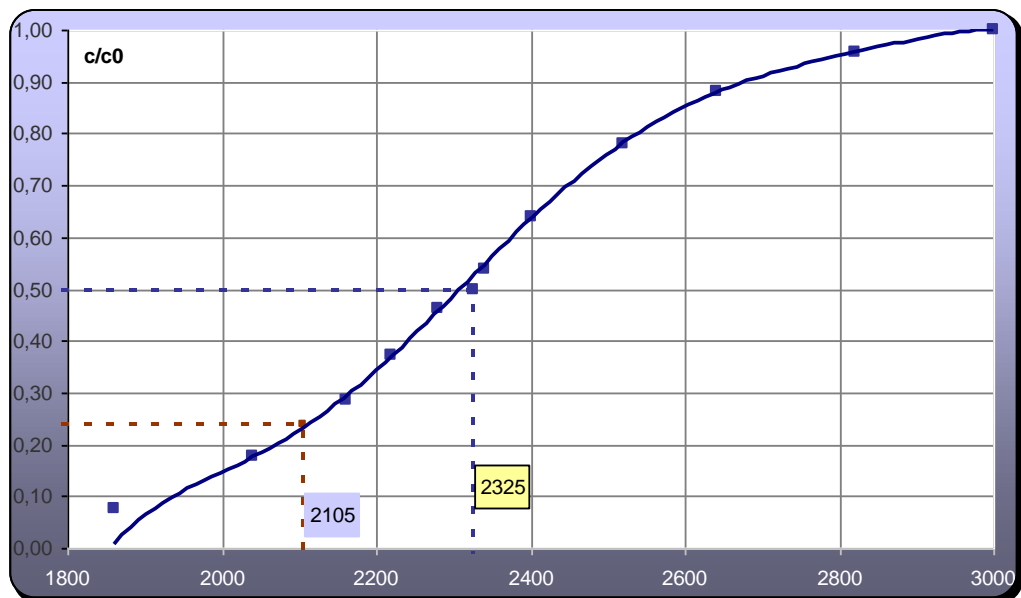


Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.3

ANEXA 3

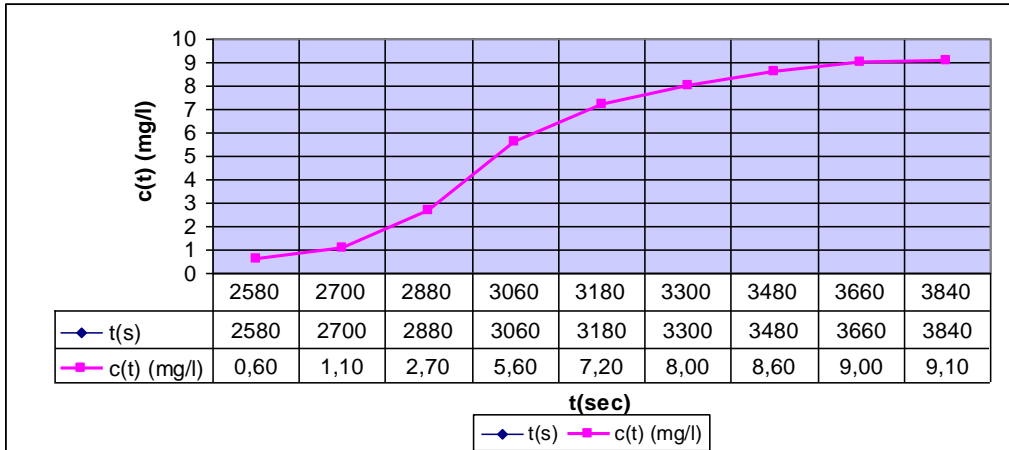


Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr. 5

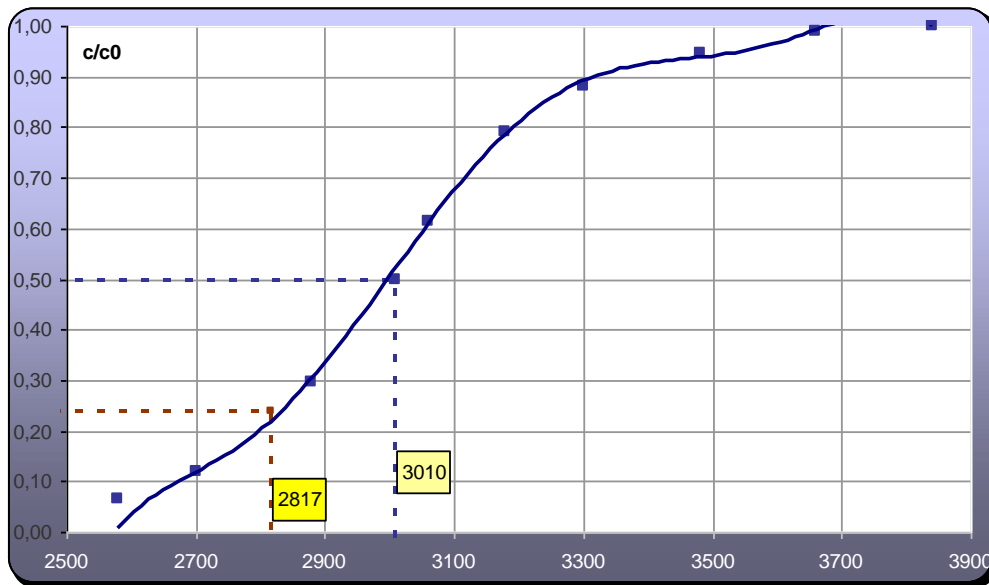


Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.5

ANEXA 4

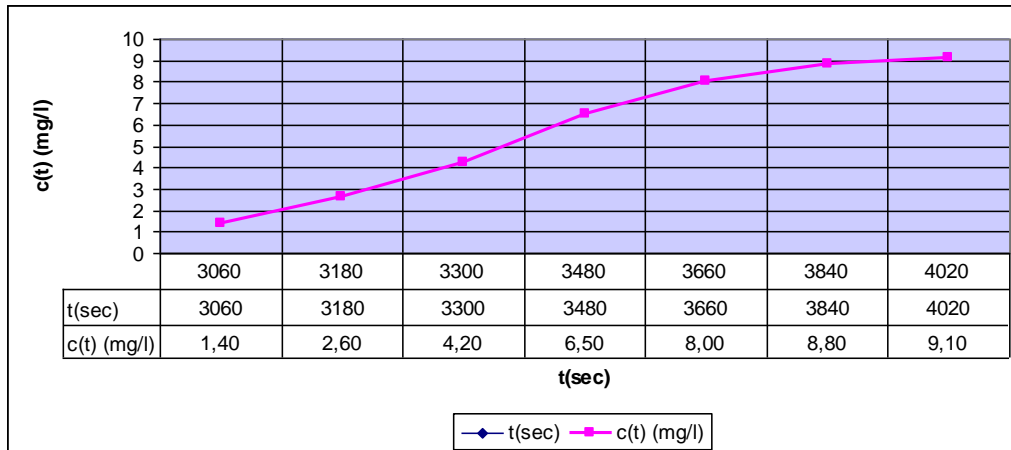


Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr. 7

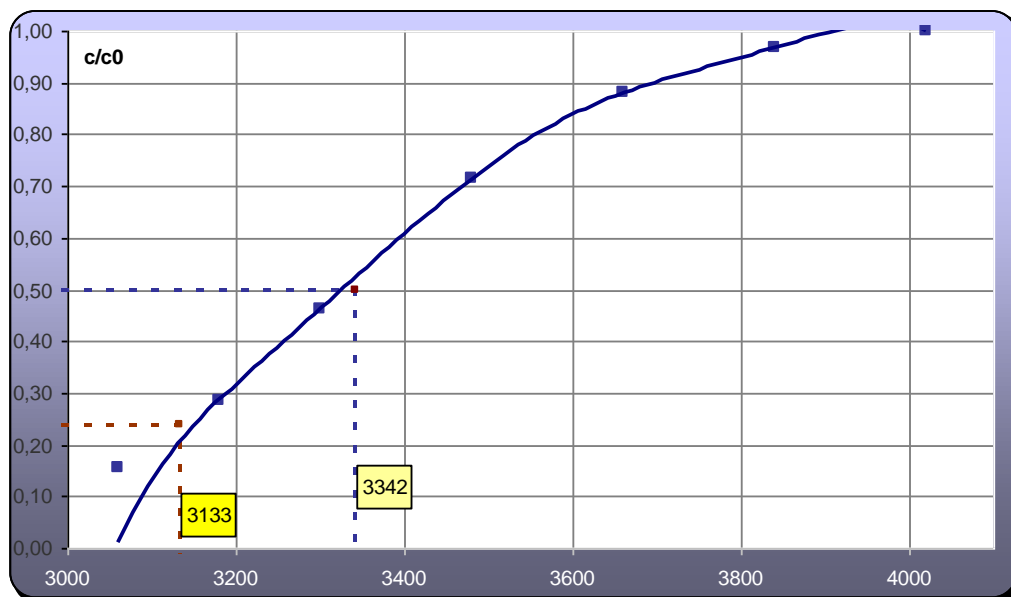


Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.7

ANEXA 5

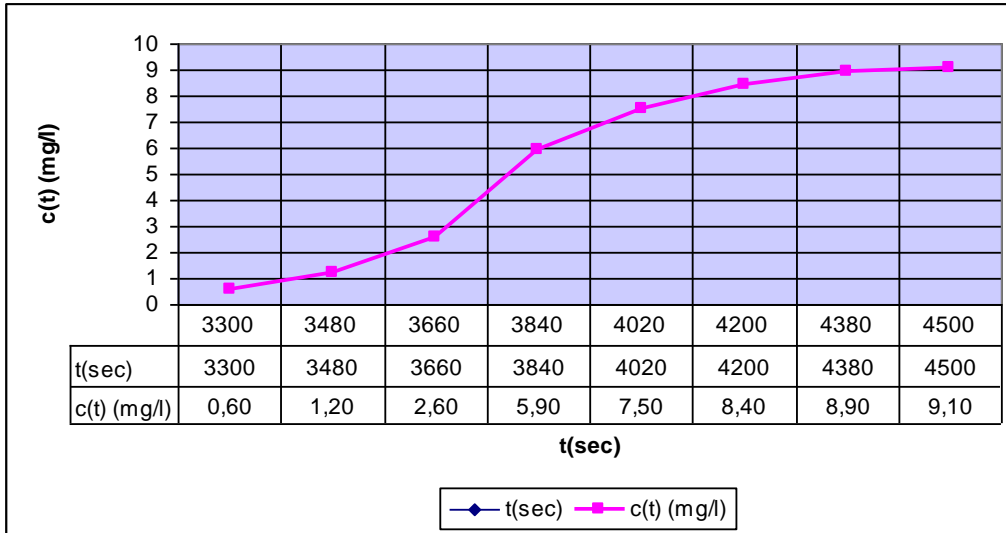


Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr. 8

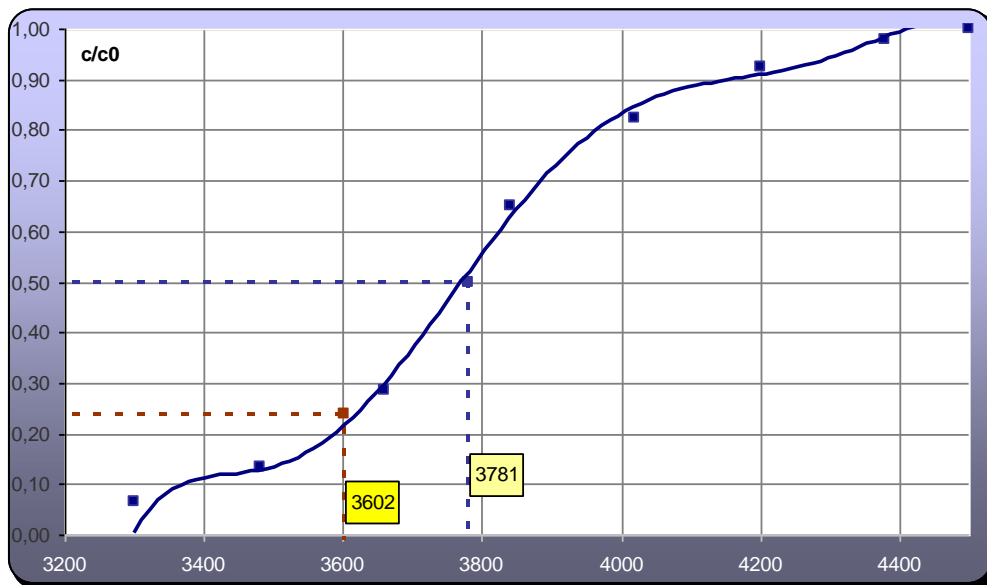


Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.8

ANEXA 6

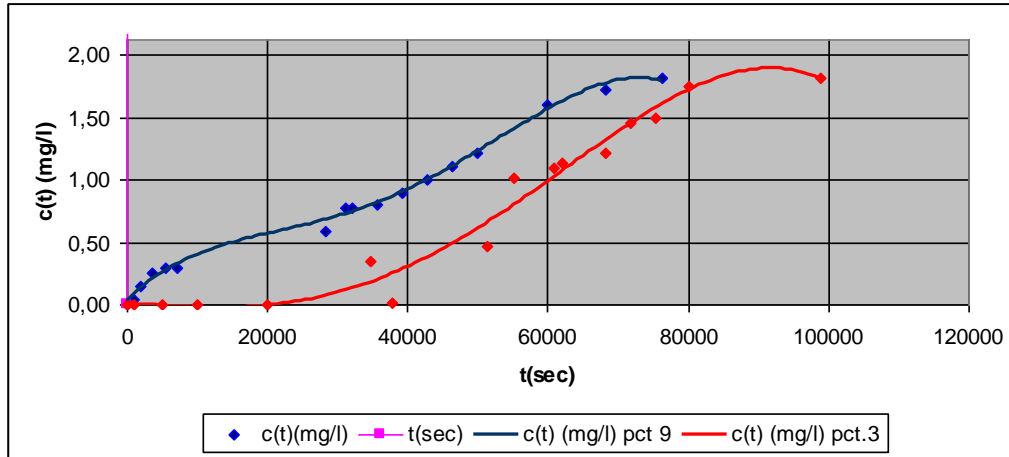


Variația concentrației de NaCl în punctul de prelevare nr. 9



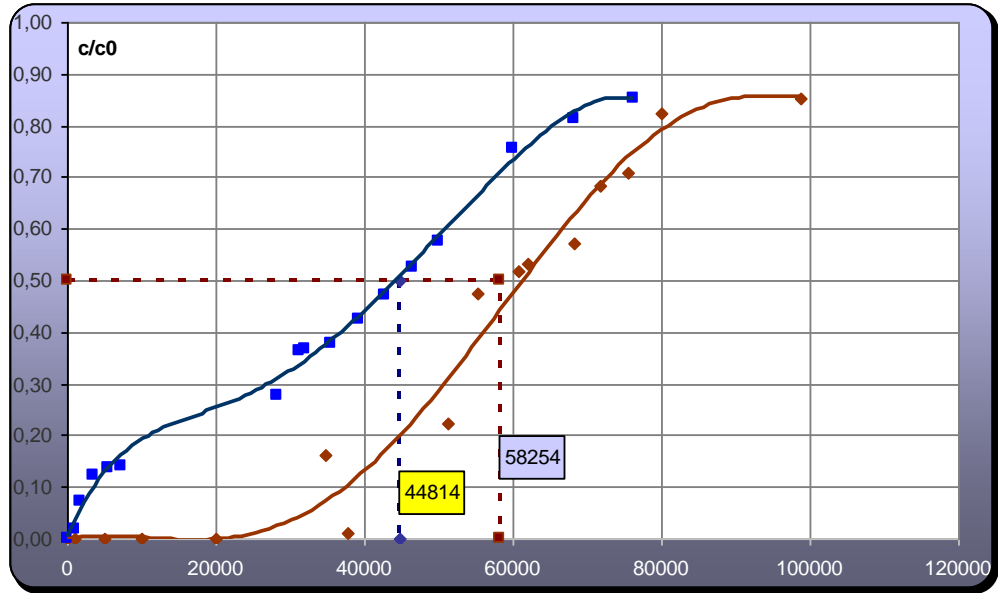
Determinarea timpului în care concentrația de NaCl ajunge la 24 % respectiv 50 % din concentrația inițială în punctul de prelevare nr.9

ANEXA 7



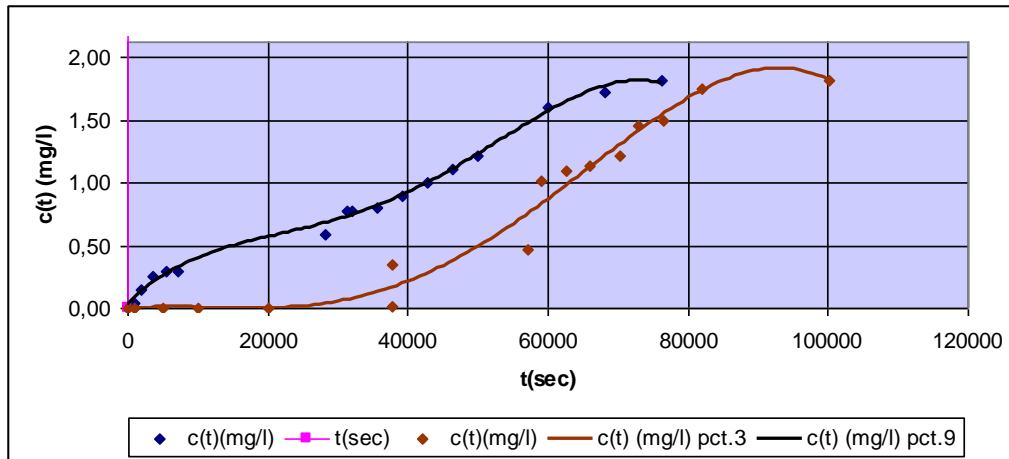
Punctul de prelevare nr.9		Punctul de prelevare nr.3	
$t(sec)$	$c(t)(mg/l)$	$t(sec)$	$c(t)(mg/l)$
0	0	0	0
900	0,04	1000	0
1800	0,15	5000	0
3600	0,26	10000	0
5400	0,29	20000	0
7200	0,3	37680	0,02
28200	0,59	34720	0,34
31200	0,77	51240	0,47
31980	0,78	55160	1,01
35580	0,8	60720	1,1
39180	0,9	62062	1,13
42780	1	68300	1,21
46380	1,11	71800	1,45
49980	1,22	75400	1,5
60000	1,6	80000	1,75
68200	1,72	98850	1,81
76200	1,81		

Comparație între adsorbția de fier din punctul de prelevare nr. 9 și punctul de prelevare nr.3 (ziua 11)



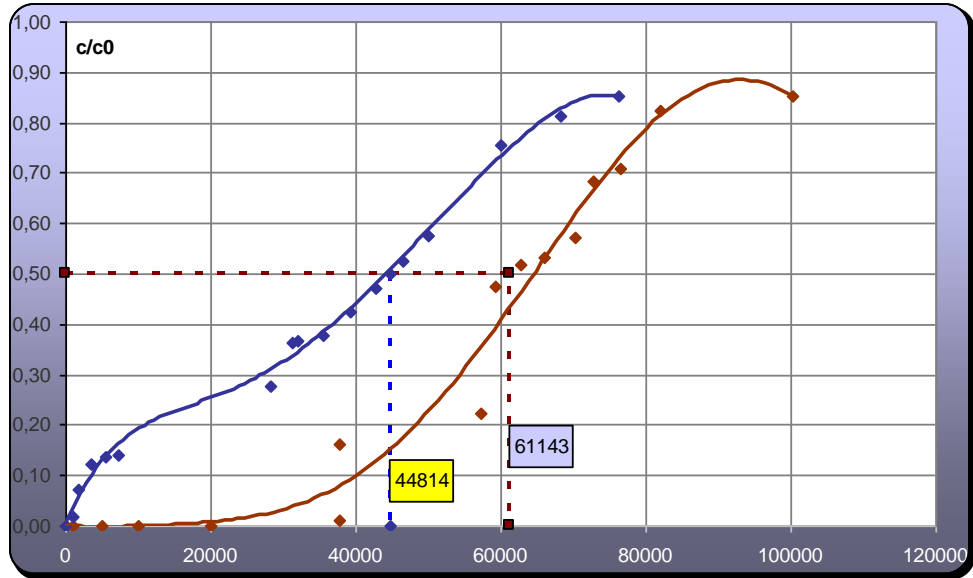
Variația adsorbției de fier în corpul de probă în punctul de prelevare nr. 9 și în punctul de prelevare nr. 3 (ziua 11)

ANEXA 8



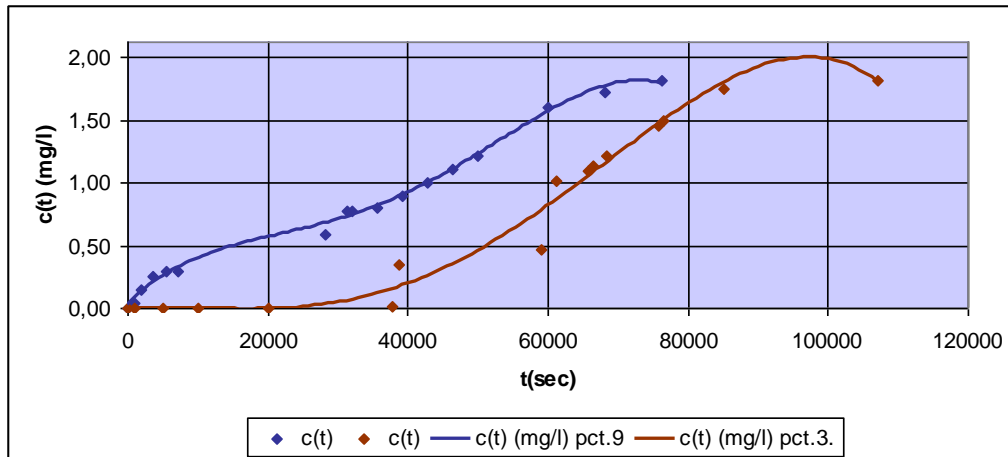
Punctul de prelevare nr.9		Punctul de prelevare nr.3	
t(sec)	c(t)(mg/l)	t(sec)	c(t)(mg/l)
0	0,00	0	0,00
900	0,04	1000	0,00
1800	0,15	5000	0,00
3600	0,26	10000	0,00
5400	0,29	20000	0,00
7200	0,30	37680	0,02
28200	0,59	37720	0,34
31200	0,77	57240	0,47
31980	0,78	59160	1,01
35580	0,80	62720	1,10
39180	0,90	65900	1,13
42780	1,00	70300	1,21
46380	1,11	72800	1,45
49980	1,22	76400	1,50
60000	1,60	82050	1,75
68200	1,72	100200	1,81
76200	1,81		

Comparație între adsorbția de fier din punctul de prelevare nr. 9 și punctul de prelevare nr.3 (ziua 14)



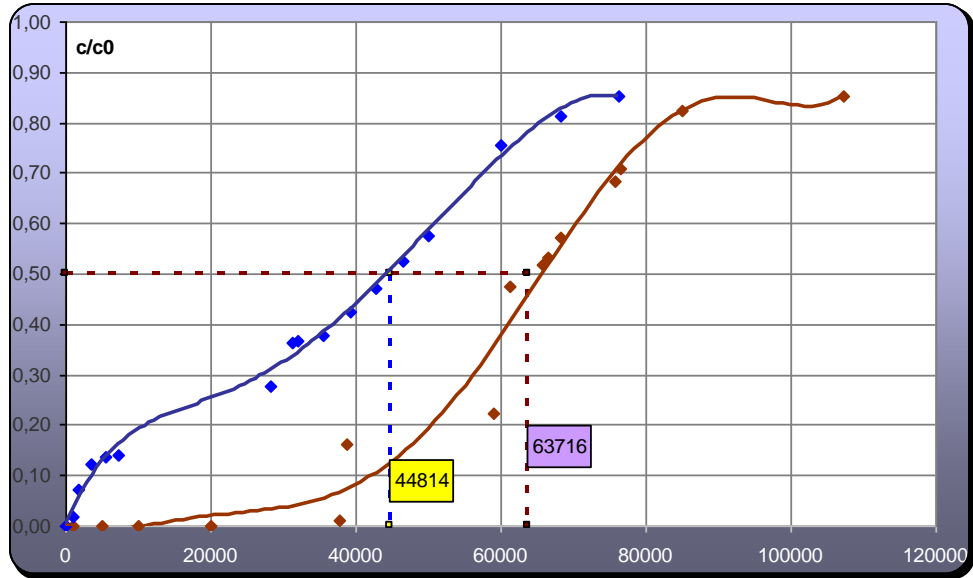
Variația adsorbției de fier în corpul de probă în punctul de prelevare nr. 9 și în punctul de prelevare nr. 3 (ziua 14)

ANEXA 9



Punctul de prelevare nr.9		Punctul de prelevare nr.3	
<i>t(sec)</i>	<i>c(t)(mg/l)</i>	<i>t(sec)</i>	<i>c(t)(mg/l)</i>
0	0,00	0	0,00
900	0,04	1000	0,00
1800	0,15	5000	0,00
3600	0,26	10000	0,00
5400	0,29	20000	0,00
7200	0,30	37680	0,02
28200	0,59	38720	0,34
31200	0,77	58940	0,47
31980	0,78	61200	1,01
35580	0,80	65720	1,10
39180	0,90	66500	1,13
42780	1,00	68300	1,21
46380	1,11	75800	1,45
49980	1,22	76400	1,50
60000	1,60	85050	1,75
68200	1,72	107200	1,81
76200	1,81		

Comparație între adsorbția de fier din punctul de prelevare nr. 9 și punctul de prelevare nr.3 (ziua 17)



Variația adsorbției de fier în corpul de probă în punctul de prelevare nr. 9 și în punctul de prelevare nr. 3 (ziua 17)

ANEXA 10



Foto.1.



Foto.2.



Foto.3.



Foto.4.



Foto.5.