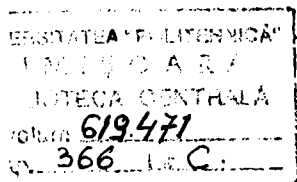


**UNIVERSITATEA "POLITEHNICA" DIN TIMIȘOARA  
FACULTATEA DE HIDROTEHNICĂ**



**CONTRIBUȚII LA STUDIUL EVOLUȚIEI ȘI EFECTELOR  
POLUĂRII ÎN ACVIFERELE EXPLOATATE**

**TEZĂ DE DOCTORAT**

**CONDUCĂTOR ȘTIINȚIFIC**

**DOCTORAND**

**Prof.dr.ing. IOAN DAVID**

**Șt. ing. ȘUMĂLAN IOAN**

**TIMIȘOARA  
1997**

## CUPRINS

	Pag.
<b>Cap.1 Introducere</b> .....	1
1.1 Rolul și importanța apelor subterane .....	1
1.2 Poluarea acviferelor .....	2
<b>Cap.2 Ecuațiile generale ale mișcării apei și transportului poluanților în acvifere</b> .....	7
2.1 Ecuațiile generale ale mișcării apei în acvifere .....	7
2.2 Transportul poluanților în acvifere.....	10
2.2.1 Procese caracteristice poluării acviferelor .....	10
2.2.2 Formele generale ale ecuației de transport .....	19
2.2.2.1 Deducerea ecuației de transport pe bază de bilanș.....	19
2.2.2.2 Deducerea ecuației de transport pe baza teoremei transportului ..	21
2.2.3 Condiții la limită și inițiale .....	24
<b>Cap.3 Metode de rezolvare a ecuațiilor de transport</b> .....	27
3.1 Metode analitice .....	27
3.1.1 Exemple de soluții analitice în cazul unidimensional .....	27
3.1.2 Exemple de soluții analitice în cazul bidimensional și tridimensional	30
3.2 Metode numerice de rezolvare a ecuațiilor de transport.....	35
3.3 Metoda drumului aleator (Random Walk).....	39
3.4 Metoda folosită și descrierea programului utilizat în lucrare.....	41
<b>Cap.4 Studiu de caz. Frontul de captări subterane de alimentare cu apă a municipiului Arad</b> .....	46
4.1 Prezentarea generală a frontului de capture.....	46
4.2 Caracterizarea geografică și hidrologică .....	47
4.3 Caracterizarea hidrogeologică .....	48
4.4 Surse potențiale de poluare și caracterizarea lor .....	55
<b>Cap.5 Modelarea numerică a curgerii și transportului poluanților în conul de dejecție al Mureșului</b> .....	59
5.1 Scopul modelării .....	59
5.2 Realizarea modelelor numerice.....	61
5.2.1 Modelul HIDR_FR .....	62
5.2.2 Modelul HIDR_MA .....	69
5.2.3 Modelul POL_FR .....	74
5.2.4 Modelul POL_MA .....	75
<b>Cap. 6 Variante de simulare și rezultate obținute</b> .....	77
6.1. Varianta I.Injecție permanentă în stratul freatic .....	77
6.2. Varianta II.Injecție instantanee în stratul freatic (10 ani) .....	78
6.3. Varianta III.Injecție instantanee în stratul freatic (100 ani) .....	79
6.4 Varianta III.Injecție instantanee în stratul de medie adâncime .....	79
<b>Cap. 7 Concluzii</b> .....	81
<b>Bibliografie</b> .....	125
<b>Anexa 1. Lista tabelor</b> .....	131
<b>Anexa 2. Lista figurilor</b> .....	132

# Cap.1. Introducere

## 1.1 Rolul și importanța apelor subterane

Element indispensabil vieții, factor al progresului și marfă în același timp, apa constituie o resursă importantă a oricărei țări. Aflându-se într-un permanent circuit natural apa este distribuită neuniform din punct de vedere geografic, respectiv continental. La nivel planetar repartiția resurselor de apă este prezentată în figura 1.1 iar la scara Europei în tabelul 1.1 în care se remarcă ponderea masivă a apelor subterane.

Tabelul 1.1 Repartiția resurselor de apă în Europa [97]

	Specificare	Volum kmc		%	
1	Ape subterane	1 000 000		99.34	
2	Ape de suprafață	râuri	132	2580	0.25
		lacuri	2027		
		acumulări	422		
3	Ghețari	4090		0.41	
Total		1 006 670		100	

La nivel european cerințele de apă sunt dictate de dezvoltarea economică și implicit de numărul de locuitori în timp ce asigurarea cu resurse cunoaște nivele diferite. Situația resurselor de apă pe nivele în țările Europei este prezentată în tabelul 1.2.

Asigurarea cerințelor de apă se face din surse interne naționale de diverse forme sau din surse de suprafață comune mai multor țări, drept consecință a rețelei hidrografice existente și granițelor statale actuale.

În contradicție cu datele prezentate în tabelul 1.1 elementul esențial în asigurarea cerințelor de apă îl constituie scurgerea naturală dependentă la rândul ei de precipitații. Estimând precipitațiile medii anuale la scara continentului la 300 mm/an ar rezulta 700 m<sup>3</sup>/an.loc. [97], ceea ce ar putea concluziona că nu există probleme în asigurarea necesarului de apă, aceasta reprezentând o concluzie falsă.

Variația regională a resurselor, respectiv variațiile de tip sezonier și anual fac mai mult decât necesară gestionarea acestor resurse de la caz la caz.

În figura 1.2 este prezentată sintetic situația consumurilor de apă în țările europene cu

Tabelul 1.2 Nivele de disponibilitate ale apei în țările Europei

	Nivel de disponibilitate	Volum de apă 1000 m <sup>3</sup> /an.loc	Țări reprezentate %
1	Extrem de scăzut	< 1	36
2	Foarte scăzut	1 - 2	
3	Scăzut	2 - 5	
4	Mediu	5 - 10	32
5	Peste medie	10 - 20	32
6	Înaltă	20 - 50	
7	Foarte înaltă	> 50	

inclusiunea tuturor folosințelor de apă. Asigurarea cerințelor de apă are loc în principal pe seama surselor de suprafață (având mari variații în asigurare) iar în ordine, următoarea sursă o constituie cea subterană. Asigurarea cu apă potabilă însă în țările Europei are loc într-un procent ridicat din sursele subterane.

Evoluția necesarului de apă a evoluat în ultimii 20 de ani (figura 1.3) înregistrându-se stabilizări sau chiar descreșteri cauzate de caracterul limitat al resurselor de apă respectiv prin gestionarea judicioasă a acestora și reducerea pierderilor de apă.

Importanța surselor de apă subterană derivă din următoarele particularități-proprietăți:  
-stabilitatea cantitativă și calitativă în condițiile unei exploatare raționale și evitarea poluării;

-viteze mici de curgere a apei în acvifere ceea ce duce la durate mari de cantonare;

-localizarea dificilă a rezervelor ceea ce implică prospectarea cantitativă și calitativă costisitoare.

## 1.2 Poluarea acviferelor

Referitor la resursele de apă termenul de "impurificare" se definește ca și modificarea proprietăților fizice, chimice și bacteriologice ale apei având drept consecință restricții de folosințe pentru consumatori.

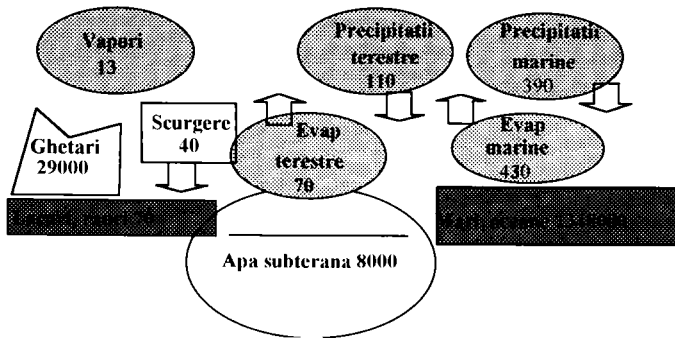


Figura 1.1 Repartiția surselor de apă (1000 kmc) la nivel planetar (sursă UNEP 1991)

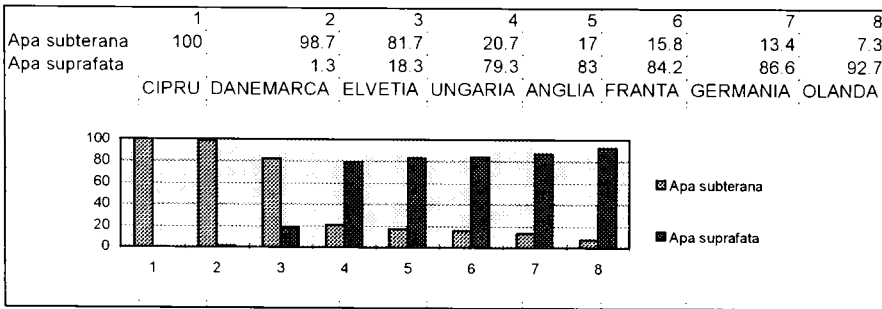


Figura 1.2 Asigurarea cerințelor de apă pe tipuri de surse în țări europene

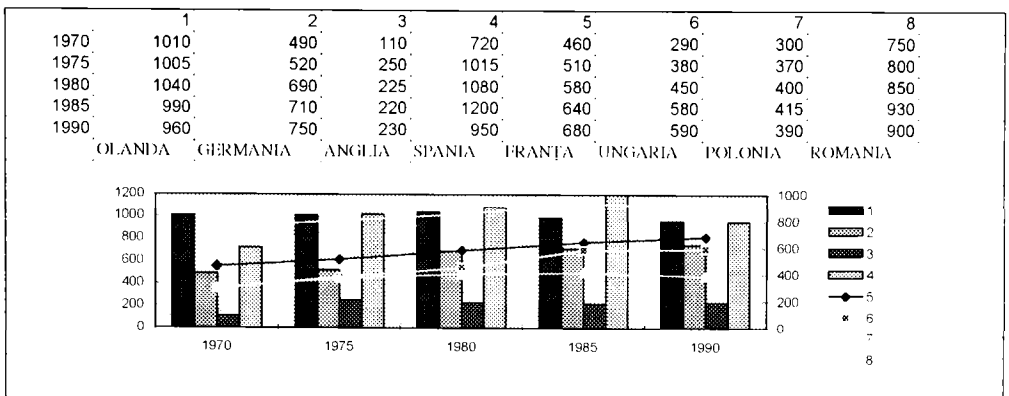


Figura 1.3 Evoluția necesarului de apă în unele țări europene

Impurificarea apelor subterane are loc în principal sub două forme (surse): naturală și artificială, ultima acceptându-se drept "poluare" având cauză activitatea umană.

Impurificarea naturală a acviferelor este rezultatul proceselor de natură fizică și chimică ce au loc în mod natural prin transferul impurităților din aer, sol sau apele de suprafață. Apele subterane cantonate în acvifere ce comunică hidraulic cu formațiunile geologice sau vulcanice vor fi influențate de acestea din urmă pe seama mișcării naturale a apei subterane. Scurgerea naturală superficială a apei și infiltrarea ulterioară constituie o altă modalitate de impurificare a apelor subterane.

Impurificarea artificială sau poluarea acviferelor se manifestă prin diverse forme ca urmare a complexității activității umane. Clasificarea formelor de poluare s-ar putea face pe seama surselor de poluare schematizate în următoarele clase:

**a) Surse industriale** reprezentând pe departe cea mai mare amenințare la adresa apelor subterane atât din punct de vedere calitativ cât și cantitativ. Se remarcă ca și surse de poluare ramurile industriale: chimia și petrochimia, producerea celulozei și hârtiei, metalurgia. Tot aici pot fi incluse ramurile industriale care prin tehnologii specifice folosesc substanțe radioactive. Depozitele subterane și instalațiile de transport a produselor petroliere prezintă un anumit grad de nesiguranță în exploatare care crește în timp datorită acțiunii la care sunt supuse și care conduc la scurgeri de produse poluante. Conținând hidrocarburi cu o mare solubilitate în apă (20-80 mg/l pentru benzină) aceste produse își fac simțită prezența chiar la concentrații mai mici de 0.005 mg/l.

**b) Sursele miniere** de poluare a apelor subterane sunt reprezentate de apele de mină evacuate din galeriile subterane de exploatare și nu în ultimul rând de infiltrațiile care au loc în zonele haldelor de steril.

**c) Sursele agricole** au devenit în ultimii ani importanți poluatori ai apelor subterane ca urmare a chimizării agriculturii în sensul folosirii intensive a îngrășămintelor chimice și a insecto-fungicidelor. Apele din precipitații sau irigații asigură diluția compușilor chimici iar prin infiltrare transferul acestora în stratele freatice și apoi în funcție de condițiile hidraulice în stratele de adâncime. Marile complexe zootehnice de creștere și îngrășare a animalelor și păsărilor proiectate pentru mari capacități de producție folosesc tehnologii de producție ce au la bază scheme ce folosesc apa. Din această cauză debitele însemnate de ape uzate rezultate, dificultățile date de epurarea lor și concentrațiile înalte ale diversilor compuși chimici fac ca aceste complexe să se constituie în mari surse de poluare a apelor de suprafață și implicit a

apelor subterane. Tehnologiile de irigare folosind ape uzate, deși promovate susținut în ultimii ani prin dificultățile pe care le întâmpină nu au reușit decât în mică măsură să reducă din intensitatea acestor surse de poluare.

**d) Sursele casnice** de poluare sunt reprezentate de apele uzate menajere rezultate din centrele populate care poluează apele subterane prin diverse căi: depozitarea în fose septice ce prezintă infiltrații necontrolate, scurgeri pe rețelele de canalizare ale centrelor populate. Tot în această clasă pot fi încadrate rampele de gunoarie ale marilor centre urbane organizate la nivelul cel mai elementar (constând dintr-o simplă împrejmuire) care permit infiltrația apelor pluviale din zonă și pe această cale poluarea apelor subterane. Ca o sinteză a celor arătate mai sus sursele de poluare a apelor subterane și poluanții posibili aferenți acestora sunt prezentate în tabelul 1.3. Pe baza surselor de poluare prezentate, concentrațiile principalilor constituenți ai apelor subterane sunt prezentate în tabelul 1.4.

Tabelul 1.3 Principalii agenți poluatori ai apelor subterane

Nr.crt.	Sursa de poluare	Poluanți posibili
1	Depozite de deșeuri menajere	metale grele, Na <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup>
2	Depozite de deșeuri industriale	compuși organici și anorganici
3	Canalizări urbane	compuși organici, detergenți, solvenți, sulfați, compuși microbiologici
4	Agricultură	Ingrășăminte chimice ierbicide, pesticide
5	Irigații cu ape uzate și engrășăminte pe brazde, nămol	metale grele, compuși organici și anorganici
6	Infiltrații ale apelor pluviale	compuși organici metale grele compuși petrochimici
7	Depozite radioactive	radionuclizi radioactivitate

Poluarea apelor subterane are drept consecință restricții pentru diversele folosințe consumatoare. Restricțiile sunt reprezentate prin condițiile tehnice și de calitate pe care trebuie să le îndeplinească apa pentru o anumită folosință exprimate prin indicatori de calitate prevăzuți de standarde [106], [107].

În tabelul 1.5 se prezintă o situație comparativă privind valorile maxime admise aferente unor indicatori de calitate valabile în alte țări [33] în vederea unei comparații cu cele autohtone.

Tabelul 1.4 Sursele și concentrațiile constituenților din apele subterane

	Constituent	Sursa naturală	Concentrație medie (mg/l)
1	Reziduu fix	minerale dizolvate în apă	5000
2	Azot	atmosferă, agricultură, zootehnie	< 10
3	Sodiu	feldspați, minerale argiloase, deșeuri industriale	< 200
4	Potasiu	feldspați, mîce, minerale argiloase	< 10
5	Calciu	gips, amfibolite, calcite, dolomite	< 100
6	Magneziu	pirite, dolomite, magnezite	< 50
7	Carbonați Bicarbonați	dolomite	10-50
8	Cloruri	roci sedimentare	< 10 zone umede 1000 zone aride
9	Sulfați	gipsuri, anhidrite	< 300
10	Silice	feldspați, minerale argiloase	1-30
11	Fier	magnetite, minerale feroase, mîce	0,1-0,5
12	Mangan	roci sedimentare, metamorfice, biotite, blende	10

Tabelul 1.5 Indicatori de calitate pentru diverse folosințe de apă în alte țări [33]

	Indicator	Valori maxime admise					
		Apă potabilă				Cursuri de apă	
		1	2	3	4	2	3
1	PH	6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5	-	-
2	Solide totale dizolvate (mg/l)	1000	-	500	500	-	-
3	Suspensii (mg/l)					25	< 100
4	Oxygen dizolvat (mg/l)					5-9	5-9
5	Azot	10	-	10	10	-	-
6	Fosfor	-	5	-	-	-	-
7	BOD					3-6	
8	Sodiu	200	150-175				
9	Clor	250	25	250	250		
10	Sulf	400	25	500	250		
11	Aluminiu	0,2	0,2	-	-	-	0,005-1
12	Cupru	1,0	0,1	1,0	1,0	0,005-0,112	0,002-0,004
13	Fier	0,3	0,3	0,3	0,3	-	0,3
14	Produse petroliere	-	0,01	-	-	-	-
15	Benzen	10	-	-	5	-	300
16	Fenoli	-	0,5	2	-	-	1
17	Detergenți	-	0,2	-	0,5	-	-
17	Coliformi	0,3	-	10	1	-	-

1-Organizația Mondială a Sănătății  
2-Comunitatea Europeană

3-Canada  
4-Stările Unite ale Americii



## Cap.2 Ecuțiile generale ale mișcării apei și transportului poluanților în acvifere

### 2.1 Ecuțiile generale ale mișcării

Particularitățile mișcării apelor subterane în acvifere sunt date de mișcarea fazei lichide (apa subterană) în mediul poros caracterizat prin porozitate și permeabilitate. Studiul mișcării apei după legile generale ale hidrodinamicii în structura reală a mediului poros, adică într-un sistem complex de canale interconectate cu frontieră rigidă este imposibilă, motiv pentru care se introduce modelul de mediu continuu având caracteristici fizice punctuale. Mărimile fizice caracteristice mișcării apei în mediul poros considerat ca mediu continuu, obținute prin mediere asupra unui volum reprezentativ al structurii reale sunt porozitatea, presiunea și înălțimile piezometrice, viteza de filtrare, impulsul, momentul impulsului, etc.[22].

Ecuțiile generale ale mișcării se obțin pe baza principiilor mecanicii mediilor continue aplicate mediului poros ca mediu continuu la care se adaugă explicitarea tensiunilor forțelor de frecare ce se opun mișcării apei prin mediul poros (ecuații constitutive) și ecuația de stare.

Ecuția de continuitate are forma generală:

$$\frac{\partial(\rho n_e)}{\partial t} + \nabla \cdot \rho \vec{v}_f = \begin{cases} 0 \\ \pm \rho q \end{cases} \quad (2.1)$$

în care:

- $\rho$  densitatea apei, [ML<sup>-3</sup>];
- $n_e$  porozitatea efectivă a mediului poros;
- $\vec{v}_f$  viteza efectivă de filtrație obținută din viteza reală de mișcare a apei multiplicată

cu valoarea porozității efective ( $v_f = n V$ ), [LT<sup>-1</sup>];

- $q$  surse distribuite pe unitatea de volum de mediu poros [T<sup>-1</sup>].

Introducând variabila coeficient de înmagazinare  $S$  și considerând porozitatea și densitatea constante primul termen al ecuației (2.1) se poate scrie sub forma:

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial(\rho n_e)}{\partial t} = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.2)$$

Cu (2.2) ecuația (2.1) ia forma (2.3) unde prin  $h$  s-a notat înălțimea piezometrică.

$$-\nabla \vec{v} = S \frac{\partial h}{\partial t} \pm q \quad (2.3)$$

In cazul unui sistem de coordonate cu axa OZ după verticala ascendentă

$$h = \frac{p}{\rho g} + z \quad (2.4)$$

unde cu  $p$  s-a notat presiunea.

In cazul mișcării cu nivel liber coeficientul de înmagazinare  $S$  este egal cu porozitatea  $n$ . In cazul mișcării sub presiune  $S$  are ordinul de mărime  $10^{-2}$ - $10^{-5}$ .

Ecuatia de mișcare în ipotezele neglijării efectelor inerțiale este dată de forma generală diferențială a legii lui Darcy :

$$\vec{v} = -k \nabla h \quad (2.5)$$

unde  $k$  este coeficientul de filtrație, o mărime care depinde de structura mediului poros și de fluid. Pentru mediile poroase neomogene  $k = k(x, y, z)$ , iar pentru mediile poroase omogene

$$k = \text{const.}$$

Pentru mediile anizotrope coeficientul de filtrație se exprimă printr-un tensor de ordinul doi iar ecuația (2.5) are forma vectorială:

$$\vec{v} = -\vec{k} \cdot \nabla h \quad (2.6)$$

respectiv forma matricială:

$$\begin{bmatrix} V_x \\ V_y \\ V_z \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} k_{xx} & k_{xy} & k_{xz} \\ k_{yx} & k_{yy} & k_{yz} \\ k_{zx} & k_{zy} & k_{zz} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \frac{\partial h}{\partial x} \\ \frac{\partial h}{\partial y} \\ \frac{\partial h}{\partial z} \end{bmatrix} \quad (2.7)$$

In cazul când axele de coordonate sunt dirijate după direcțiile principale  $k_{xy} = k_{yx} = k_{xz} = k_{zx} = k_{yz} = k_{zy} = 0$ .

Inlocuind (2.6) în (2.3) se obține ecuația generală de mișcare a apei în mediile poroase:

$$-\nabla \left( \vec{k} \cdot \nabla h \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} \pm q \quad (2.8)$$

sau prin explicitarea în cazul tridimensional și sistem de coordonate cu axele dirijate după direcțiile principale:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( k_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( k_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( k_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} \pm q \quad (2.9)$$

Formele particulare ale ecuației generale (2.8) se obțin prin precizări suplimentare asupra termenilor componenți, tipului de acvifer și numărul de variabile spațiale luate în considerare ( în majoritatea cazurilor practice două) după cum urmează:

-strat acvifer sub presiune neomogen și anizotrop:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( T_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( T_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.10)$$

unde cu  $T_i = k_i m$ , ( $i = x, y$ ) s-au notat transmisivitățile acviferului după cele doua direcții,

$m$  fiind grosimea stratului;

-strat acvifer sub presiune omogen și izotrop ( $T = const.$ ):

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = \frac{S}{T} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.11)$$

-strat acvifer cu nivel liber neomogen și izotrop:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( kh \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( kh \frac{\partial h}{\partial y} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.12)$$

Prezintă importanță de asemenea ecuațiile care caracterizează mișcarea orizontală bidimensională a apei într-un strat acvifer orizontal aflat sub presiuni diferite datorită limitării prin acoperișuri de grosimi și permeabilități diferite ( $h_i, m_i, k_i, i=1,2$ ) (fig.2.0):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( T_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( T_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{h_1 - h}{m_1/k_1} + \frac{h_2 - h}{m_2/k_2} = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.13)$$

În ecuațiile (2.10-2.13) s-a considerat că lipsesc sursele de alimentare. Pentru regimul de mișcare permanent (staționar) termenul  $\partial h / \partial t$  lipsește.

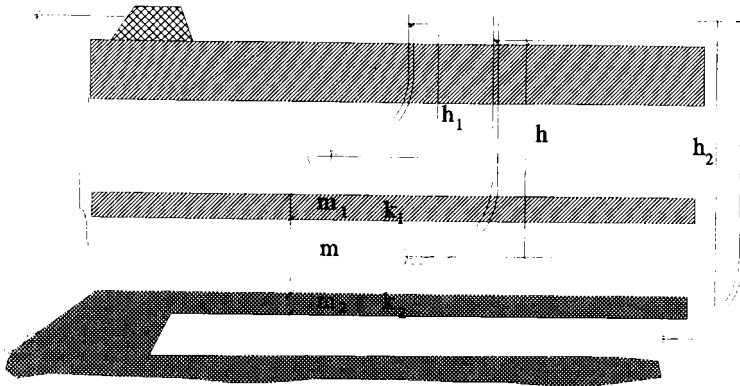


Figura 2.0 Acvifer stratificat aflat la presiuni diferite

Din punct de vedere matematic aceste ecuații sunt cu derivate parțiale de ordinul doi de tip eliptic iar pentru rezolvarea lor este necesar precizarea condițiilor la limită respectiv a condițiilor inițiale în cazul regimului nepermanent.

## 2.2 Transportul poluanților în acvifere

### 2.2.1 Procesele caracteristice poluării acviferelor

Mecanismul transportului poluanților în acvifere este determinat de procesele fizice și chimice caracteristice cum sunt: convecția, difuzia, dispersia, adsorbția și degradarea biologică ori radioactivă.

**a) Convecția** este procesul de transport prin care poluantul transportat se deplasează cu viteza apei subterane, fluxul specific de masă de poluant transportat fiind dat de relația:

$$\vec{q}_C = n_e \vec{v} C \quad (2.14)$$

unde:

-  $\vec{q}_C$  fluxul specific de masă convectiv adică fluxul masic în unitatea de timp prin

unitatea de suprafață  $[ML^{-2}T^{-1}]$ ;

-  $\vec{v}$  viteza mișcării apei subterane  $[LT^{-1}]$ ;

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

-  $n_e$  porozitatea efectivă a mediului poros, adimensională.

În transportul pur convectiv interfața poluant-acvifer rămâne abruptă (Fig. 2.1) iar un

volum elementar al poluantului își păstrează nealterată forma și dimensiunile.

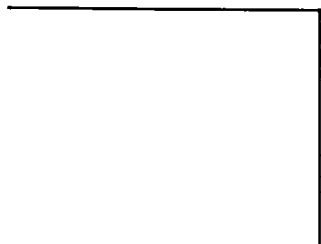


Figura 2.1 Schema transportului convectiv (a-graficul concentrație timp, b-evoluția unui volum de poluant)

**b) Difuzia** reprezintă fenomenul fizic de împrăștiere a unui constituent (poluant) într-un mediu fluid cauzată de gradientul unei proprietăți: concentrație, temperatură sau presiune. În transportul poluanților în acvifere ne găsim în cazul difuziei moleculare ordinare cauzată de gradientul concentrației, în comparație cu difuzia provocată de un gradient înalt de presiune ori temperatură.

Fluxul masic de poluant în transportul difuziv este dat de prima lege a lui Fick [43],[80]:

$$\vec{q}_D = -D_m n_e \nabla C \quad (2.15)$$

în care:

-  $\vec{q}_D$  fluxul specific de masă difuziv (în unitatea de timp prin unitatea de suprafață

$[ML^{-2}T^{-1}]$ );

-  $D_m$  coeficient de difuzie moleculară  $[L^2T^{-1}]$ ;

-  $C$  concentrația poluantului  $[ML^{-3}]$ ;

-  $n_e$  porozitatea efectivă a mediului poros, adimensională.

Coeficientul de proporționalitate din relația (2.15)  $D_m$ , numit și coeficient al difuziei moleculare este mai mic decât coeficientul de difuzie al aceluiași constituent în soluție apoasă  $D_0$ , relația empirică de legătură fiind [37] :

$$D_m = \omega (W) D_0 \quad (2.16)$$

unde cu  $\omega$  s-a notat coeficientul de reducere ce are valori între limitele (0.01-0.5) funcție de umiditatea mediului poros ( $W$ ), valoarea maximă fiind aferentă cazului mediului saturat [37]. La rândul lui coeficientul de difuzie în apă este dependent de constituenții chimici (poluanți) și de temperatură (tabelul 2.1), în sensul că acesta se reduce odată cu scăderea temperaturii.

Tabelul 2.1 Coeficienții de difuzie în apă la 25°C [37]

Cation	Coeficient de difuzie $D_i$ ( $10^{-6}$ cm <sup>2</sup> /s)	Anion	Coeficient de difuzie $D_i$ ( $10^{-6}$ cm <sup>2</sup> /s)
Na <sup>+</sup>	13.3	OH <sup>-</sup>	52.7
K <sup>+</sup>	19.6	F <sup>-</sup>	14.6
Mg <sup>2+</sup>	7.05	Cl <sup>-</sup>	20.3
Ca <sup>2+</sup>	7.93	Br <sup>-</sup>	20.1
Ba <sup>+</sup>	8.48	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	11.8
Ra <sup>+</sup>	8.89	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	9.55
Mn <sup>+</sup>	8.88	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	10.7
Fe <sup>2+</sup>	7.19		
Cr <sup>3+</sup>	5.94		
Fe <sup>3+</sup>	6.07		
H <sup>+</sup>	93.1		

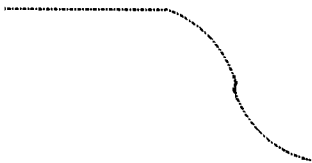


Figura 2.2 Schema transportului difuziv (a- graficul concentrație-timp, b- evoluția volumului de poluant)

După alți autori [37], difuzia este dependentă de porozitate și tortuozitatea traseelor de curgere din mediul poros, coeficientul difuziei aparente încadrându-se între limitele date de

$$\frac{n_e}{2} D_0 - D_0 \left[ \frac{n_e}{2 - n_e} \right].$$

Fenomenul de împrăștiere a poluanților prin difuzie face ca interfața poluant mediu poros să nu fie abruptă, efectul rezultat fiind dat de forma curbilinie a graficului concentrație-timp prezentată în figura 2.2, a.

Valorile scăzute ale coeficientului de difuzie ( $10^{-8}$ - $10^{-10}$  m<sup>2</sup>/s) fac ca aceasta să fie deseori neglijată în procesul de transport al poluanților, ori efectul urmând să fie prins în alte procese cum ar fi dispersia.

**c) Dispersia** reprezintă fenomenul de împrăștiere a poluantului cauzată de neuniformitatea distribuției de viteză.

Această neuniformitate poate fi determinată de [24,55] :

- structura porilor (scara "microscopică" a mediului poros, fig.2.3 a);
- neuniformitățile locale cum ar fi neomogenitatea sau stratificația mediului poros, scara "macroscopică", fig.2.3 b)
- neuniformități regionale (scara "mega" fig.2.3 c).

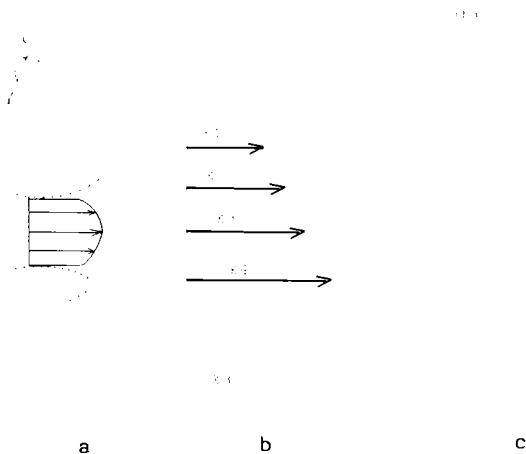


Figura 2.3 Scări de mișcare și scări de neomogenitate corespunzătoare

În analogie cu difuzia moleculară se definește fluxul masic dispersiv sub forma:

$$\vec{q}_{Ds} = n_e \vec{D}_{Ds} \cdot \nabla C \quad (2.17)$$

în care:

-  $\vec{q}_{Ds}$  fluxul de masă dispersiv în unitatea de timp prin unitatea de suprafață [ $ML^{-2}T^{-1}$ ];

-  $\vec{D}_{Ds}$  tensorul coeficient de dispersie care pentru cazul general tridimensional are

componentele:

$$\vec{D} = \begin{bmatrix} D_{xx} & D_{xy} & D_{xz} \\ D_{yx} & D_{yy} & D_{yz} \\ D_{zx} & D_{zy} & D_{zz} \end{bmatrix} \quad (2.18)$$

Direcțiile principale ale tensorului coeficient de dispersie, într-un sistem local de coordonate sunt cele orientate după direcția curgerii respectiv perpendiculară pe aceasta definindu-se în mod corespunzător dispersia longitudinală respectiv transversală.

Componentele tensorului de dispersie  $\vec{D}$  se pot exprima cu ajutorul a doi parametri  $\epsilon_L$

și  $\epsilon_T$  și componentele vitezei  $\vec{v}(x, y, z)$  [24] conform relațiilor (2.19, 2.20) în cazul

mișcării tridimensionale, respectiv conform relațiilor (2.21) în cazul mișcării unidimensionale:

$$\begin{aligned} D_{xx} &= \alpha_L \frac{V_x^2}{|V|} + \alpha_T \frac{V_y^2 + V_z^2}{|V|} \\ D_{yy} &= \alpha_L \frac{V_y^2}{|V|} + \alpha_T \frac{V_x^2 + V_z^2}{|V|} \\ D_{zz} &= \alpha_L \frac{V_z^2}{|V|} + \alpha_T \frac{V_x^2 + V_y^2}{|V|} \end{aligned} \quad (2.19)$$

$$\begin{aligned} D_{xy} &= D_{yx} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{V_x V_y}{|V|} \\ D_{xz} &= D_{zx} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{V_x V_z}{|V|} \\ D_{yz} &= D_{zy} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{V_y V_z}{|V|} \end{aligned} \quad (2.20)$$



$$D_{xx} = \alpha_L V \quad ; \quad D_{yy} = \alpha_T V \quad ; \quad D_{zz} = \alpha_T V ; \quad (2.21)$$

$$D_{xy} = D_{yx} = D_{yz} = D_{zy} = D_{xz} = D_{zx} = 0 ;$$

Dispersivitățile longitudinale și transversale (  $\epsilon_L$  ,  $\epsilon_T$  ) reprezintă proprietăți intrinseci de mediu, au dimensiuni de lungime și variază odată cu litologia și scara mediului, reprezentând sintetic o măsură a neomogenității mediului poros.

Studiile de laborator pe coloane de mediu poros au permis evaluarea dispersivităților longitudinale și au scos în evidență următoarele aspecte legate de dispersie:

- dispersivitățile variază cu scara problemei;
- valorile dispersivităților longitudinale măsurate în câmp se situează în jurul valorii de 1% din scara geometrică , înțelegând prin aceasta dimensiunea maximă a domeniului ;
- valorile dispersivității transversale sunt de cca. 10 ori mai mici decât cele ale dispersivității longitudinale.

Alte aspecte și constatări sunt următoarele:

- valori egale ale dispersivităților obținute pentru acvifere litologic diferite și scări de modelare apropiate;
- simpla mediere a valorilor dispersivităților conduce la obținerea unor valori de multe ori incerte și improprii modelării;
- reducerea dimensiunilor în modelare ( de la tridimensional la bidimensional ori de la bidimensional la unidimensional) face aprecierea acestor dispersivități și mai greoaie;
- scările de dispersie definite de Bear [7] ce conțin zone de tranziție aproape că ar conduce la ideea că dispersivitățile sunt mărimi discontinue.

În ciuda constatărilor și semnelor de întrebare prezentate mai sus, valorile folosite pentru dispersivități și alese în baza celor arătate mai sus s-au dovedit satisfăcătoare în modelarea unui complicat proces de amestec și transport cum este transportul poluanților în acvifere.

Dispersia și convecția reprezintă cele mai importante procese de transport ale poluanților în acvifere .Ele definesc așa numitul model convectiv-dispersiv care la scară macro și timpi relativ mari de transport corespunde cerințelor de precizie în studiul și modelarea proceselor reale de transport.

#### **d)Alte procese de transport**

Pentru distanțe și timpi reduși de transport trebuie luate în considerare procese care au drept efect o marire sau o pierdere de masă de contaminant transportat în apa subterană. În principiu aceste procese se referă la adsorbția și desorbția contaminantului de către scheletul

solid al mediului poros precum și reacții chimice specifice diverselor tipuri de poluanți, ca degradări biologice ori radioactive.

**d1) Adsorbția** este procesul prin care o parte din masa poluantului este adsorbită de către faza solidă, având drept efect scăderea concentrației poluantului în apa subterană. Desorbția este procesul invers. Pentru reprezentarea adsorbției se introduce o nouă mărime fizică  $C^*$ - concentrația poluantului adsorbit de scheletul solid (masa de poluant/ masa fazei solide).

Această concentrație în condițiile unei adsorbții în echilibru se poate exprima ca o funcție de concentrația  $C$  a poluantului din apa subterană (faza lichidă):

$$C^* = f(C) \quad (2.22)$$

Cea mai simplă formă a acestei funcții este cea liniară numită și izotermă liniară (Freundlich) [37,24]:

$$C^* = \rho_s K_d C \quad (2.23)$$

cu:

-  $\rho_s$  densitatea fazei solide (scheletul solid) [ $ML^{-3}$ ];

-  $K_d$  coeficient de distribuție

**d2) Reacțiile chimice**, degradarea radioactivă, biodegradare etc., conduc la diminuarea (degradarea) poluantului sau în unele situații speciale la o producție de poluant.

Efectul acestor procese foarte complexe se poate reprezenta relativ simplu dacă se acceptă proporționalitatea ratei degradării (producției) cu masa totală de poluant din mediul poros:

$$r_d = \lambda m_t \quad (2.24)$$

cu:  $\lambda$  -coeficient de degradare (producție), [ $T^{-1}$ ] care de exemplu în cazul degradării radioactive se exprimă cu ajutorul timpului de înjumătățire  $T$  [92], prin relația:

$$\lambda = \frac{0.693}{T} \quad (2.25)$$

- $m_t$  - masa totală de poluant conținută în unitatea de volum a mediului poros compusă din masa de poluant din faza lichidă:

$$m_p = n_e C \quad (2.26)$$

și masa de poluant adsorbită de faza solidă:

$$m_a = (1 - n_e) \rho_s K_d C \quad (2.27)$$

Cu ajutorul acestor explicitări ale masei totale se obține pentru rata degradării/produției:

$$r_d = \lambda [C n_e + (1 - n_e) \rho_s K_d C] = \lambda n_e R C \quad (2.28)$$

cu:

$$R = 1 + \frac{1 - n_e}{n_e} \rho_s K_d \quad (2.29)$$

coeficientul de întârziere (retardare) reactiv.

Prezentarea proceselor fizice și chimice caracteristice de transport a poluanților în acvifere și relațiile prezentate mai sus permit evidențierea următoarelor complexe adimensionale:

- primul complex adimensional  $N_I = D_{xx}/D_0$  unde cele două mărimi au fost definite de relațiile (2.16) și (2.19);

- un al doilea complex adimensional  $N_{II} = v d_m/D_0$  cu  $v$  valoarea vitezei medii și  $d_m$  diametrul mediu al particulei mediului poros, cunoscut ca și numărul lui PECLET.

Cu ajutorul valorilor celor două complexe adimensionale  $N_I$ , respectiv  $N_{II}$  se definesc regimurile de dispersie [8], [91];

- un al treilea complex adimensional  $N_{III} = L^2/tD_0$  unde  $L$  reprezintă lungimea caracteristică a modelului [ $L$ ], iar  $t$  timpul efectiv de transport luat într-un calcul de estimare, număr cunoscut ca și numărul lui Fourier pentru transportul de masă. Numărul lui Fourier exprimă sintetic ponderea difuziei în procesul de transport pe o anumită lungime de model comparativ cu ponderea dispersiei și convecției [37].

- un al patrulea complex adimensional

$$N_{IV} = \frac{k L}{v} \quad (2.30)$$

în care:

- k numit coeficient de viteză al reacției, respectiv volumul de poluant produs prin reacția chimică în unitatea de volum și timp [ $T^{-1}$ ];
- L lungimea de transport [L];
- v viteza de transport [ $LT^{-1}$ ];
- un al cincilea complex adimensional:

$$N_v = \frac{k L^2}{D_0}$$

unde  $D_0$  reprezintă coeficientul difuziei moleculare.

Ultimele două complexe adimensionale se numesc primul număr al lui Damköhler ( $N_{Iv}$ ) respectiv al doilea număr al lui Damköhler ( $N_v$ ), ele exprimând tendința de producție de poluant prin reacție pe tendința de transport prin difuzie ( $N_{Iv}$ ) respectiv dispersie ( $N_v$ ) iar raportul lor nu este altceva decât numărul lui PECKET [37],[92].

## 2.2.2 Forme generale ale ecuațiilor de transport

### 2.2.2.1 Deducerea ecuației de transport pe bază de bilanț

Ecuația de transport a poluanților în acvifere se deduce în mod obișnuit prin scrierea bilanțului masei de poluant dintr-un volum de control [20], [7], [8].

Ecuația de bilanț are forma generală:

$$\frac{\partial}{\partial t} \int_V m_p dV + \int_S \vec{n} \cdot \vec{q}_t dS - \int_V r dV = \int_V \sigma_{i,e} dV \quad (2.31)$$

în care:

- $m_p$  masa de poluant din faza lichidă a unității de volum din mediul poros [ $ML^{-3}$ ];

$$m_p = n_e C \quad (2.32)$$

- $q_t$  fluxul specific de masă de poluant prin suprafața volumului de control considerat având componentele prezentate în paragraful 2.2.1 (convecție, difuzie, dispersie) [ $ML^{-2}T^{-1}$ ];

$$\vec{q}_t = \vec{q}_c + \vec{q}_d + \vec{q}_{ds} \quad (2.33)$$

- $r$  - rată de producție/degradare de poluant prin adsorbție respectiv reacții [ $MT^{-1}$ ];
- $\sigma_{i,e}$  surse de poluant prin injecții/extrageri;
- $V$  volumul de control considerat;
- $S$  suprafața exterioară a volumului de control având normala exterioară  $\vec{n}$ .

Primul termen al ecuației de bilanț reprezintă variația locală a masei de poluant din faza lichidă conținută în volumul de control  $V$ :

$$\frac{\partial}{\partial t} \int_V m_p dV$$

Al doilea termen reprezintă fluxul total al poluantului prin suprafața de control  $S$  care limitează volumul  $V$ :

$$\int_s \vec{n} \cdot \vec{q}_E dS$$

Al treilea termen reprezintă variația masei de poluant conținută în faza fluidă din volumul de control V datorită adsorbției și degradării/produției de poluant:

$$\int_V r dV$$

Efectul degradării este reprezentat prin  $r_d$  (relația 2.24). Pentru adsorbție se introduce o reprezentare similară utilizând concentrația  $C^*$  a masei adsorbite (2.24). Astfel rata poluantului adsorbit ( $r_a$ ) se exprimă sub forma:

$$r_a = (1 - n_e) \frac{\partial C^*}{\partial t} = (1 - n_e) \rho_s K_d \frac{\partial C}{\partial t} \quad (2.34)$$

Cu  $r_d$  și  $r_a$  rata variației masei poluantului datorită adsorbției și degradării devine:

$$r = r_d + r_a = (1 - n_e) \rho_s K_d \frac{\partial C}{\partial t} - \lambda n_e R C \quad (2.35)$$

Se observă că acest mod de a defini și reprezenta variația masei de poluant datorită proceselor de adsorbție și reacțiilor este intuitiv dar suferă în ceea ce privește rigurozitatea.

Înlocuind explicitările de mai sus în ecuația de bilanț (2.31) se obține ecuația generală de transport:

$$\frac{\partial}{\partial t} (n_e C) + \nabla \cdot \vec{q}_t + (1 - n_e) \rho_s K_d \frac{\partial C}{\partial t} - \lambda C n_e R = \left\{ \sigma_{i,e}^0 \right. \quad (2.35')$$

Considerând porozitatea și coeficientul de întârziere (retardare) constante, ecuația (2.35') devine:

$$n_e R \frac{\partial C}{\partial t} + \nabla \cdot \vec{q}_t - \lambda C n_e R = \left\{ \sigma_{i,e}^0 \right. \quad (2.36)$$

Prin explicitarea fluxului total  $\vec{q}_t$  dat de (2.33) se obține în continuare:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{1}{R} \nabla \cdot \vec{v}_a C - \frac{\nabla}{R} \left[ \left( D_a I + D_{Ds} \right) \nabla C \right] - \lambda C = \begin{cases} 0 \\ \frac{\sigma_{i,e}}{n_p R} \end{cases} \quad (2.37)$$

cea ce reprezintă forma uzuală a ecuației generale de transport a poluanților în acvifere luând în considerare procesele de convecție, difuzie, dispersie, adsorbția și degradarea.

Forme particulare ale ecuației de transport se obțin prin simplificări ale parametrilor ce definesc procesele de transport și desigur prin reducerea variabilelor spațiale . Practica experimentală a demonstrat că pentru o mare clasă de probleme de transport a poluanților în acvifere efectele difuziei, adsorbției și degradării se pot neglija obținând așa numitul model convectiv-dispersiv dat de ecuația vectorială:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \nabla \cdot \vec{v}_a C - \nabla \cdot \left( D_{Ds} \nabla C \right) = \begin{cases} 0 \\ \frac{\sigma_{i,e}}{n_p} \end{cases} \quad (2.38)$$

$D_a = 0 \quad R = 1 \quad \lambda = 0$

Forme particulare ale ecuației (2.38) se obțin în continuare prin precizarea dimensiunilor modelului ales: tri-,bi- sau unidimensional.

Formele scalare ale aceleiași ecuații (2.38) se obțin prin aplicarea regulilor de calcul vectorial respectiv tensorial [22].

### 2.2.2.2 Deducerea ecuației de transport pe baza aplicării teoremei transportului

Deducerea ecuației de transport prezentată anterior s-a făcut prin aplicarea unei ecuații de bilanț de masă a poluantului dintr-un volum de control . Deși această tehnică a deducerii este larg acceptată [7],[20],[58] se menționează faptul că termenii corespunzători diferitelor procese de transport, mai ales cel reprezentând adsorbția sunt introduși intuitiv, ceea ce face ca deducerea ecuației să fie mai puțin riguroasă din punct de vedere matematic.

O nouă modalitate mai riguroasă de obținere a ecuațiilor de transport se bazează pe o concepție care pornește de la introducerea și definirea unor densități scalare și vectoriale pentru masa globală de poluant din mediul poros și aplicarea riguroasă a principiului general al conservării masei totale de poluant [25].

Mediului poros ca mediu continuu i se asociază următoarele densități:

-densitatea masică globală (  $e_g$  ) a poluantului conținut atât în faza lichidă cât și adsorbit

de faza solidă :

$$e_G = Cn_e + (1 - n_e) \rho_s K_d C_a \quad (2.39)$$

-vectorul viteză de transport global de masă de poluant (  $\vec{v}_G$  ) ca rezultat al tuturor proceselor de transport, reprezentată matematic ca derivata razei vectoriale:

$$\vec{v}_G = \frac{d\vec{r}}{dt} \quad (2.40)$$

Cu cele două mărimi (  $e_G$  ) și (  $\vec{v}_G$  ) se definește vectorul transportului global de masă de poluant (  $\vec{q}_G$  ):

$$\vec{q}_G = e_G \vec{v}_G \quad (2.41)$$

Tinând cont de procesele specifice de transport (convecție, difuzie, dispersie) și introducând suplimentar difuzia poluantului adsorbit de faza solidă vectorul transport global (  $\vec{q}_G$  ) se exprimă sub forma:

$$\vec{q}_G = \vec{q}_C + \vec{q}_D + \vec{q}_{Ds} + \vec{q}_{Dma} \quad (2.42)$$

în care primii trei termeni ai membrului drept au expresiile date de ecuațiile (2.14),(2.15),(2.17), iar ultimul se poate scrie:

$$\vec{q}_{Dma} = -(1 - n_e) D_{ma} \nabla C^* \quad (2.43)$$

unde  $D_{ma}$  reprezintă coeficientul de difuzie (în apă) al poluantului adsorbit de scheletul solid [ $M^2T^{-1}$ ].

-alte procese de transport a poluantului (degradare biologică, radioactivă sau hidroliză) reprezentate prin densitatea  $\vec{\gamma}_G$  , cotă parte din densitatea de masă globală  $e_G$ .

$$\vec{\gamma}_G = \lambda e_G \quad (2.44)$$

$\lambda$  fiind coeficientul de degradare/producție de poluant [ $T^{-1}$ ];



-surse interne având densitatea  $\sigma_v$  [ML<sup>-3</sup>T<sup>-1</sup>] respectiv injecții de poluant prin frontiera volumului de mediu poros definit ca flux masic  $\vec{q}_s$  [ML<sup>-3</sup>T<sup>-1</sup>] exprimate cu ajutorul unui debit de injecție  $\vec{q}_{inj}$  [L<sup>3</sup>L<sup>-2</sup>T<sup>-1</sup>] și concentrația acestuia  $C_{inj}$  [ML<sup>-3</sup>]:

$$\vec{q}_s = \vec{q}_{inj} C_{inj} \quad (2.45)$$

Considerând un volum material (mediu poros ca mediu continuu) în mișcare  $v_r$ , principiul general al conservării masei de poluant are expresia [25]:

$$\frac{d}{dt} \int_{V_r} e_G dv = \int_{V_r} \gamma_G dv + \int_{V_r} \sigma_v dv + \int_{S_r} \vec{n} \cdot \vec{q}_{inj} C_{inj} ds \quad (2.46)$$

În absența surselor interioare ( $\sigma_v=0$ ), a injecțiilor superficiale ( $q_{inj}=0$ ) și a degradării ( $\gamma_G=0$ ) se obține forma simplă:

$$\frac{d}{dt} \int_{V_r} e_G dv = 0 \quad (2.47)$$

Prin aplicarea regulilor de derivare sub semnul integralei și a formulei Gauss (teorema transportului) ca și în mecanica fluidelor [22] se obține din (2.46) ecuația sub formă locală (diferențială):

$$\frac{\partial e_G}{\partial t} - \nabla \cdot \vec{q}_G - \gamma_G = \sigma_v + \nabla \cdot \vec{q}_{inj} C_{inj} \quad (2.48)$$

Prin explicitarea termenilor  $e_G$ ,  $\vec{q}_G$  și  $\gamma_G$  folosind relațiile (2.39), (2.41) și (2.44) se obține forma vectorială dezvoltată:

$$\frac{\partial(n_e RC)}{\partial t} + \nabla \cdot n_e \vec{v}_a C - \nabla \cdot (n_e D_m^G \nabla C) - \nabla \cdot (n_e \vec{D}_{Ds} \nabla C) - \lambda n_e RC = \sigma_v + \nabla \cdot \vec{q}_{inj} C_{inj} \quad (2.49)$$

unde prin  $D_m^G$  s-a notat coeficientul global de difuzie incluzând și difuzia substanței adsorbite:

Considerând porozitatea constantă și folosind coeficientul de întârziere exprimat de

$$D_m^G = D_d + \frac{1-n_e}{n_e} \rho_s K_d D_{ma}^G \quad (2.50)$$

(2.29) se obține ecuația:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{1}{R} \left[ \nabla \cdot (\vec{v}_a C) - \nabla \cdot \left( D_m^G \vec{T} + D_{Ds} \vec{T} \right) \nabla C \right] - \lambda C = \frac{\sigma_{i,e} + \nabla \cdot \mathbf{q}_{i,nj} C_{i,nj}}{n_e R} \quad (2.51)$$

Forme particulare ale ecuației (2.51) se obțin prin precizări asupra termenului coeficient global de difuzie  $D_m^G$  după cum urmează:

-dacă  $D_{ma}=0$  ecuația (2.51) se reduce la forma cunoscută a ecuației de transport dată de (2.37);

-dacă  $D_{ma}=D_d$  rezultă observația fenomenologică potrivit căreia procesul de difuzie nu este frânat suplimentar prin adsorbție;

- dacă  $D_{ma} \neq 0$  înseamnă că difuzia substanței adsorbite își aduce aportul în procesul general al difuziei într-o măsură dată de raportul  $D_{ma}/D_m$  [25].

### 2.2.3 Condiții la limită și inițiale

Rezolvarea ecuațiilor de transport a poluanților în acvifere constă în determinarea distribuției concentrației  $C(x, y, z, t)$  . o funcție de variabile spațiale și temporale.

Din punct de vedere spațial regiunea de acvifer ce face obiectul de interes al unui studiu de caz, de dimensiuni finite, face parte integrantă dintr-un sistem global de acvifere. Prin condițiile la limită se ține cont de efectul sistemului exterior al regiunii de interes. iar odată cu stabilirea acestor condiții la limită sistemul exterior poate fi ignorat. Din punct de vedere matematic condițiile la limită înseamnă scrierea funcției  $C$  pe frontierele domeniului.

Din punct de vedere temporal pentru a determina evoluția în timp a concentrației este necesar a se cunoaște distribuția la un moment inițial  $t_0 < t$  (de obicei  $t_0 = 0$  ). Această

precizare se face prin condițiile inițiale care constau în cunoașterea funcției **C** în domeniu la momentul inițial  $t_0$ .

Din punct de vedere matematic soluția (sau integrala) ecuației de transport a poluanților reprezintă o familie de soluții din multitudinea cărora se va alege aceea care satisface condițiile la limită și inițiale precizate.

Considerând funcția concentrație:

$$C(x, y, z, t) : D \subset R^3 \times R \rightarrow R$$

și:

$$\Gamma_1 + \Gamma_2 + \Gamma_3 = \Gamma = Fr D$$

condițiile la limită se pot exprima sub diverse tipuri și anume:

a) concentrații date pe contur:

$$C(x, y, z, t) |_{\Gamma_1} = C_1 \tag{2.52}$$

b) gradientii ai concentrației dați pe contur:

$$\left. \frac{\partial C}{\partial \vec{n}} \right|_{\Gamma_2} = 0 \tag{2.53}$$

unde prin **0** se semnifică frontiera  $\Gamma_2$  ca fiind impermeabilă iar prin  $C_2$  valori precizate ale concentrației,  $\vec{n}$  reprezentând normala exterioară a frontierei.

c) fluxuri de concentrație date pe contur:

$$\left( \vec{v}_a C - \vec{D}_t \cdot \frac{\partial C}{\partial \vec{n}} \right) \Big|_{\Gamma_3} = q_3 \tag{2.54}$$

unde prin  $q_3$  s-a notat fluxul de poluant cunoscut pe frontiera  $\Gamma_3$ , iar tensorul  $\vec{D}_t$

cuprinde efectul cumulat al difuziei și al dispersiei:

Condițiile la limită de mai sus sunt cunoscute în ordinea a,b,c ca și condiții la limită de tipul I, II, III sau de tip Dirichlet, Neuman respectiv Cauchy.

$$\vec{D}_c = D_m \vec{I} + D_{Ds} \vec{s} \quad (2.55)$$

Condițiile inițiale precizează distribuția concentrației în interiorul domeniului de definiție și pe frontieră la momentul inițial  $t_0=0$  și sunt de forma:

$$C(x, y, z, 0) = C_0 \quad (2.56)$$

De menționat faptul că pentru cazul tridimensional frontierele  $\Gamma_1, \Gamma_2, \Gamma_3$  sunt suprafețe. pentru cazul bidimensional sunt curbe iar pentru cazul unidimensional sunt puncte.

Varietatea condițiilor inițiale și a celor la limită dau combinații dintre cele mai variate. Pentru cazul unidimensional se prezintă în tabelul 2.1 cele mai uzuale forme ale condițiilor la limită.

Tabelul 2.2 Tipuri de condiții la limită în cazul 1D [37]

	Denumire	Tip condiție	Formă matematică
1	Concentrație constantă	C fixată	$C(0, t) = C_1$
2	Concentrație pulsatorie	C fixată	$C(0, t) = \begin{cases} C_0 & 0 < t \leq t_0 \\ 0 & t > t_0 \end{cases}$
3	Degradarea exponențială a surse cu C tinzând la 0	C fixată	$C(0, t) = C_1 e^{-\alpha t}$
4	Degradarea exponențială a surse cu C tinzând la $C_a$	C fixată	$C(0, t) = C_a + C_b e^{-\alpha t}$ $t \in [0, \infty]$
5	Flux constant cu concentrație de intrare constantă	Flux fixat	$vC - D \frac{\partial C}{\partial x} \Big _{x=0} = v C_0$
<p><b>Observații</b> <math>C_0, C_a, C_b</math> concentrații constante [ML<sup>-3</sup>];</p> <p><math>\alpha</math> :const.de degradare [T];</p> <p><math>t_0</math> timp de schimbare[T]</p>			

## Cap.3 Metode de rezolvare a ecuațiilor de transport

### 3.1 Metode analitice

Rezolvarea ecuațiilor transportului poluanților în acvifere prin metode analitice constituie o clasă de metode a cărei importanță decurge din considerentele de mai jos (utilitate, economicitate, veridicitate):

a) soluțiile analitice constituie un mijloc util și sigur de a evalua transportul calitativ al poluanților în acvifere, în condițiile în care aplicabilitatea lor din punct de vedere al domeniului și condițiilor la limită face posibilă acest lucru;

b) costul acestor soluții/metode este minim și este legat doar de efortul relativ de documentare/aplicare/verificare;

c) orice alte metode de rezolvare a ecuațiilor transportului poluanților pot fi verificate calitativ și cantitativ ( din punct de vedere al ordinului de mărime al rezultatelor) printr-o aplicare corectă a soluțiilor analitice.

În literatura de specialitate sunt date numeroase soluții analitice ale transportului poluanților în acvifere. Ele au fost obținute însă numai în cazuri particulare ale ecuațiilor de transport, din punct de vedere al formei ecuației, numărului de dimensiuni, condiții la limită și inițiale și nu în ultimul rând al formei domeniului de definiție al mișcării.

#### 3.1.1 Exemple de soluții analitice în cazul unidimensional

Prima soluție analitică a transportului poluanților a fost dată de Ogata-Banks (1961) [70] și are la bază ecuația convecției-dispersiei unidimensionale aplicată în laborator pe coloane de mediu poros:

$$D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.1)$$

Soluția analitică a acestei ecuații în condiții specifice (coloana de lungime considerată semiinfinită cu injecție constantă  $C(\infty, t) = 0$ ;  $C(0, t) = C_0$ ) a fost exprimată prin:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left( \frac{x-vt}{\sqrt{4\alpha_x v}} \right) + \exp \left( \frac{xv}{D} \right) \operatorname{erfc} \left( \frac{x+vt}{\sqrt{4\alpha_x v}} \right) \right\} \quad (3.2)$$

în care:

- C concentrația poluantului în apă [ML<sup>-3</sup>];
- C<sub>0</sub> concentrația sursei [ML<sup>-3</sup>];
- α<sub>x</sub> dispersivitatea longitudinală [L];
- V viteza de transport [LT<sup>-1</sup>];
- D coeficient de dispersie longitudinală [L<sup>2</sup>T<sup>-1</sup>];
- t variabila temporală [T];
- x variabila spațială [M];
- erfc funcția complementară a erorii definită de (3.3).

$$erfc(x) = 1 - erf(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_x^{\infty} e^{-x^2} dx \quad (3.3)$$

Funcția complementară a erorii (**erfc**) și funcția erorii (**erf**) (Abramowitz și Stegun citați de [5]) se întâlnesc des în soluțiile analitice ale ecuațiilor de transport convectiv-dispersiv putând fi exprimate tabelar ori grafic (Figura 3.1).

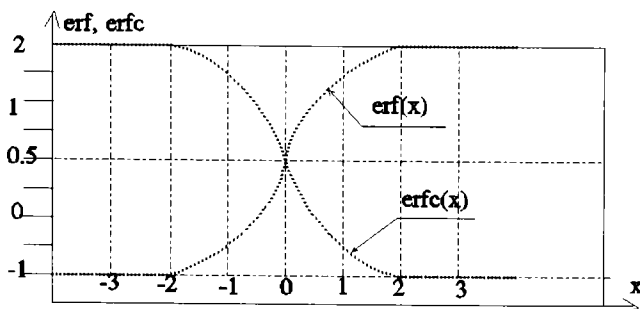


Figura 3.1 Reprezentarea grafică a funcțiilor erf și erfc

Cu bune rezultate soluția dată de ecuația (3.2) poate fi aproximată la primul termen prezentând și în acest caz o suficientă precizie:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} erfc\left(\frac{x-vt}{\sqrt{4\alpha_x v}}\right) \quad (3.4)$$

Asupra soluției dată de (3.2) respectiv forma simplificată (3.4) se pot face următoarele observații:

- mediul poros al modelului a fost considerat omogen;
- coloana are o lungime suficientă pentru a fi considerată infinită, în punctul extrem la

momentul  $t=0$  funcția complementară a erorii se anulează  $erfc(\infty) = 0$ , iar concentrația devine nulă  $C=0$ ;

-în punctul  $x=vt$  (poziția frontului convectiv)  $erfc(0) = 1$  iar  $\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2}$ ;

-în fața frontului convectiv ( $x > vt$ ,  $\beta = x - vt > 0$ ) funcția  $erfc(\beta)$  descrește asimptotic spre zero, practic atingând această valoare pentru  $\beta > 2$ ;

-în spatele frontului convectiv ( $x < vt$ ,  $\beta < 0$ )  $erfc(\beta)$  crește asimptotic la valoarea 2 (practic pentru  $\beta < 2$  iar  $C = C_0$ );

-deoarece în spatele frontului convectiv concentrația este menținută la valoarea concentrației sursei soluția Ogata-Banks nu este o soluție de câmp ci una de laborator. Ea se folosește în special pentru determinarea experimentală a dispersivității longitudinale.

Dacă ecuația de transport convectiv-dispersiv se completează cu adsorbția dată de prezența coeficientului de întârziere  $R > 1$ , pentru același caz unidimensional se obține ecuația:

$$\frac{D}{R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{v}{R} \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.5)$$

unde semnificația termenilor a fost prezentată în paragraful 2.2.

Soluția analitică a acestei ecuații în aceleași condiții ca și cele ale ecuației (3.1) este dată tot de Ogata-Banks [70] sub forma simplificată:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} erfc \left( \frac{Rx - v_a t}{\sqrt{4 \alpha_x V_a t R}} \right) \quad (3.6)$$

Se observă că efectul coeficientului de întârziere  $R$  este de a reduce parametrii de transport (dispersie, viteză) pentru aceasta din urmă putându-se scrie:

$$V_c = \frac{V_a}{R} = \frac{V_a}{1 + \frac{1-R}{n} \rho_s K_d} \quad (3.7)$$

cunoscută ca și ecuația de întârziere.

Dacă în această ecuație se face  $K_d=0$  se obține egalitatea dintre viteza apei ( $V_a$ ) și viteza poluantului ( $V_c$ ).

De asemenea dacă în ecuația (3.6) se face  $R=1$  (adsorbție nulă) se obține ecuația simplificată (3.4).

Dacă ecuația transportului convectiv-dispersiv (3.1) se completează cu termeni ce țin cont de reacții cinetice de ordinul I soluția analitică este dată în acest caz de Bear (1979) [6]:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \exp\left\{\frac{x}{2\alpha_x}\left[1 - \left(1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{v}\right)\right]\right\} \operatorname{erfc}\left[\frac{x - vt\left(1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{v}\right)^{1/2}}{\sqrt{4\alpha_x vt}}\right] \quad (3.9)$$

unde prin  $\lambda$  s-a notat constanta de degradare explicitată în paragraful 2.2.1.

La prima vedere ecuația este potrivită pentru condiții de câmp însă nu este suficient de realistă. Dacă  $\lambda=0$  ecuația se reduce la soluția Ogata-Banks. Un produs adimensional din

soluția (3.9) este termenul  $\frac{4\lambda\alpha_x}{v}$ . Dacă acest termen se anulează (pentru  $\lambda=0$ ) atunci și

concentrația devine nulă, ceea ce din punct de vedere fizic înseamnă că materialul poluant intră în reacție sau se degradează mai rapid decât poate fi transportat convectiv. Transportând (convectiv) masa de poluant mai repede decât ea s-ar putea degrada ar face degradarea inefectivă, și de aici apare competiția degradare/convectie.

O altă observație este legată de termenul viteză al soluției. Această viteză pentru un contaminant neîntârziat este egală cu viteza de transport adică viteza apei, sau viteza corectată prin ecuația de întârziere pentru un poluant întârziat. În plus dacă apare degradarea ca și în cazul de față aceasta este favorizată de întârzierea prin adsorbție la aceeași viteză de transport.

### 3.1.2 Exemple de soluții analitice în cazul bidimensional și tridimensional

Transportul multidimensional implică convecția și dispersia longitudinală și transversală. O formă simplă a ecuației convectiv-dispersive pretabilă pentru o soluție analitică include dispersii în trei direcții și convecție constantă (într-un câmp de viteze dirijat după axa  $X$ ):



$$D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{r}{n} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.10)$$

Pentru obținerea soluției este necesară precizarea geometriei surselor și regimul concentrației acestora (continuu sau instantaneu).

Configurațiile geometrice uzuale în cazul tridimensional fac posibilă următoarea clasificare a surselor: surse punctuale, surse tip linie, surse tip suprafață cu reprezentarea lor schematică din figura 3.2 a, b și c.

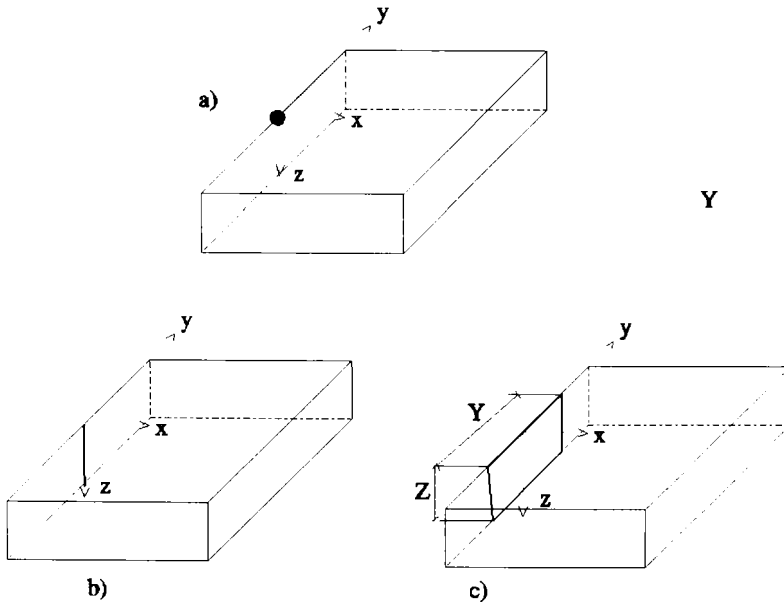


Figura 3.2 Reprezentarea geometriei surselor de poluare

Se observă că în soluțiile analitice ale transportului unidimensional concentrația într-un punct de abscisă  $x$  la momentul  $t$  este o funcție de variabilele  $\alpha_x, x, t$  :

$$\frac{C}{C_0} = f_x(\alpha_x, x, t) \quad (3.11)$$

unde  $f_x$  a fost prezentată explicit de (3.2), respectiv (3.4).

Dispersia transversală după axele  $y$  și  $z$  vor produce distribuții de concentrații care prin

analogie cu relația (3.11) se pot exprima sub forma:

$$\frac{C}{C_0} = f_y(\alpha_y, y, t) \quad (3.12)$$

$$\frac{C}{C_0} = f_z(\alpha_z, z, t) \quad (3.13)$$

unde funcțiile  $f_y$  și  $f_z$  se vor prezenta în continuare.

Distribuția finală a concentrației poluantului va fi dată de o soluție aproximativă tridimensională căutată prin produsul soluțiilor după cele trei axe [37]:

$$\frac{C(x, y, z, t)}{C_0} = f_x(\alpha_x, x, t) \cdot f_y(\alpha_y, y, t) \cdot f_z(\alpha_z, z, t) \quad (3.14)$$

unde funcțiile  $f_x$ ,  $f_y$  și  $f_z$  în cazul unei surse continue și plane (fig.3.2,c), transport convectiv-dispersiv au expresiile:

$$f_x = \frac{1}{2} \operatorname{erfc}\left(\frac{x-vt}{2(\alpha_x Vt)^{\frac{1}{2}}}\right) \quad (3.15)$$

$$f_y = \frac{1}{2} \operatorname{erfc}\left(\frac{y+\frac{Y}{2}}{2(\alpha_y x)^{\frac{1}{2}}}\right) - \operatorname{erf}\left(\frac{y-\frac{Y}{2}}{2(\alpha_y x)^{\frac{1}{2}}}\right) \quad (3.16)$$

$$f_z = \frac{1}{2} \operatorname{erfc}\left(\frac{z+Z}{2(\alpha_z x)^{\frac{1}{2}}}\right) - \operatorname{erf}\left(\frac{z-Z}{2(\alpha_z x)^{\frac{1}{2}}}\right) \quad (3.17)$$

Pentru planul de simetrie al domeniului spațial ales ( $y=z=0$ ) se obține pentru concentrație:

$$C(x, 0, 0, t) = \frac{C_0}{2} \operatorname{erfc}\left(\frac{x-vt}{2(\alpha_x Vt)^{\frac{1}{2}}}\right) \operatorname{erf}\frac{Y}{2(\alpha_y x)^{\frac{1}{2}}} \operatorname{erf}\frac{Z}{(\alpha_z x)^{\frac{1}{2}}} \quad (3.18)$$

Dacă în soluția de mai sus se anulează dispersivitățile transversale ( $\alpha_y=\alpha_z=0$ ) se obține ecuația simplificată (3.4) a lui Ogata-Banks.

Viteza din ecuațiile (3.15-3.18) reprezintă viteza contaminantului, respectiv pentru

întârzierei prin adsorbție se va folosi în locul acesteia viteza dată de ecuația de întârziere (3.7).

Variabilele  $Y$  și  $Z$  reprezintă extensiile geometrice ale sursei după direcțiile axelor de coordonate respective.

De remarcat faptul că ecuația (3.14) este valabilă pentru distanțe de transport după direcție frontului convectiv egale sau mai mici cu valoarea:

$$X_{\max} = \frac{(h-Z)^2}{\alpha_z} \quad (3.19)$$

unde  $h$  reprezintă grosimea acviferului ca în figura 3.3.

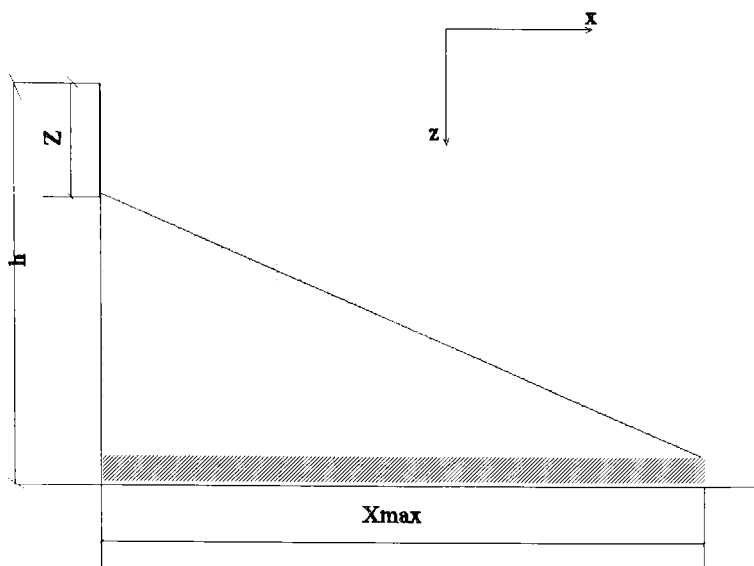


Figura 3.3 Dispersia transversală în acvifere de grosime mică

Aceasta implică ca pentru distanțe  $x > X_{\max}$  în expresia funcției  $f_z$  variabila  $x$  se va înlocui prin  $X_{\max}$  dată de (3.19).

Pentru includerea reacțiilor (degradare/descompunere) Domenico (1987)[37] dă o soluție analitică tridimensională obținută tot prin produsul a trei soluții după cele trei direcții cu precizarea că primul termen al produsului este dat de ecuația (3.9), iar soluția este reducibilă la cea dată de 3.14 pentru  $\alpha_y = \alpha_z = 0$  și  $\lambda = 0$ .

Marele avantaj al acestor soluții prezentate mai sus constă în posibilitatea cuprinderii formei și dimensiunilor sursei poluante iar utilitatea lor a fost demonstrată în determinarea parametrilor de câmp ai dispersiei.

Modelarea transportului poluanților în domenii tridimensionale implică de cele mai multe ori acceptarea sursei ca o sursă punctuală, dimensiunile geometrice ale acesteia fiind mult inferioare extensiilor geometrice ale mediului modelat.

Diverși autori dau soluții analitice ale transportului poluanților cu referire la două tipuri de surse punctuale și anume:

- modelul sursei finite de formă paralelipipedică (Hunt (1979) [37]);
- modelul sursei punctuale (Baetsle (1969) [37] ).

Astfel pentru o sursă punctuală Baetsle citat de [37] dă următoarea soluție analitică:

$$C(x,y,z, t) = \frac{C_0 V_0}{(8 \pi t)^{\frac{1}{2}} (D_x D_y D_z)^{\frac{1}{2}}} e^{\left( -\frac{(x-vt)^2}{4D_x t} - \frac{y^2}{4D_y t} - \frac{z^2}{4D_z t} - \lambda t \right)} \quad (3.21)$$

Modelul de mai sus implică o curgere unidimensională într-un câmp de viteze paralel cu **Ox**, dispersii longitudinale și transversale și degradare.

Semnificația notațiilor din (3.21) este următoarea:

- C<sub>0</sub>** concentrația sursei [ML<sup>-3</sup>];
- V<sup>0</sup>** volumul inițial al sursei [L<sup>3</sup>];
- v** viteza poluantului [LT<sup>-1</sup>];
- **D<sub>x</sub>, D<sub>y</sub>, D<sub>z</sub>** coeficienții dispersiei hidrodinamice [L<sup>2</sup>T<sup>-1</sup>];
- x,y,z** variabile spațiale [L];
- t** variabila temporală [T];
- **λ** constanta de degradare [T<sup>-1</sup>].

Se observă că soluția (3.21) cuprinde efectul cumulat a trei soluții unidimensionale după direcțiile axelor de coordonate.

Reprezentarea grafică a soluției (3.21) pentru diverse momente  $t_i > t_0$  este dată în fig. 3.4.

Concentrația maximă se va înregistra în punctele de coordonate  $(x_i = vt_i, (i=0, 1, \dots, n), y=0, z=0)$  având valoarea dată de relația 3.22.

Extinderea penei de poluant după direcțiile axelor de coordonate este dată de 3.23-3.25.

$$C_{\max} = \frac{C_0 V_0 e^{-\lambda t}}{(8\pi t)^{\frac{1}{2}} (D_x D_y D_z)^{\frac{1}{2}}} \quad (3.22)$$

$$e_x = 3\sqrt{2D_x t} \quad (3.23)$$

$$e_y = 3\sqrt{2D_y t} \quad (3.24)$$

$$e_z = 3\sqrt{2D_z t} \quad (3.25)$$

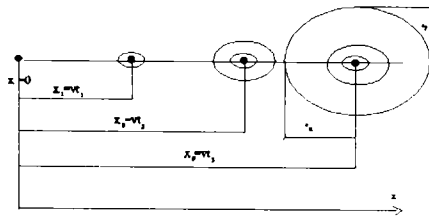


Figura 3.4 Evoluția concentrației în timp-sursă punctuală

Din punct de vedere fizic și în corelație cu modelul statistic al dispersiei, extinderea penei de poluant după axele de coordonate reprezintă conturul închis tridimensional (elipsoid, fig.3.4) în care este concentrată 99.7 % din cantitatea de poluant.

### 3.2 Metode numerice de rezolvare a ecuațiilor de transport

Metodele numerice au devenit în ultimii ani un mijloc modern și eficace de obținere a soluțiilor ecuației transportului poluanților în acvifere grație creșterii puterii și vitezei tehnicii de calcul și nu în ultimul rând avantajelor acestor metode, avantaje conferite de următoarele elemente:

- număr mare de variante de simulare realizabile și timp redus de execuție;
- parametrii de modelare (conductivități hidraulice, transmisivități hidraulice, porozități și dispersivități) aferenți modelelor de curgere și transport variabili;
- domenii spațiale modelate de o mare diversitate geometrică;
- condiții la limită și inițiale dintre cele mai variate ca tip și localizare în model;

-modelul numeric odată realizat pentru o situație dată, permite simulări ulterioare cu caracter de verificare, exploatare, prognoză și nu în ultimul rând,

-baza materială necesară (hard și soft) este relativ redusă, accesibilă, și la un preț redus.

În profida avantajelor arătate mai sus, modelarea numerică a transportului poluanților este totuși un proces complex și dificil care se explică prin următoarele :

-transportul poluanților în acvifere este un proces complex care necesită caracterizarea fenomenului din punct de vedere hidraulic, hidrogeologic, chimic și bacteriologic;

-precizia rezultatelor obținute este strâns legată de datele de intrare de modelare la rândul lor bazate pe interpretarea studiilor de teren existente care din păcate încă nu fac obiectul unei monitorizări constante și precise;

-nu în ultimul rând abilitatea, experiența și intuiția utilizatorului fac dintr-un model numeric un puternic instrument de analiză și prognoză a transportului poluanților în acvifere.

Din punct de vedere fizic poluarea acviferelor reprezintă o combinație a două tipuri de probleme: o problemă de echilibru ( curgerea apei subterane în acvifer) și o problemă de propagare în timp (transportul poluanților în același acvifer).

Principial modelarea numerică a transportului poluanților în acvifere comportă realizarea și rularea a două modele și anume:

-un model de curgere având obiect ecuația (2.8) și funcția necunoscută  $h$  ( înălțime piezometrică) care pe baza datelor de intrare de domeniu și a condițiilor la limită are drept rezultate distribuția spațială, respectiv temporală a înălțimilor piezometrice și a vitezelor de curgere a apei subterane;

-un model de transport care pe baza datelor de intrare de domeniu, a parametrilor de transport și a condițiilor la limită și/sau inițială rezolvă ecuația (2.37) de funcție necunoscută  $C$  ( concentrația poluantului), folosind pentru aceasta câmpul de viteze rezultat din modelul de curgere.

Cele două modele pot fi cuplate sau decuplate (independente) cu reprezentarea din figura 3.5. Dacă câmpul de concentrații rezultat din modelul de transport la momentul  $t_i$  modifică datele de intrare ale modelului de curgere (densități, permeabilități) rezultă că modelul de curgere trebuie rulat din nou cu noile date rezultând un nou câmp de viteze corespunzător care va fi folosit la momentul următor  $t_{i+1}$  . In acest caz cele două modele sunt cuplate. Dacă câmpul de concentrații nu modifică datele de intrare ale modelului de curgere cele două modele sunt independente ( decuplate) respectiv modelul de curgere se rulează o singură dată.

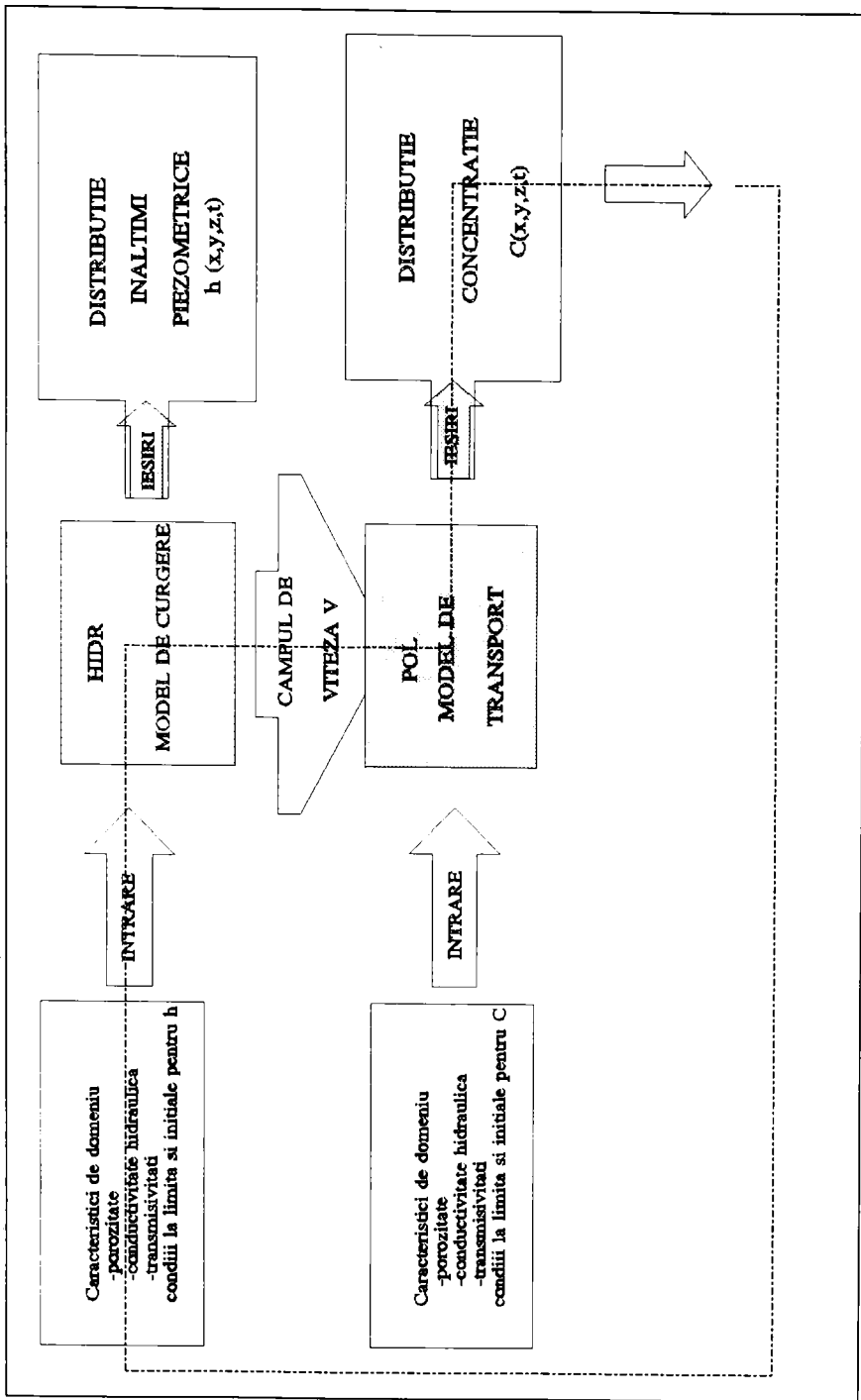


Figura 3.5 Schema cuplării/decuplării modelelor numerice

Din punct de vedere matematic ecuația transportului poluanților în acvifere este o ecuație cu derivate parțiale de tip parabolic cu variabile spațiale, respectiv temporală, independente, a căror număr depinde de tipul modelului (uni-, bi-, respectiv tridimensional).

Metodele numerice de rezolvare a ecuației cu derivate parțiale se diferențiază după tipul formulării problemei și în principal sunt reprezentate de metoda diferențelor finite (MEDIF) și metoda elementelor finite (MEFIN).

### **Metoda cu diferențe finite**

Este o metodă tradițională în rezolvarea ecuației transportului poluanților și are la bază formularea diferențială a problemei. Formularea diferențială constă în explicitarea în formă scalară a ecuației (2.8), precizarea domeniului și a caracteristicilor sale urmate de precizarea condițiilor la limită și/sau inițiale. Metoda cu diferențe finite constă din discretizarea domeniului și aproximarea ecuației cu derivate parțiale cu ecuații cu diferențe finite care din punct de vedere matematic sunt consistente [35].

Exprimarea derivatelor parțiale ale ecuației de bază (2.8) prin diferențe finite conduce la relații algebrice simple între valorile concentrației în elementele de discretizare (noduri, celule, volume). Ansamblând sistemul de relații în tot domeniul se obține un sistem de ecuații liniare a cărui rezolvare conduce la aflarea necunoscutelor, respectiv valorile discrete ale concentrației. Ușurința cu care se exprimă derivatele parțiale și simplitatea metodei diferențelor finite o fac accesibilă.

Prin aproximarea derivatelor de ordinul întâi spațiale și temporală apar probleme speciale cum este stabilitatea soluțiilor, așa numita dispersie numerică. Eliminarea instabilității soluției și limitarea efectelor negative ale dispersiei numerice se face în principiu prin alegerea unor pași de discretizare în timp și spațiu mici ceea ce constituie un dezavantaj al metodei prin creșterea efortului de calcul [24,48,55].

### **Metoda cu elemente finite**

Rezolvarea ecuației transportului poluanților prin metoda elementelor finite se face uzual în două variante ce depind de tipul de formulare matematică a problemei.

Variante de aplicare Rayleigh-Ritz are la bază formularea variațională în baza căreia soluția cu derivate parțiale (2.8) ce respectă condițiile la limită și inițiale date, se obține prin minimizarea unei funcționale căutate în baza teoriei calculului variațional.

Metoda reziduurilor ponderate, varianta de aplicare Galerkin are la bază formularea



diferențială pentru care se caută o soluție aproximativă astfel încât eroarea ponderată pe domeniu să fie nulă.

În ambele cazuri, în baza unei discretizări prealabile a domeniului de definiție, problema se reduce la rezolvarea unui sistem de ecuații liniare având necunoscute valorile funcției în punctele de discretizare spațiale corespunzător unui moment dat. Prin incrementarea variabilei temporale cu pași de timp se obține evoluția în timp și spațiu a concentrațiilor.

Elementul definitoriu în rezolvarea prin metoda elementelor finite este tipul discretizării și interpolării folosite. În exprimarea derivatei temporale a concentrației se folosesc și aici dezvoltări "înainte" sau "înapoi" obținându-se varianta "explicită" sau "implicită"

De precizat faptul că în aplicarea metodei elementelor finite pentru ecuația de bază (2.37) este evitată dispersia numerică [89,91] iar finețea discretizării poate varia în domeniul de definiție ( spațiul) în funcție de punctele de interes existente.

În literatura tehnică de specialitate există numeroase programe realizate pe baza elementelor finite având la bază conceptele prezentate mai sus ori completări și combinații ale acestora cu alte tehnici moderne de modelare numerică [21,38,73,95].

În tabelul 3.2 se prezintă o sinteză documentară a câtorva modele numerice, cu caracteristicile lor, respectiv metodele și tehnicile numerice de realizare.

### **3.3 Metoda drumului aleator (Random Walk)**

Metoda drumului aleator (RW) este în esență o metodă statistică de rezolvare a ecuației de transport a poluanților în acvifere și se bazează pe ideea că procesul de dispersie în esență este un proces aleator. Din descrierea proceselor de transport se poate observa că în esență transportul substanței poluante în acvifer se face prin două tipuri de mișcări: una de-alungul liniilor de curent respectiv cea de-a doua fiind o mișcare aleatoare determinată de dispersia longitudinală și transversală.

Poluantul (masa acestuia) se va reprezenta printr-un număr finit de particule discrete. Fiecare din aceste particule este antrenată de mișcarea apei și reprezintă ca și masă o fracțiune din masa totală de substanță poluantă.

Pentru înțelegerea bazelor metodei RW se observă că soluția analitică a ecuației transportului convectiv-dispersiv dată de Ogata-Banks [70], prezentată în paragraful 3.1 se mai poate scrie sub forma:

$$C(x, t) = \frac{1}{(4\pi\alpha_L Vt)^{\frac{1}{2}}} \exp\left[-\frac{(x-Vt)^2}{4\alpha_L Vt}\right] \quad (3.27)$$

care cu schimbarea de variabilă  $x' = x - Vt$  are reprezentarea grafică din figura 3.6.

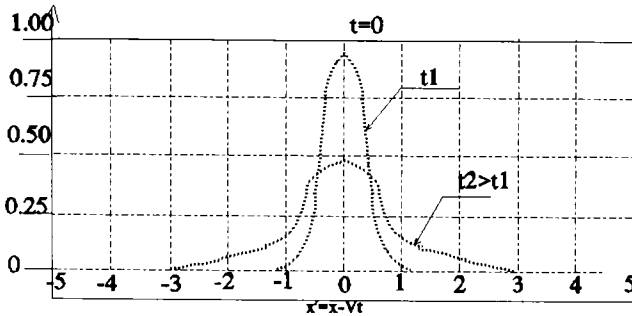


Figura 3.6 Graficul funcției  $C(x', t)$

Pe de altă parte, este cunoscut că o variabilă aleatoare  $x$  are o distribuție normală dată de funcția de densitate :

$$n(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} \exp\left[-\frac{(x-u)^2}{2\sigma^2}\right] \quad (3.28)$$

unde:

- $\sigma$  abaterea standard a distribuției;
- $u$  media distribuției.

Identificând :

$$\sigma = \sqrt{2\alpha_L Vt} \quad (3.29)$$

$$u = Vt \quad (3.30)$$

$$n(x) = C(x, t) \quad (3.31)$$

se observă că relațiile 3.27 și 3.28 sunt echivalente, sau altfel spus dispersia poluantului în

mediul poros poate fi considerat un proces aleator tinzând către o distribuție normală.

Practic, în metoda RW împrăștierea datorată dispersiei după direcție oarecare  $x$  este dată de mărimea:

$$\sqrt{2\alpha_L \Delta x} A(0) \tag{3.32}$$

unde cu  $A(0)$  s-a notat o funcție aleatoare cu valori în intervalul  $(-\sigma, \sigma)$ , obținută dintr-o distribuție normală numerică având abaterea standard 1 și media 0. Această funcție poate fi generată cu ajutorul calculatorului pentru fiecare particulă.

Dacă procesul de mai sus este repetat pentru un mare număr de particule toate având aceeași poziție de plecare și același termen convectiv, se obține o funcție de distribuție discretă însă de particule interpretabilă ca și o concentrație dată de funcția de densitate:

$$C(x, t) = n(x) = \frac{N_0}{\sqrt{2\pi} \sqrt{2I_x \Delta x}} \exp\left[-\frac{(x - V_x \Delta t)^2}{4I_x V_x T}\right] \tag{3.33}$$

unde prin  $I_x$  s-a notat poziția după axa  $x$  în care se va regăsi o anumite fracțiune din numărul total de particule  $N_0$  folosit în simulare.

Repetând raționamentul de mai sus și pentru dispersia transversală și însumând efectele se obține distribuția de concentrație cerută. Din relațiile de mai sus se observă că vitezele de curgere după cele două direcții se cer a fi cunoscute prin rularea modelului de curgere.

În privința numărului de particule folosit, [77] arată că nu este necesar un număr exagerat comparabil cu nivelul molecular (ceea ce ar garanta o distribuție exactă), rezultate satisfăcătoare putând fi obținute cu un număr maxim de particule limitat la valoarea 5000, respectiv 10000 recomandat de alți autori [56].

### 3.4 Metoda folosită și descrierea programului utilizat în lucrare

Programul folosit în studiul de caz din capitolul 4 este Aquifer Simulation Model (ASM) [57], un soft specializat care are la bază metoda diferențelor finite pentru mișcarea apei și metoda drumului aleator RW pentru transportul poluanților în acvifere.

Programul poate fi folosit în următoarele scopuri:

- interpretări și evaluări ale măsurătorilor hidrogeologice;

-prognoza nivelelor hidrostatice și proiectarea sistemelor de exploatare a apelor subterane;

-studii de impact privind poluarea acviferelor;

-interpretarea datelor de concentrație obținute din monitorizarea calitativă a apelor subterane;

-proiectarea măsurilor de depoluare a apelor subterane.

Programul **ASM** este un program de curgere și transport bidimensional având la bază metoda diferențelor finite respectiv metoda drumului aleator (**RW**). Discretizarea domeniului mișcării se face prin celule rectangulare, mărimile hidraulice și de transport caracteristice domeniului fiind asigurate în centrul celulei (variantele celulare).

Metodele de rezolvare a sistemului de ecuații liniare obținut din asamblarea pe celule sunt iterative și depind de versiunea programului, în esență acestea constând în: metoda iterativă Gauss-Seidel, metoda gradientilor conjugați, respectiv metoda iterativă a direcțiilor alternante implicite [77].

În urma rezolvării sistemului de ecuații distribuția înălțimilor piezometrice poate fi obținută grafic pe monitor respectiv la plotter sau imprimantă. Vitezele de mișcare sunt reprezentate sub formă grafică având la bază integrarea Euler.

Pentru rezolvarea ecuației de transport este folosită metoda drumului aleator (**RW**) în baza teoriei Ito-Fokker-Planck, cu precizarea că este aplicabilă doar în cazul regimului permanent de mișcare.

Programul este caracterizat prin următoarele opțiuni/variante posibile a se procesa:

-curgere în regim staționar/nestaționar;

-acvifer omogen/neomogen, cu nivel liber sau sub presiune, izotrop sau anizotrop;

-puțuri de injecție/extracție cu debite constante sau variabile;

-fluxuri constante pe contur;

-aport din precipitații variabil în timp și spațiu;

-alimentarea sau drenarea acviferului pe toată suprafața modelată sau pe porțiuni ale acesteia;

-injecții permanente/instantanee de poluanți;

-rezultate grafice ale distribuției spațiale a înălțimilor piezometrice, respectiv a izocronelor în jurul puțurilor de pompare sau a puțurilor de observație;

-bilanțul apei pentru suprafața totală/parțială modelată cu prezentarea numerică și grafică a elementelor de intrare/ieșire.

Programul este unul interactiv cu importante facilități grafice opționale, datele de intrare și ieșire fiind obținute în urma unui dialog opțional utilizator/soft.

Cerințele minime hard/soft sunt reprezentate de următoarele elemente informatice:

-calculator IBM/compatibil cu procesor matematic (în ultima variantă 5.0), având memoria de bază RAM la 640 KB, extensie de memorie 4 MB RAM și placă grafică CGA, EGA sau VGA, hard disk;

-sistem de operare MS-DOS 3.1 sau versiuni ulterioare;

-Compiler Microsoft Basic 7.1 (4.0), respectiv Compiler Lahey Fortran în cazul în care se dorește modificarea programului sursă și recompilarea lui;

-ploter/imprimantă seriale.

Programul sursă este realizat în limbajul de programare Microsoft Quick Basic, fiind prezentă și varianta executabilă având în componență următoarele module:

-ASM.EXE -programul principal;

-ASMIN.EXE -modul de introducere a datelor de intrare;

-ASMSIM1..3 -EXE (Versiunea 5.0)- module de rezolvare a sistemului de ecuații liniare după metodele prezentate anterior;

-ASMISO.EXE-modul de reprezentare grafică a rezultatelor din rezolvarea ecuației de curgere;

-ASMTTP.EXE -modul de rezolvare a ecuației de transport;

-ASMGRAFI..2.EXE -module de reprezentare grafică a rezultatelor obținute din rezolvarea ecuației de transport;

-ASMWB.EXE - modul de calcul și reprezentare a elementului bilanțului apei;

-ASMPL.EXE -modul de tipărire la periferice grafice;

-ASMPRF- fișier conținând fișierele folosite (profilul folosit) în ultima secvență de lucru.

Secvența de lucru în folosirea programului implică parcurgerea următorilor pași:

-caracterizarea suprafeței modelate (tip acvifer, condiții la limită, permeabilitate/transmisivitate, coeficient de înmagazinare, condiții de alimentare, fiteța de discretizare, poziționarea surselor injecțiilor/extragerilor de debite și precizarea valorilor lor):

-calculul distribuției înălțimilor piezometrice;

-vizualizarea înălțimilor piezometrice și prelucrarea acestora;

-calarea modelului (ajustarea datelor de intrare de domeniu) astfel încât valorile înălțimilor piezometrice să se suprapună peste cele înregistrate la puțurile de observație din teritoriul modelat;

-recalcularea înălțimilor piezometrice și obținerea grafică a acestora;

-definirea elementelor de transport/timp și obținerea rezultatelor privind distribuția concentrațiilor;

-calarea modelului de transport (ajustarea elementelor de intrare specifice transportului) astfel încât datele de concentrație obținute prin rulare să se suprapună peste cele observate în câmp;

-interpretarea rezultatelor obținute și concluzii asupra lor.

Asupra pașilor secvențiali prezentați anterior și a elementelor cerute de aceștia se pot face următoarele precizări:

-porțiunile impermeabile ale modelului sunt caracterizate prin permeabilitate/transmisivitate nulă;

-porțiunile de frontieră cu condiții la limită precizate sunt caracterizate printr-un coeficient de înmagazinare mare ( $10^{20}$ );

-debitele extrase sunt afectate de semnul (-) iar cele de injecție de semnul (+);

Pentru o sesiune simplă de lucru (regim staționar în acvifer freatic/sub presiune) următoarele elemente sunt absolut necesare a se preciza pentru rularea modelului de curgere:

-condiții la limită;

-permeabilitatea/transmisivitatea;

-coeficientul de înmagazinare;

-grosimea acviferului/nivelul patului acviferului.

Fișierul conținând datele de intrare organizate pe matrici aferente fiecărui element de intrare este salvat pe disc cu nume respectând regulile MS-DOS, dar fără extensie, putând fi modificat de utilizator.

Rezultatele privind distribuția înălțimilor piezometrice este obținut într-un fișier cu același nume dar cu extensia .1, respectiv .2, .3, .n pentru cazul regimului nestaționar având definite n intervale de timp. Pentru regimul staționar un singur fișier de ieșire având extensia .1 va fi creat.

Pentru rularea modelului de transport se cer precizate următoarele elemente:

-porozitatea efectivă;

-factorul de întârziere;

-numărul de particule;

-dispersivitatea longitudinală și cea transversală;

-coeficientul difuziei moleculare;

-factorul de degradare;

-poziția sursei de poluare, tipul de injecție (permanentă sau instantanee) și debitul de injecție respectiv cantitatea de poluant pentru injecția instantanee.

Rezultatele privind distribuția spațială a înălțimilor piezometrice din modulul de curgere respectiv distribuția concentrației pot fi obținute grafic pe monitor, respectiv pot fi salvate pe disc sub forma unui metafișier într-un limbaj grafic Hewlet-Packard cu extensia .PGL. Aceste fișiere pot fi importate din editoarele de texte, respectiv pot fi convertite în format DXF pentru o procesare ulterioară cu softuri de design (AUTOCAD).

Tabelul 3.1 Modele numerice și tehnici de realizare

Nr crt	Autori, anul	Nr. dimens.	Metoda numerică	Model decuplat	Model cuplate
1	Lai, Jurinak, 1971	1	MEDIF	x	
2	Rubin, James, 1973	1	MEFIN	x	
3	Vallocchi, 1981	2	MEFIN	x	
4	Jennings, 1982	1	MEFIN	x	
5	Miller, Benson, 1983	1	MEFIN	x	
6	Kipp, 1986	1	MEDIF	x	
7	Grove, Shollenwerk, 1984	1	MEDIF	x	
8	van Beek, Pal, 1978	1	MEDIF		x
9	Grove, Wood, 1979	1	MEDIF		x
10	Dance, Reardon, 1983	1	MEDIF		x
11	Kirkner, 1984	1	MEFIN		x
12	Wals, 1984	1	MEDIF		x
13	van Ommen, 1985	1	MEDIF		x
14	Cedeberg, 1985	1	MEFIN		x
15	Bryant, 1986	1	MEDIF		x
16	Narasimhan, 1986	3	MEDIF		x
17	Appelo, Willemsen, 1987	1	MEFIN		x
18	Lewis, 1987	2	MEFIN		x
19	Kinzelbach, Rausch, 1989,1996	2	MEDIF	x	
20	Vatanaskyl, Cons. Engin. (AQUA), 1989	2	MEFIN	x	

## Cap.4 Studiu de caz. Frontul de captări subterane de alimentare cu apă a municipiului Arad

### 4.1 Prezentarea generală a frontului de captare

Dezvoltarea economică și demografică a municipiului Arad a făcut necesară extinderea pe măsură a alimentării cu apă a orașului pentru asigurarea din punct de vedere cantitativ și calitativ a debitelor cerute.

Zona este bogată în ape subterane (Conul de dejecție al râului Mureș) ceea ce a făcut ca alimentarea cu apă să se realizeze din surse subterane sub forma unor puțuri interconectate, amplasate la marginea orașului pe direcția nord.

Frontul a fost realizat etapizat în mod diferit atât în ceea ce privește numărul de puțuri cât și distanțele dintre ele având punct de plecare Uzina de apă nr. 2. Având orientarea generală pe direcția sud-nord frontul trece pe la est de localitățile Sânleani, Livada, Zimand-Cuz, Zimandul Nou. În dreptul localității Andrei Șaguna s-a realizat o modificare de direcție spre vest față de proiectul inițial, în scopul limitării efectelor negative asupra zonelor agricole, frontul fiind aici oarecum paralel cu DN 79 Arad-Oradea.

Primele puțuri (SP) numerotate de la 22 la 9 au fost realizate în anii 1968-1969. (SP 8-57) în perioada 1971-1973, SP 58-62 între anii 1973-1974 iar SP 63-66 în anul 1977. Ultimele puțuri SP 67-105 au fost realizate în anul 1980. La ora actuală frontul de captare conține 91 de puțuri (SP) conectate la un colector general ce alimentează Uzina de apă nr.2.

Primele tronsoane au fost realizate cu distanțe între puțuri (raze de influență) de 250 m, urmând apoi ca prin îndesire distanța să rezulte 125 m, care distanță a fost păstrată ulterior și pentru ultimele tronsoane.

Numerotarea de identificare a puțurilor (SP) pe frontul de captare plecând de la Uzina de apă nr. 2 este următoarea: 22-1, 41-105, cuprinzând suplimentar puțurile intercalate cu numerele 54, '55', 63', 64 ' și 65'.

Puțurile captează complexul acvifer de medie adâncime, au adâncimea maximă între 90-100 m și sunt forate și echipate cu electropompe la un diametru de  $\phi$  110 mm pe tronsonul SP 22-14, respectiv  $\phi$  137 mm în restul acestuia.

Frontul este exploatat de Regia de Apă Canal, fosta Intreprindere Județeană de Gospodărire Comunală și Locativă Arad.



## 4.2 Caracterizarea geografică și hidrologică

Din punct de vedere geologic Câmpia Aradului aparține bazinului Panonic iar geomorfologic sectorului estic al acestuia, respectiv Câmpia Tisei.

Climatul este slab continental, zona este caracterizată ca semiaridă iar regimul hidrologic este periodic nepercolativ. In tabelul 4.1 se prezintă date climatice multianuale care caracterizează zona.

Tabelul 4.1 Date climatice multianuale.Stația meteorologică Arad

Precipitații (mm)												
I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Suma
Medii multianuale 1961-1990												
31.8	29.0	32.8	42.9	59.2	80.1	53.1	46.1	38.4	31.4	38.7	44.6	528
1993												
7.3	10.2	51.1	68.8	17.5	45.5	68.8	17.5	50.2	-	40.8	73.3	500.8
1994												
41.1	36.1	17.2	83.0	52.0	73.9	25.4	43.2	56.5	31.4	9.9	31.2	500.8
1995												
53.5	36.5	26.0	121.4	52.1	55.3	43.2	36.2	55.5	31.4	27.8	9.8	548.7
Temperaturi °C												
I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Medie
Medii multianuale 1961-1990												
-1.2	0.9	5.2	11.0	16.0	19.5	20.7	20.4	16.6	11	5.4	0.8	10.5
1993												
0.9	-3.1	3.2	10.4	18.6	20.3	20.9	21.6	15.3	11.0	2.9	3.6	10.3
1994												
2.9	1.7	7.6	11.1	16.2	19.5	23.7	22.7	20.3	9.6	4.5	1.2	11.8
1995												
-1.7	5.1	4.3	10.3	16.9	18.6	24.5	20.3	15.0	9.3	5.4	1.2	10.8

Câmpia Aradului are o pantă medie de 5 % de la sud- est spre nord-vest, cota generală a terenului fiind 112 m.

Rețeaua hidrografică în Câmpia Aradului este tributară râurilor Mureș și Crișul Alb. Mureșul traversează județul Arad de la est la vest pe o lungime de 135 km, suprafața bazinului râului Mureș fiind estimată la 27 056 km<sup>2</sup>, în dreptul postului hidrometric Arad. Debitele lichide

multianuale ale Mureșului la posturile hidrometrice Lipova, Arad și Nădlac se păstrează aproximativ constante la valoarea 185 mc/s, rezultând astfel în această zonă un debit specific de 6.6 l/skm<sup>2</sup>.

Debitul mediu lunar cu asigurarea 95 % pentru postul hidrometric Arad are valoarea  $Q_{95\%} = 27$  mc/s iar debitul minim zilnic la aceeași asigurare  $Q_{zi\ 95\%} = 1.4$  mc/s.

În zona de interes din considerente de modelare s-a realizat sectorizarea râului Mureș în opt tronsoane caracterizate prin nivele hidrometrice distincte ca valoare. Zona de interes este brăzdată de o serie de canale de construcție mai vechi sau mai nouă realizate în diverse scopuri. Canalul Morilor, paralel cu râul Crișul Alb are un traseu care începe din localitatea Bocsig și tranzitează zona până la frontiera cu Ungaria. Canalul a fost realizat în trecut pentru alimentarea cu apă a amenajărilor piscicole din zonă și a unor mori de apă de pe traseu, în prezent funcționând cu un debit nesemnificativ.

Canalul Matca a fost realizat în vederea legării râului Bigic (afluent al Crișului Alb) cu râul Mureș și pe această cale a transferării dintr-un bazin în altul a unui debit de apă apreciat la 9 000 000 mc/an. Canalul a fost folosit ca sursă de apă pentru irigații în zona Ineu și Podgoriile Aradului, în prezent debitele tranzitate sunt nesemnificative.

Cele două canale prezentate mai sus sunt cele mai importante din zonă, au adâncimi cuprinse între 3-5 m iar patul este constituit din argile impermeabile, exceptând canalul Matca în zona nord-vestică Ghioroc unde apar pietrișuri și nisipuri consistente.

În zonă este prezentă de asemenea o rețea de canale de irigații și desecare a căror debite sunt nesemnificative și nu prezintă un câștig de luat în seamă în bilanțul hidrologic al zonei.

#### **4.3 Caracterizarea hidrogeologică**

Prezenta caracterizare hidrogeologică are la bază o serie de studii de teren realizate în anii anteriori de diverse instituții în următoarele scopuri:

- prospectarea rezervelor de apă subterană ale conului de dejecție al râului Mureș în vederea alimentării cu apă a municipiului Arad (ISLG București și ISPIF Bucurști) [101,105];

- posibilitatea îndeșirii puțurilor din primele două tronsoane și extinderea frontului de captare spre nord [102,103];

- eliminarea excesului de apă din Câmpia Aradului însoțită de alte lucrări hidroameliorative sau de regularizare a cursurilor de apă (ISPIF București, și IF București) [105];

-urmărirea curentă a parametrilor hidrogeologici ai zonei prin rețeaua de foraje hidrogeologice, freatice sau de adâncime (INMH București) și nu în ultimul rând ;

-verificarea curentă a parametrilor de exploatare a frontului de captare, îmbunătățirea lor în vederea re tehnologizării întregului sistem (PROED București) [103].

Zona frontului de captări subterane pentru alimentarea cu apă a municipiului Arad aparține unei importante hidrostructuri: conului de dejecție al râului Mureș. Formarea conului se presupune a fi începând din Levantinul Superior, Pleistocenul Inferior și continuând în Holocen. Umplerea lacului Panonic s-a făcut prin depuneri masive de material detritic adus de ape din Munții Apuseni, în același timp producându-se și o scufundare a întregii zone.

Conul propriu-zis este limitat la est de orașul Lipova, se întinde spre vest pe o lungime de aproape 70 km până în apropiere de Nădlac, are o mică extindere la sud de râul Mureș iar la nord este limitat de linia localităților Șimand-Pereg. Suprafața totală este estimată la 2210 km<sup>2</sup> din care aproximativ 1500 km<sup>2</sup> la nord de râul Mureș, zonă în care este amplasat frontul de captări subterane.

Grosimea maximă a depozitelor este de 222 m în zona Arad și descrește spre vest (185 m în zona Zădăreni respectiv 100 m în zona Iratoș) respectiv spre nord.

În general stratele acvifere sunt formate din nisipuri și pietrișuri de diverse granulometrii. Orizonturile acvifere sunt separate între ele prin intercalații lenticulare de argilă, argilă nisipoasă și prafuri argiloase ce asigură parțial separarea lor din punct de vedere hidraulic.

Prelucrarea și interpretarea datelor conținute de studiile hidrogeologice amintite anterior a scos în evidență existența a două unități hidrogeologice: unitatea câmpiei aluvionare ce acoperă cea mai mare parte a teritoriului în cauză și unitatea câmpiei loessoide (Câmpia Semlacului) situată în colțul sud-vestic al câmpiei, acoperind un procent de aproximativ 18 % din Câmpia Aradului.

Pentru câmpia aluvionară ce acoperă în principal partea de la nord de râul Mureș, din punct de vedere litologic au fost interceptate două complexe:

-un complex litologic superior cu extindere în adâncime până la 100 m constituit din depozite permeabile de grosimi mai mari și granulometrii în general grosiere cu intercalații impermeabile sub formă de argilă, și:

-un complex litologic inferior frecvent interceptat sub 100 m și chiar până la 400 m adâncime în care proporția orizonturilor permeabile este mai mică decât a orizonturilor impermeabile iar granulometria acestora este mai puțin grosieră.

Din punct de vedere hidrogeologic interesează doar complexul litologic superior în cadrul

căruia au putut fi individualizate la rândul lor următoarele strate acvifere:

#### **a) Stratul acvifer freatic**

Stratul acvifer freatic are o structură variabilă în teritoriu, în general însă este cu nivel liber și nu saturează complet depozitele permeabile în zona centrală Arad-Sântana, în timp ce în extremitățile zonei are un caracter ascensional saturând depozitele permeabile. Astfel în zona SP 21-1, 41-43 stratul acvifer freatic prezintă un acoperiș impermeabil de argilă și praf argilos de 2-5 m grosime, iar în zona SP 45-67 acesta se dezvoltă imediat sub stratul vegetal având o granulometrie grosieră.

Grosimea stratului acvifer freatic a fost găsită de 15 m în zona SP 22, 20.5 m la SP 9 și SP 46, respectiv de 28.5 m la SP 62, existând tendința de îngroșare pe direcția sud-nord. Intercalațiile lentiliforme de argilă apar în zona frontului începând cu SP 63 și continuând spre nord și având grosimi între 3 și 5.5 m. Granulometria este dată de nisipuri pietrișuri și bolovănișuri acestea din urmă dispărând spre nord. Coeficienții de permrabilitate variază între limitele 61.3-103 m/zi (CET) Arad și se poate aprecia o valoare medie în lungul frontului de captare de 65 m/zi ( $7.5 \cdot 10^{-4}$  m/s).

Patul stratului acvifer freatic este reprezentat printr-un nivel argilos continuu cu grosimi între 1-3 m în zona primului tronson (SP 22-1) și cu grosimi mai mari spre nord ( 11.8 m în zona SP 41).

Stratul acvifer freatic nu este exploatat prin frontul de captare ci doar în puțurile sătești din zonă, în care s-a înregistrat în ultimii ani o scădere continuă a nivelului piezometric.

Stratul acvifer freatic comunică hidraulic cu stratul acvifer imediat următor (stratul acvifer de medie adâncime în profida stratului impermeabil de separație. Zonele de comunicare vor fi precizate în detaliu și caracterizate din punct de vedere hidraulic în modelarea stratului acvifer freatic (modelul HIDR\_FR) în paragraful 5.2.

Râul Mureș influențează regimul nivelurilor din stratul acvifer freatic, precizarea sectoarelor de râu cu nivelele corespunzătoare făcându-se în același paragraf.

#### **b) Stratul acvifer de medie adâncime**

Constituie cel mai important strat acvifer al conului de dejecție al râului Mureș, motiv pentru care este exploatat prin frontul de captare. Nivelul piezometric al apei în strat este ascensional și se regăsește în general la valori apropiate de cele ale stratului acvifer freatic.

Granulometria acviferului este reprezentată de nisipuri grosiere și medii, pietrișuri și chiar bolovănișuri care se extind spre nord începând cu SP 55-57. Se regăsesc și aici intercalații lentiliforme de argilă dezvoltate pe lungimi și grosimi variate.

Grosimea complexului este variabilă situându-se între limitele 30-100 (120) m. în dreptul SP 4 grosimea acviferului a fost găsită de 68 m iar în dreptul SP 62 de 72 m. Mediind grosimile stratului obținute de pe întreaga zonă de interes se obține o grosime medie a stratului de 42.5m.

Coeficientul de filtrație pentru stratul acvifer de medie adâncime, determinat pe linia forajelor F1 ÷ F8 și în dreptul forajelor F12, F15, și F23 a fost de 23.5 m/zi [105] valoare care confirmă rezultatele obținute prin alte studii de teren.

Stratul acvifer de medie adâncime este exploatat prin frontul de captare, puțurile având adâncimi cuprinse între 80-105 m, majoritatea însă între 95-100 m. Grosimea stratului captat prin puțuri este de 40-50 m.

Debitele de exploatare recomandate prin studiul hidrogeologic de bază ISPIF [105] se situează între valorile 15- 30 l/s și puț, diferențiat pe extinderea frontului. Debitele de exploatare realizate până în prezent sunt variabile, în general depășesc limitele recomandate (tabelul 4.3), ceea ce a condus la o funcționare în regim de nonechilibru a frontului, în zona acestuia nivelul piezometric local scăzând cu aproximativ 5 m.

Studiile hidrogeologice executate în zona de interes la nivelul anilor 1993-1994 [103] estimează faptul că extinderea frontului de captare spre nord la configurația actuală (91 puțuri) va determina în continuare funcționarea lui tot în regim de nonechilibru dacă debitele de exploatare se mențin ridicate.

Valoarea debitelor de exploatare și distribuția lor spațială pe lungimea frontului de captare, respectiv distribuția lor temporală vor fi precizate în modelarea propriu-zisă a stratului acvifer de medie adâncime (modelul HIDR\_FR) din paragraful 5.2.

Potabilitatea apei pompate din frontul de captare este constantă din punct de vedere chimic și bacteriologic și corespunde cerințelor indicatorilor de calitate prevăzuți de standardele românești [106].

Complexul litologic inferior este reprezentat printr-un strat acvifer de adâncime. Prin forajele de studiu executate stratul acvifer de adâncime a fost interceptat în general la adâncimi de la 82 m (Arad, Mândruloc) până la 180-185 m (Andrei Șaguna). Granulometria stratului este caracterizată prin nisipuri și pietrișuri alternând cu zona în care apar lianți argiloși. Și aici se regăsesc intercalațiile lentiliforme de argilă, însă de grosimi mai mici care cresc însă spre extremitățile nordice, vestice și estice ale conului.

Grosimile stratului acvifer de medie adâncime nu sunt exploatate în prezent prin frontul de captare din considerente care țin de costul ridicat al forării și echipării puțurilor, respectiv de implicațiile care ar decurge prin exploatare estimate în modificări negative ale parametrilor

hidrogeologici și de exploatare actuali.

Alimentarea conului de dejecție al Mureșului se face din:

- precipitații căzute în bazin;
- infiltrații de mal din râul Mureș în zonele în care acesta alimentează acviferul;
- scurgerea superficială provenită din zona Munților Highiș.

Referitor la râul Mureș acesta alimentează conul de dejecție în prima parte a acestuia (zona Lipova-Ghioroc), respectiv drenează apele conului în extremitatea vestică (zona Semlac-Nădlac).

Fluxul subteran principal are orientarea după direcțiile S-N, SE-NN, ESE-VNV și chiar E-V, în zona frontului de captare direcția principală de curgere fiind aproape perpendiculară pe linia frontului.

Comunicarea hidrolică între stratele acvifere prezentată anterior (freatic-medie adâncime) are loc în zonele în care stratele impermeabile de separație au grosimi mai mici sau chiar lipsesc și pe la capetele de strat de la marginea acviferului în special în extremitatea nord-estică. În plus, comunicarea hidrolică între cele două strate are loc și prin drenanță, respectiv prin pierderea de debit din acviferul freatic în favoarea celui de medie adâncime ca urmare a exploatării a acestuia din urmă, lucru de care se va ține seama în procesul de modelare.

Tabelul 4.2 Bilanțul apelor subterane în conul de dejecție al Mureșului

Specificare		m <sup>3</sup> /an
Intrări (+)	Precipitații la nord de Mureș (1590 km <sup>2</sup> )	1 025 550 000
	Șiroire din Munții Highiș 321 km <sup>2</sup>	25 600 000
<b>Total intrări</b>		<b>1 051 150 000</b>
Ieșiri (-)	Evapotranspirație	758 430 000
	Transfer prin canalul Matca în bazinul Crișului Alb	9 000 000
	Pierderi spre vest (Pereg, Grăniceri)	10 731 000
	Pierderi subterane spre bazinul Crișului Alb	8 451 600
<b>Total ieșiri</b>		<b>786 612 000</b>
<b>Diferențe (+/-)</b>		<b>+264 537 000</b>

Bilanțul apei în bazin s-a făcut în baza elementelor prezentate anterior (alimentarea conului) la care se adaugă ieșirile din sistem, elemente prezentate în tabelul 4.2. Din acest tabel

Tabelul 4.3 Caracteristici hidrogeologice și de exploatare a frontului [103]

Puț	NH initial m	Q <sub>max</sub> l/s	Q <sub>recom</sub> l/s	Q 1993 l/s	Adânc. puț l/s	K <sub>actual</sub> m/zi	K <sub>ințial</sub> m/zi
0	1	2	3	4	5	6	7
22	6.43	14.2	25	18.3	68	5.4	15.3
21	6.25	13.4	25	19.7	125	9.0	13.6
20	6.70	13.8	25	18.9	125	7.7	9.0
19	11	13.5	25	30.2	122.4	11.9	5.1
18	5.5	17.8	35	28.8	100	8.56	20.2
17	10.2	16.9	30	28.8	83	9.9	29
16	5.6	20	30	26.4	124	9.0	22
15	6.6	22	25	30	72.8	18.4	14.6
14	5.0	14.2	25	37.2	69.8	18.6	15.7
13	795	28	25	24.1	104	14	10
12	9.0	29.4	25	31.1	93	10	10
11	6.2	31.2	25	22.0	93	-	22
10	6.4	35.7	30	33	100	19.8	25
9	6.1	35.7	30	23.6	92	25.9	31
8	6.3	45	35	32.7	92	21.7	32
7	8.6	35.7	30	25.8	81	13.4	14
6	6.0	3.2	25	30.8	88	17.6	27
5	6.2	29.4	25	37.5	96	20	17
4	6.2	29.4	25	36.1	98	17.4	33
3	8.2	35.7	30	30.2	101	15	16
2	6.3	35.7	30	37	103	17.3	25
1	6.7	95.7	30	39.1	92	18.5	16
41	9.2	33.3	25	26.4	100	16.2	10
42	14	33	25	11.4	83	5.7	29
43	6.0	30.3	25	27.5	92	12.6	37
44	8.9	33	25	30.8	89	17.2	12
45	6.56	28.5	28	27.7	92	19.2	24.1
46	6.0	27	30	32	93	22.5	18.1
47	6.1	29	30	37	85	20.2	21.6
48	5.2	31.3	34.1	31.1	90	20.7	25.9
49	7.0	29	25	28.8	88	19.4	25.1
50	10.5	30	36.5	33.3	125	15.1	-
51	8.8	27.5	20	28.3	91	13.4	11.6
52	6.45	31	27.5	23.6	88.6	13.8	20.5
53	5.8	28.8	36	21.6	90	15.9	28.2
54	5.15	30	39	21.6	91	15.2	13.4
55	7.0	34	12.5	-	97	128	-
56	8.2	30.5	16.5	17.2	87	10.2	10.3
57	8.0	31	25	28	83	17	23.7
58	9.6	31.2	27.5	32.2	98	17.5	14.6
59	10.1	32.5	40	31.3	93	17.4	-
60	10.4	33	30	20.8	100	9.8	12.6
61	10.3	32	25	21.6	96	18.4	18.8
62	10.2	32	28.5	28.6	104	15.4	23.6

0	1	2	3	4	5	6	7
63	13	30	24	37	100	17.7	13.4
63'	11.8	22.7	17.5	25.1	100	14.1	11.7
64	11.4	30.5	22	23.3	97	13.1	17.1
64'	11	16.6	15.5	23.6	97	8.3	12
65	8.1	50	17.5	27.2	100	8.4	23.3
65'	9.0	26.8	26.5	-	100	-	35.8
66 bis	9.8	25	20	22.6	100	9	17.6
67	10.5	30	22.5	22.2	100	7	14.8
68	10.5	28.3	22.5	30.4	97.5	7.3	14.6
69	10.5	25	20.5	20.2	97.5	9	13
70	10.5	25	19	19.3	96	8.4	14.8
71	9.5	28	19	21.5	94	6.6	17.5
72	8.7	16.6	16.5	24.8	100	9.8	11.7
73	8.7	22.2	25	18.1	98	7.3	22.2
74	8.5	22.2	27.5	18.2	97	5.8	15
75	8.2	22	20	20.2	96	6.1	16.2
76	7.2	23.3	20	22.9	95	14.1	18.7
77	6.2	32	24.5	17.2	95	13.9	38
78	7.3	22	16.5	23.7	97	11.5	17.2
79	7.0	25	19	25.9	97	12.8	19.3
80 bis	5.8	32	24.5	24.1	100	14	31.7
81	6.8	22	16	23.4	99	9.9	13.7
82	5.3	28	27.5	30.2	100	12.8	14.8
83	4.2	30	32	23.2	100	15.1	31.2
84	4.5	27	30.5	16.8	100	12.1	26.9
85	5.4	29	27.5	27.8	100	9.2	20.6
86	5.5	34	24	25.2	103	9.4	20.5
87	3.6	27	30	23.7	100	11.7	26.9
88	3.2	33	37.5	23	100	8.6	41
89	4.8	30	25.5	25.6	100	11.7	18.8
90 bis	-	28.8	24.5	23.7	100	14	36.6
91	2.8	22.2	26.5	21.5	96	10.7	32.4
92	4.0	28	26	23.5	93	10.6	24.5
93	3.7	28	26	22.8	93.5	8.1	23.5
94	2.8	29	42.5	26.8	95	12	58.9
95	4.2	30	27.5	24.6	100	11.2	18.2
96	6.6	25.6	17.5	26.5	100	8.5	14.9
97	4.0	31	34	24.5	98.5	11	18.6
98	4.3	24	28	22.5	100	11	14.1
99	-	-	-	14.3	98	11.5	-
100	5.5	28	28.5	15.2	104	6.7	21.2
101	3.7	28.6	28	29.2	104	10.5	24.2
102	3.6	28.6	39.5	28.7	108	11.5	30.7
103	3.5	28	27	27.9	93	11.9	29.7
104	3.5	27.2	34	20.9	103	8.1	11.7
105	-	-	-	29.7	106	11.1	-



se remarcă variația anuală a rezervelor de apă subterană în bazin, rezultând un surplus anual de 264 537 000 m<sup>3</sup>/an respectiv 8388 l/s.

După cum se știe din literatura de specialitate [20,14], debitele exploatare dintr-o hidrostructură nu trebuie să depășească variația anuală a rezervelor. În anii 1980-1982 debitul exploatat în tot conul a fost de 4200 l/s iar la nivelul anilor 1990-1993 a scăzut în jurul valorii de 2800 l/s.

#### 4.4 Surse potențiale de poluare și caracterizarea lor

În cadrul zonei modelate sursa potențială de poluare a apelor subterane este reprezentată de Combinatul de Îngrășăminte Chimice (CIC) Arad, actualmente ARCHIM S.A. ARAD.

Situat la 15 km est de Arad, la extremitatea estică a localității Vladimirescu, combinatul ocupă o suprafață de 95 ha din care incinta industrială reprezintă 57 ha cu un grad de ocupare a suprafeței de 76.5 % (43.6 ha) respectiv 23 ha sunt ocupate de bataluri.

Combinatul a fost pus în funcțiune în anul 1977 cu primele linii tehnologice, ulterior intrând în funcțiune alte componente cerute de tehnologia specifică de producere a îngrășămintelor chimice. Nivelele de producție ale principalelor produse finite, ori intermediare specifice tehnologiei aplicate sunt prezentate în tabelul 4.3.

Tabelul 4.4 Capacități de producție CIC ARAD

Nr.crt.	Produs	Capacitate (t/an)	Anul punerii în funcțiune
1	Amoniac I	300 000	1977
2	Amoniac II	300 000	1988
3	Uree striping	420 000	1981
4	Acid azotic	480 000	1977
5	NPK	100 000	1977
6	Azotat amoniu și nitrocalcar	103 000	1977

Poluanții rezultați în urma procesului tehnologic au efect asupra apei, solului și atmosferei. În ceea ce privește poluanții în apă aceștia sunt reprezentați în principal de:

-condensul de proces de la striperul de condens (50 000 kg/oră) având compoziția: NH<sub>3</sub>-20 ppm, substanțe organice- 50 ppm, metale rare (Ni)-0.6 ppm și silice- 0.01 ppm;

-condensul stripat de la coloană (9100 mc/oră) având compus principal ionul NH<sub>3</sub> -0.6 mg/mc.

-deșeurile solide rezultate în urma procesării CaCO<sub>3</sub> depozitate în batatul de 2.4 ha la un volum de depozitare de 800 t/zi masă uscată.

Deșeurile rezultate la liniile tehnologice sunt reprezentate de compușii catalizatori ZnO (4.3 t/an), Co, Mo (2.25 t/an), Fe, Cr (22.5 t/an), Cu (54 t/an), Ni (2.7 t/an), respectiv  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  (9 t/an). Poluarea apelor are loc în principal deci cu ionii  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  și  $\text{PO}_4^{3-}$ .

Punctele de poluare sunt localizate în combinat în depozitele de materii prime solide vrac, depozitele de produse finite vrac (îngrășăminte), rampele de descărcare și rampele de ambalare-expediere. Alături de aceste puncte sigure și ușor de localizat sursele de poluare au fost reprezentate și de defecțiuni locale și accidentale ale rețelei de transport și distribuție a compușilor chimici folosiți în tehnologie.

Apa industrială uzată este neutralizată prin 4 stații locale de neutralizare și apoi prin stații de pompare este evacuată împreună cu apa uzată menajeră din incintă în râul Mureș.

În incinta combinatului au fost realizate 25 de foraje (15 m adâncime) de exploatare-urmărire a apei freatice, pentru care au fost înregistrate concentrațiile ionilor de  $\text{NH}_4^+$  și  $\text{NO}_3^-$ , începând cu anul 1983.

Odată cu punerea în funcțiune a combinatului nivelul de poluare al apelor freatice cu  $\text{NH}_4^+$  a crescut, după trei ani de monitorizare valorile concentrațiilor înregistrate variind în limite largi (335-3250 mg/l) [108].

În tabelul 4.5 se prezintă variația concentrațiilor pentru cei doi ioni în circa 6 puțuri din incintă.

În anul 1990 Combinatul de Îngrășăminte Chimice Arad este oprit din funcționare și supus coservării tehnologice, rămânând în funcție doar o linie tehnologică de oxigen care are producția redusă la jumătate din cea inițială, respectiv sectoare de activitate nesemnificative din punctul de vedere al studiului de față.

La nivelul anului 1997 sursele de poluare rămase active sunt reprezentate de halda de  $\text{CaCO}_3$ , și batalul de  $\text{CaCO}_3$  în suprafață de 2 ha.

Impactul sursei de poluare (Combinatul de Îngrășăminte Chimice Arad) asupra apelor subterane evaluat prin studii recente (la nivelul anului 1994) citate de [108] scot în evidență gradul înalt de poluare atât în incintă cât și în zona limitrofă imediată. Aceste studii însă se bazează pe interpretări asupra evoluției fenomenului de poluare doar în stratul freatic fără a lua în considerare stratul acvifer de medie adâncime.

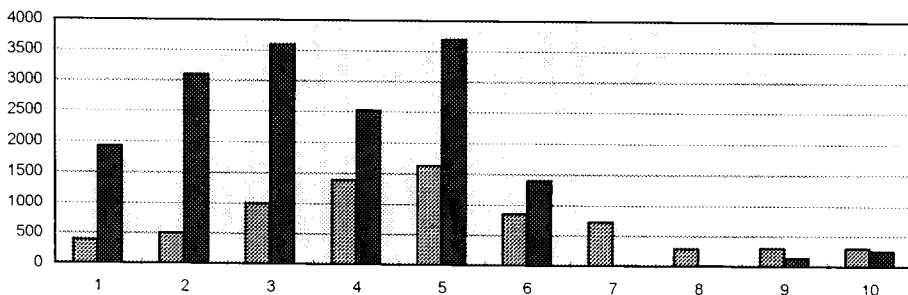
În unele puțuri însă nivelele concentrației celor doi ioni au o tendință de scădere în timp, urmare a opririi producției însă nu oferă indicii clare asupra evoluției fenomenului de poluare a apelor subterane din zona limitrofă combinatului respectiv zona frontului de captare Arad.

Tabelul 4.5 Variația concentrațiilor la puțuri din incintă

	Puțul AS 2 Hala NPK		Puțul AS 1 D.Carburanți		Puțul AS 14 Hala CaCO3		Anul
	Amoniu	Azotat	Amoniu	Azotat	Amoniu	Azotat	
1	383	1914	180	801	184	1454	1985
2	497	3101	220	868	226	1055	1986
3	996	3594	205	1263	242	933	1987
4	1384	2525	124	715	131	885	1988
5	1629	3692	45	136	111	842	1989
6	852	1389	23	187	217	256	1990
7	721	9	17	5	295	6	1991
8	286	13	16	7	127	4	1992
9	300	139	54	84	297	24	1993
10	300	247	3	284	183	270	1994

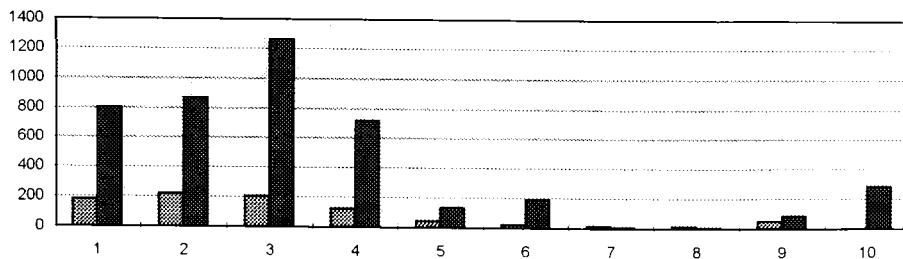
PUTUL AS 2

▨ Amoniu  
■ Azotat



PUTUL AS 1

▨ Amoniu  
■ Azotat



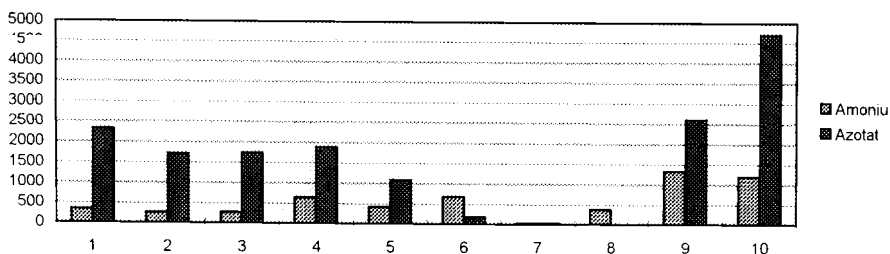
PUTUL AS 14

▨ Amoniu  
■ Azotat

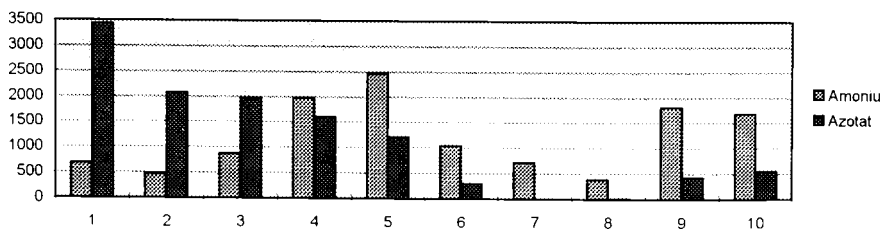


	Puț AS 15 Vest ADE		Puț AS 16.ADEX		Puț AS 18 exterior platforma		
	Amoniu	Azotat	Amoniu	Azotat	Amoniu	Azotat	Anul
1	341	2314	683	3436	116	1579	1985
2	253	1721	468	2074	298	1244	1986
3	266	1743	866	1955	134	523	1987
4	645	1882	1979	1608	321	902	1988
5	415	1090	2456	1209	138	271	1989
6	671	176	1045	302	76	327	1990
7	26	39	709	3	483	237	1991
8	370	3	383	10	110	8	1992
9	1338	2604	1817	429	1310	275	1993
10	1193	4702	1692	545	1093	214	1994

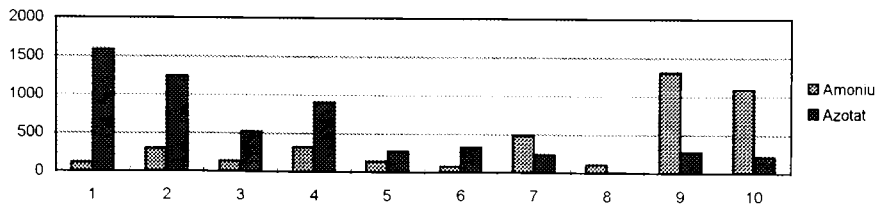
**PUT AS 15**



**PUT AS 16**



**PUT AS 18**



## **Cap.5 Modelarea numerică a curgerii și transportului poluanților în conul de dejecție al Mureșului**

### **5.1 Scopul modelării**

Conul de dejecție al Mureșului este cea mai importantă hidrostructură de apă subterană din vestul țării. Localizat la nord de râul Mureș se extinde spre nord până în apropierea comunei Șimand, în partea vestică până în apropiere de Nădlac, iar în est se extinde până în zona orașului Lipova, pe o suprafață totală de aproximativ 1400 km<sup>2</sup>.

Studiile hidrogeologice existente au scos în evidență existența a trei complexe acvifere distincte: stratul acvifer freatic, cel de medie adâncime și stratul acvifer de adâncime. Aceste strate acvifere au caracteristici geometrice și hidrogeologice diferite (prezentate în capitolul 4), iar primele două comunică hidraulic între ele pe anumite zone.

Din punctul de vedere al modelării numerice prezintă interes doar primele două complexe acvifere.

În baza acelorași studii hidrogeologice s-au determinat tipul condițiilor la limita domeniului precizat mai sus. Pentru ambele strate modelate frontiera nordică și estică este de tipul înălțimi piezometrice date (condiții de tip Dirichlet) iar frontiera sudică și estică sunt impermeabile.

Stratul acvifer freatic nu este exploatat la scară industrială ci doar prin puțurile sătești. Râul Mureș străbate sudul zonei modelate de la est la vest, alimentează stratul freatic în zona estică și are un efect drenant în partea vestică.

Stratul acvifer de medie adâncime este exploatat prin frontul de captare de alimentare cu apă a municipiului Arad. Frontul de captare este amplasat pe direcția sud-nord având punct de plecare Uzina de apă nr. 2 Arad și se întinde pe o lungime de aproximativ 26 km. Caracteristicile hidrogeologice, tehnice și de exploatare ale frontului de captare au fost prezentate în capitolul 4.

Datorită exploatării stratului acvifer de medie adâncime prin frontul de captare, stratul freatic este drenat și alimentează stratul de medie adâncime proporțional cu diferența de presiune astfel creată între cele două strate. Fluxul subteran are direcția generală de curgere SE-NV.

La 15 km est de Arad în amonte pe direcția curentului subteran, a fost construit Combinatul Chimic Arad, (actualmente ARCHIM S.A Arad) care a început să funcționeze din anul 1977.

Combinatul a produs îngrășăminte chimice și alte substanțe specifice tehnologiei acestora, având nivele ridicate de producție așa cum s-a arătat în paragraful 4.4. În anul 1990 producția este oprită și combinatul a fost pus în conservare.

Pe teritoriul combinatului beneficiarul a forat puțuri de observație prin care se urmărește poluarea apelor freactice.

**Scopul modelării** este pe de o parte obținerea situației reale a condițiilor de curgere în conul de dejecție al Mureșului. Această situație este dată de existența unui complex acvifer bistrat cu legăturile hidraulice corespunzătoare, condițiile de alimentare ale acviferului și nu în ultimul rând exploatarea acviferului de medie adâncime prin frontul de captare la parametrii actuali.

Alte studii și modele [98,99] ce au avut ca și obiect conul de dejecție al Mureșului în zona Arad, fie că au reprodus condiții de curgere la nivelul anilor 1980, fie că au reprodus aceste condiții doar parțial. Spre exemplificare modelul analogic electric realizat în 1980 nu a reușit să reproducă alimentarea freaticului din precipitații ori drenarea diferențiată pe zone a stratului acvifer freatic de către cel de medie adâncime.

Calarea modelelor de curgere pentru cele două strate acvifere s-a făcut prin modificarea/ajustarea datelor de intrare de domeniu (permeabilitate, transmisivitate) și a condițiilor la limită, pe anumite zone, astfel încât hidroizohipsele rezultate prin rulare să corespundă nivelelor înregistrate la puțurile hidrogeologice din zona modelată.

Pe de altă parte, modelarea numerică își propune a simula transportul poluanților de la sursa de poluare reprezentată de Combinatul Chimic Arad în cele două strate acvifere și în mod special în stratul de medie adâncime exploatat prin frontul de captare Arad.

Aspectele complexe legate de fenomenul de transport a poluanților în acviferul bistrat din zona Aradului sunt date de specificul sursei de poluare (tipul poluanților, nivelele de producție și implicit nivelele de poluare) și amplasamentul total greșit al combinatului față de frontul de captare având în vedere direcția fluxului subteran.

În acest context se precizează faptul că studiile și modelele analogice realizate au tratat problema transportului poluanților în zona Arad în mod simplificat, luând în considerare cazul unui trasor, respectiv fără a ține cont de interconectarea acviferelor, elemente care reprezintă limite ale acestor tipuri de modele.

Studiul condițiilor de funcționare a combinatului chimic permite stabilirea tipului poluanților și definirea tipurilor regimurilor de injecție, respectiv perioadele acestora.

## 5.2 Realizarea modelelor numerice

În realizarea modelelor numerice de curgere și transport a poluanților în acviferul bistrat din zona Aradului este necesar a reproduce condițiile hidraulice specifice existente în prezent, completate cu poluarea produsă de Combinatul Chimic Arad în care scop s-au avut în vedere următoarele faze de modelare.

1. În prima fază modelul numeric **HIDR\_FR** reproduce curgerea în stratul acvifer freatic. Pe baza datelor hidrogeologice de domeniu și a condițiilor la limita acestuia, alături de efectul râului Mureș și aportului din precipitații, prin rularea modelului se obține distribuția hidroizohipselor și câmpul de viteze în stratul acvifer freatic.

Stratul acvifer freatic este drenat de stratul de medie adâncime pe toată suprafața lui cu debite care cresc spre zona frontului, în care se manifestă denivelarea de sistem produsă prin exploatare.

2. În faza a doua modelul numeric **HIDR\_MA** simulează curgerea în stratul acvifer de medie adâncime. Condițiile hidraulice de curgere au fost stabilite pe baza studiilor hidrogeologice care au permis delimitarea domeniului, stabilirea elementelor geometrice și hidrogeologice de domeniu și a condițiilor la limita acestuia. Așa cum s-a arătat mai sus acviferul de medie adâncime este exploatat prin frontul de captare.

Modelul va lua în considerare alimentarea acviferului de medie adâncime prin drenanță care se manifestă la scara întregului model dar cu debite diferite. Aceste debite cresc în zona frontului de captare ca urmare a creșterii diferenței de presiune dintre cele două strate. De asemenea se va lua în considerare alimentarea acviferului de medie adâncime în zonele în care studiile hidrogeologice au evidențiat o comunicare hidraulică evidentă între cele două strate.

3. În faza a treia modelul numeric de transport **POL\_FR** simulează transportul poluanților în stratul acvifer freatic considerând sursa de poluare Combinatul Chimic Arad. Modelul are la bază modelului de curgere în stratul freatic **HIDR\_FR** care se completează cu parametrii de timp și transport. Studiul tipului producției și a perioadei de funcționare a combinatului au permis stabilirea tipului geometriei sursei, tipul poluanților și a regimurilor de injecție.

S-a luat în considerare un regim de injecție permanent dat de perioada de funcționare a combinatului (13 ani). Deși de extindere mare (76 ha), combinatul chimic a putut fi considerat ca o sursă punctuală datorită procentului mic (0.5%) din suprafața modelată.

Doi poluanți au fost luați în studiu (amoniu și azotat) pentru care ratele de injecție au fost

astfel stabilite încât poluarea rezultată în celula sursă să coincidă cu datele de monitorizare a concentrațiilor apelor freatice din incinta combinatului.

Sistarea funcționării combinatului chimic în anul 1990 a făcut necesară considerarea în continuare a unui regim instantaneu de injecție cu momentul inițial anul 1990, care permite prognoza poluării apelor freatice în viitor, funcție de timpul total de simulare.

4. În faza a patra modelul numeric **POL\_MA** simulează transportul poluanților în stratul acvifer de medie adâncime exploatat prin frontul de captare. Ca și în faza anterioară, modelul **POL\_MA** are la bază modelul numeric de curgere **HIDR\_MA** care se completează cu parametrii de timp și transport. Deoarece stratul acvifer de medie adâncime este poluat din stratul freatic, sursele de poluare sunt celulele poluate din stratul acvifer freatic în regimul de injecție permanentă.

Datorită slabei levigări a ionului de amoniu, un singur poluant a fost considerat în simulare și anume ionul azotat.

Regimul de injecție considerat a fost instantaneu, având moment inițial anul 1990, când combinatul a fost conservat. Timpii totali de simulare (10,20,30 ani) permit prognoze asupra nivelului poluării stratului acvifer de medie adâncime la nivelul anilor 2000, 2010, 2020.

Toate modelele numerice sunt de tipul bidimensional și au fost realizate cu ajutorul softului **ASM** (Aquifer Simulation Model) care are la bază metoda diferențelor finite pentru modelarea curgerii, respectiv metoda drumului aleator (Random Walk) pentru modelarea transportului poluanților în acvifere.

### **5.2.1 Modelul HIDR\_FR**

Realizarea modelului numeric ce reproduce curgerea hidraulică în stratul acvifer freatic comportă precizarea elementelor hidraulice și hidrogeologice de teren existente, pe baza studiilor avute la dispoziție și prezentate în paragraful 4.2, cu schematizările de rigoare în astfel de cazuri și anume:

-precizarea domeniului mișcării și a condițiilor la limita acestuia. Discretizarea domeniului mișcării s-a făcut prin celule rectangulare (893x731 m). Pașii de discretizare au rezultat pe de o parte din necesitatea de a exploata la maximum programul avut la dispoziție, iar pe de altă parte din necesitatea ca pașii spațiali de discretizare din modelele aferente stratului freatic și cel de medie adâncime să fie identici în vederea interconectării lor. Pentru



stratul acvifer freatic s-a delimitat zona de la sud de râul Mureș, respectiv cea de la sud-vest ca o frontieră impermeabilă. Aceasta are la bază concluzia studiilor de teren [100,101] privind granulometria și grosimea stratelor în această zonă. Pentru zona de est și nord-vest, prin prelucrarea profilelor hidrogeologice date în studiile de bază sau ajutătoare se poate defini un contur deschis de comunicare cu alte structuri adiacente având nivele piezometrice cunoscute considerate constante pe porțiuni caracteristice (condiții de tip Dirichlet). Aceste nivele piezometrice descresc de la valoarea maximă de 120 m (extremitatea estică în apropiere de râul Mureș, punctul A, fig.5.1) la valoarea minimă de 99.66 m în nord (punctul I). Nivelele piezometrice în puncte caracteristice preluate din studiile hidrogeologice amintite anterior s-au distribuit pe frontieră după o variație liniară, evitând diferențe mari de valori la noduri învecinate, pentru a reproduce pe cât posibil situația naturală existentă din teren. Nodurile având înălțimi piezometrice date vor fi caracterizate printr-un coeficient de înmagazinare supraunitar, pentru restul nodurilor (în regimul permanent și uniform considerat) acest coeficient fiind nul.

-precizarea caracteristicilor hidrogeologice ale domeniului. Pentru stratul acvifer freatic se poate accepta în baza aceluiași studii hidrogeologice amintite, o grosime medie de 14.5 m și un coeficient mediu de filtrație de 65 m/zi ( $7.5 \cdot 10^{-4}$  m/s). Reducerea coeficientului de filtrație în extremitatea nordică și vestică a zonei modelate s-a considerat nesemnificativă, aceste zone nefiind zonă de interes deosebit. Modelarea influenței Mureșului asupra stratului freatic s-a făcut prin considerarea unui coeficient de "leakage" [24, 56] în valoare egală cu unitatea în celulele care corespund albiei acestuia. În restul celulelor din domeniu acest coeficient are valoarea nulă. În plus, pentru celulele cu coeficientul "leakage" nenul este necesar a preciza valorile superioare și inferioare ale nivelelor de apă ale râului. Aceste nivele reprezintă nivele hidrometrice medii multianuale înregistrate pe râul Mureș, respectiv cotele fundului albiei pentru cea de-a doua categorie. Și în acest caz valorile folosite au încercat să reproducă panta naturală de curgere a râului Mureș care în zona de interes are variații mici fiind aproape constantă.

Alimentarea freaticului din precipitații se modelează în mod obișnuit printr-un debit uniform distribuit pe toată suprafață modelului reprezentând un procent (5-10 %) din precipitațiile utile medii anuale preluate din datele climatice. Din tabelul 4.1 se poate considera acest debit distribuit la valoarea 50 mm/an. Alegerea valorii alimentării stratului freatic din precipitații însă este un lucru dificil, modelul fiind "sensibil" la valoarea folosită, în sensul că hidroizohipselor diferă ca formă și amplasament. Pe de altă parte însă stabilirea procentului real din precipitațiile utile înregistrate în zonă și mediate în timp și spațiu este aproape imposibilă.

Acest lucru se datorează numărului mare de variabile ale problemei și anume :suprafața mare modelată (1239 km<sup>2</sup>), numărul redus de stații hidrometeorologice, structura planului de cultură, nivelul evapotranspirației reale și potențiale, etc. Iată de ce în modelul acviferului freatic stabilirea valorii de alimentare din precipitații este o problemă de calare și se face prin încercări. În cazul de față s-au folosit valori de alimentare de 50, 25 și 10 mm, alegându-se până la urmă ultima valoare, cu care deplasarea generală a hidroizohipselor pe direcția E-V este acceptabilă și se suprapune peste varianta martor, obținută din datele hidrogeologice.

Deoarece acviferul freatic nu este exploatat prin frontul de captare nu se vor prevedea puțuri de exploatare.

Reprezentarea domeniului mișcării, a caracteristicilor hidrogeologice specifice acestuia și a condițiilor la limită este prezentată sintetic în figura 5.1 iar valorile numerice folosite ca date de intrare în model sunt date de tabelul 5.1.

În cadrul domeniului modelat s-au evidențiat suprafețe care reprezintă zone de comunicare hidraulică între acviferul freatic și cel de medie adâncime, efectul comunicării prin drenanță fiind prins în modelul de medie adâncime.

Calarea modelului **HIDR\_FR** constă în rulări (ajustări) ale coeficientului de permeabilitate în jurul valorii medii, respectiv ale condițiilor la limită, în scopul obținerii unui spectru de hidroizohipse cât mai apropiat de varianta martor (Figura 5.2) reieșită din studiile de teren [105], sau studii teoretice/ prelucrări prin alte modele anterioare [100].

Configurația hidroizohipselor rezultate în urma calării modelului este prezentată în figura 5.3. Confruntarea hidroizohipselor rezultate în calare cu datele de la forajele hidrogeologice din zona modelată arată o bună concordanță, confirmând faptul că modelul este corect realizat.

Tabelul 5.1 Modelul HIDR\_FR. Date de intrare

Nr.crt.	Specificare/Valori/U.M	
1	Tip model: <b>ASM</b> Diferențe finite bidimensional (variantă celulară)	
2	Suprafață modelată: 1238.3 km <sup>2</sup>	
3	Lungime maximă model (x): 47 × 893=41971 m	
4	Lățime maximă model (y): 55 × 731=40205 m	
5	Pasul de discretizare: $\Delta_x = 893\text{m}$ ; $\Delta_y = 731\text{m}$	
6	Nr. celule din domeniu: 1897	
7	Coeficient de permeabilitate mediu $k=7.5 \times 10^{-4}$ m/s	
8	Grosime medie strat acvifer: $M = 14.5\text{m}$	
9	Condiții la limită	
	Frontieră cu înălțimi piezometrice (h) date	<b>A</b> h= 120.00 m <b>G</b> h= 114.00 m <b>B</b> h= 119.00 m <b>H</b> h= 104.10 m <b>C</b> h= 118.53 m <b>I</b> h= 100.23 m <b>D</b> h= 118.00 m <b>J</b> h= 99.66 m <b>E</b> h= 116.00 m <b>K</b> h= 100.34 m <b>F</b> h= 112.37 m <b>L</b> h= 101.06 m <b>M</b> h= 101.46 m
	Frontieră impermeabilă	<b>M-O-P-A</b>
10	Nivele râul Mureș	
	Punct de identificare	Nivel superior (m)
	M1	118.29
	M2	114.73
	M3	111.53
	M4	108.62
	M5	104.98
M6	101.13.	

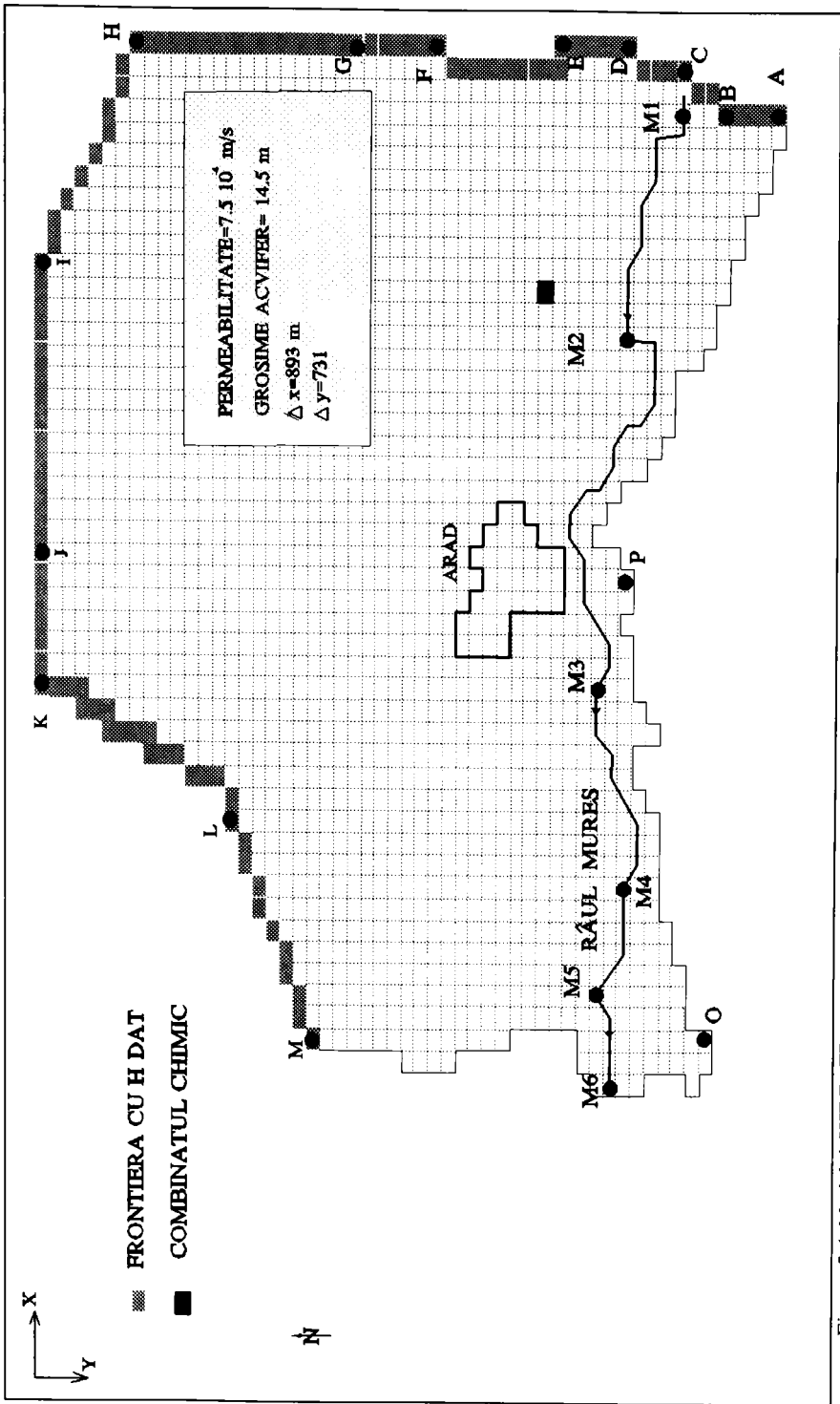


Figura 5.1 Modelul HIDR\_FR .Date de intrare de domeniu și condiții la limită

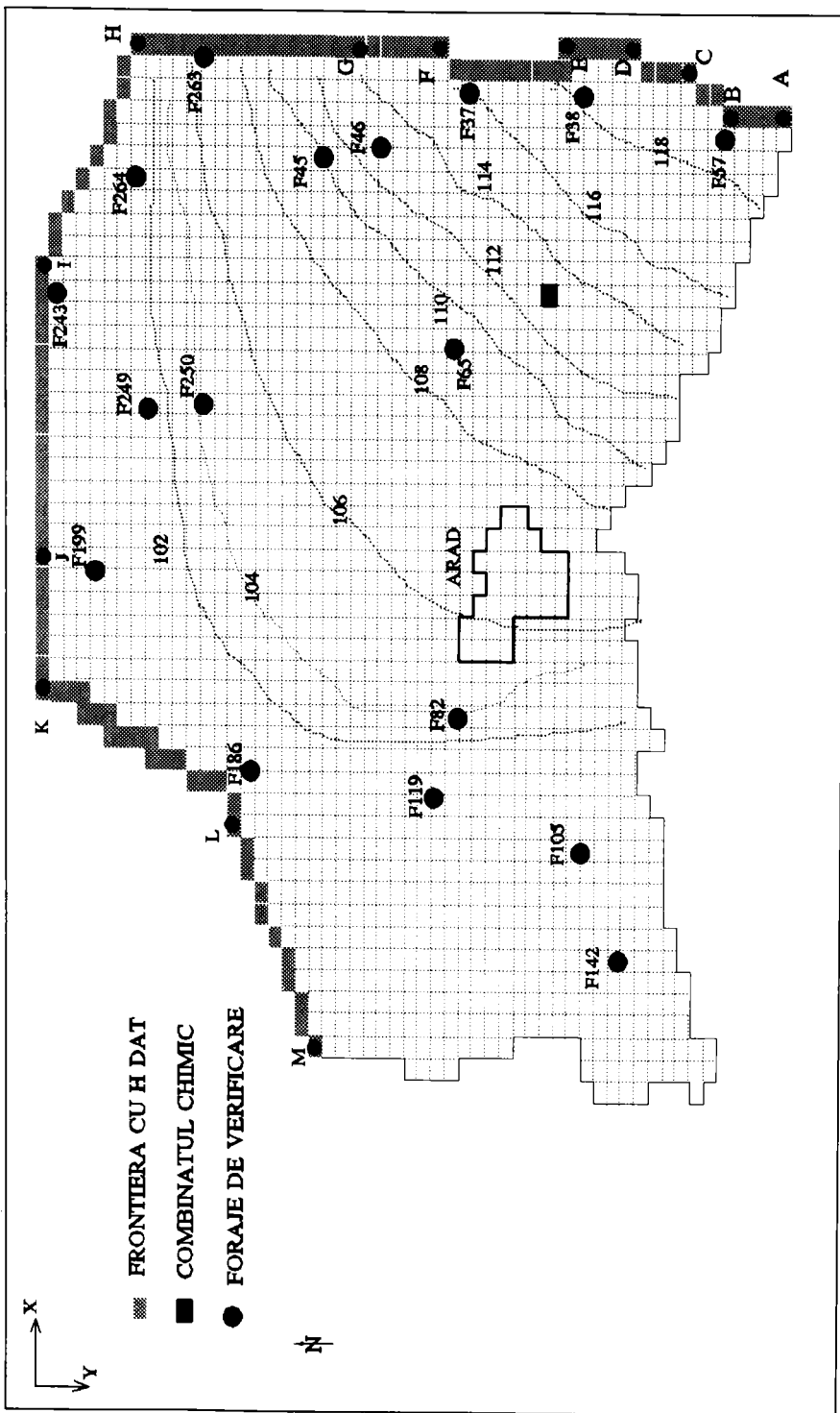
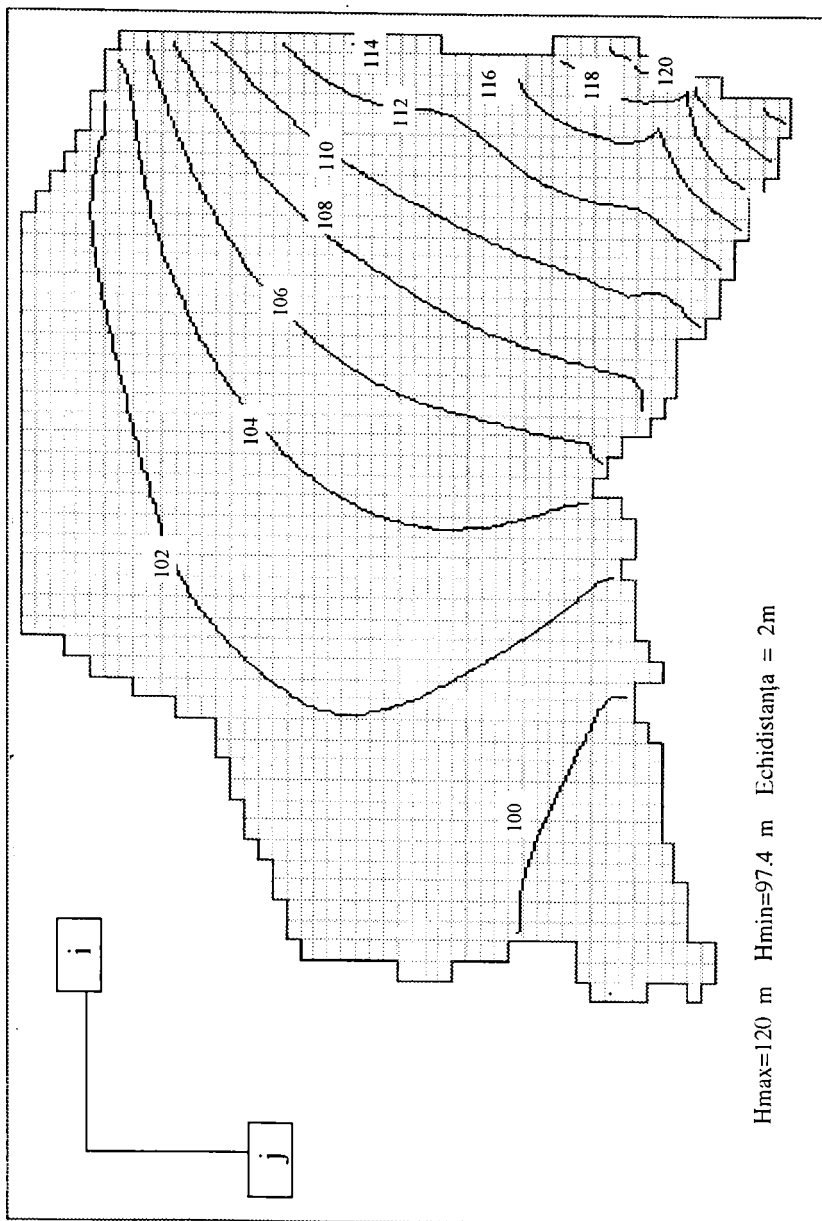


Figura 5.2 Modelul **HIDR\_FR** Hidroizohipse variantă **MARTOR**



Hmax=120 m Hmin=97.4 m Echidistanța = 2m

Figura 5.3 Modelul HDR\_FR. Hidrozohipse în varianta CALARE

### 5.2.2 Modelul HIDR\_MA

În ceea ce privește modelul de curgere aferent stratului acvifer de medie adâncime s-a urmărit reproducerea condițiilor hidraulice și hidrogeologice specifice prin precizarea aceluiași elemente de modelare-schematizare ca și în cazul precedent, cu următoarele observații:

-conturul impermeabil al domeniului (**A-P-O-N**) se extinde spre sud și vest față de modelul precedent (figura 5.4) din considerente ce au la bază granulometria și grosimea stratului acvifer de medie adâncime. Restul conturului modelat prin modelul HIDR\_FR, respectiv conturul **A-G-K-L**, rămâne valabil și pentru acest model, cu observația că ultimul aliniament **L-M** se prelungește pe aceeași direcție cu aproximativ 4200 m pînă în dreptul punctului N. Transmisivitatea medie a acviferului a fost acceptată la valoarea de  $862 \text{ m}^2/\text{zi}$  ( $0.01 \text{ m}^2/\text{s}$ ) avându-se în vedere în calcul o valoare medie de  $20.3 \text{ m}/\text{zi}$  pentru coeficientul de filtrație, respectiv o grosime medie a stratului acvifer de 42.5 m;

-conturul situat între punctele **A-G-K-M** are nivelele piezometrice date și variabile pe tronsoane ca și în cazul modelului anterior, la aceleași valori numerice;

-în suprafața modelată se va introduce efectul de pompă al frontului de captare. Se menționează faptul că frontul de captare cuprinde un număr de 91 de puțuri (SP) care se întind pe o lungime de 26 km, debitele de exploatare la nivelul anului 1993 fiind date de tabelul 5.3. În modelare însă, acest efect de pompă s-a introdus printr-un număr redus de puțuri (30) pe aceeași lungime de front, rezultând astfel debite modelate punctiforme cu valori superioare situației reale ceea ce constituie o limitare a posibilităților modelului. Alți consumatori industriali din zona modelată nu au fost considerați, monitorizarea acestora fiind aproape inexistentă.

-datorită exploatării acviferului prin frontul de captare, în strat se manifestă o denivelare locală care are valoarea maximă pe linia puțurilor. Scăderea presiunii în stratul de medie adâncime va determina drenarea stratului freatic. Modelarea acestui efect drenant s-a făcut prin diferite debite de alimentare a stratului de medie adâncime. Aceste debite s-au obținut prin rulări iterative ale modelului, iar valoarea a fost calculată prin produsul dintre coeficientul de permeabilitate al stratului argilos de separație dintre cele două acvifere și panta hidraulică. La rândul ei panta hidraulică s-a determinat ca diferența de presiune dintre cele două strate acvifere raportată la grosimea stratului de separație. Valorile astfel obținute sunt diferite, mai scăzute spre frontiera domeniului și mai ridicate spre zona frontului de captare situându-se în intervalul  $1-5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^3/\text{s m}^2$ . Valorile au fost determinate iterativ, pornind de la valoarea nulă pentru debite obținând o diferență de presiune maximă între cele două strate și calculând pe baza acesteia

Tabelul 5.2 Modelul HIDR\_MA. Date de intrare

Nr.crt.	Specificare/Valori/U.M															
1	Tip model <b>ASM</b> : Diferențe finite bidimensional (variantă celulară)															
2	Suprafață modelată: 1539.3 km <sup>2</sup>															
3	Lungime maximă model (x): 58 x 893 m = 41 971 m															
4	Lățime maximă model (y): 49 x 731 m = 40 205 m															
5	Pasul de discretizare: $\Delta_x = 893\text{m}$ ; $\Delta_y = 731\text{m}$															
6	Nr. celule din domeniu: 2358															
7	Transmisivitate medie <b>T</b> = 862 m <sup>2</sup> /zi = 0.01 m <sup>2</sup> /s															
8	Grosime medie strat acvifer: <b>M</b> = 42.5 m															
9	Condiții la limită															
	Frontieră cu <b>h</b> dat	<table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td style="width: 50%;"><b>A</b> h = 120.00 m</td> <td style="width: 50%;"><b>H</b> h = 104.10 m</td> </tr> <tr> <td><b>B</b> h = 119.00 m</td> <td><b>I</b> h = 100.23 m</td> </tr> <tr> <td><b>C</b> h = 118.53 m</td> <td><b>J</b> h = 99.66 m</td> </tr> <tr> <td><b>D</b> h = 118.00 m</td> <td><b>K</b> h = 100.34 m</td> </tr> <tr> <td><b>E</b> h = 116.10 m</td> <td><b>L</b> h = 101.06 m</td> </tr> <tr> <td><b>F</b> h = 112.37 m</td> <td><b>M</b> h = 101.46 m</td> </tr> <tr> <td><b>G</b> h = 114.00 m</td> <td><b>N</b> h = 101.96 m</td> </tr> </table>	<b>A</b> h = 120.00 m	<b>H</b> h = 104.10 m	<b>B</b> h = 119.00 m	<b>I</b> h = 100.23 m	<b>C</b> h = 118.53 m	<b>J</b> h = 99.66 m	<b>D</b> h = 118.00 m	<b>K</b> h = 100.34 m	<b>E</b> h = 116.10 m	<b>L</b> h = 101.06 m	<b>F</b> h = 112.37 m	<b>M</b> h = 101.46 m	<b>G</b> h = 114.00 m	<b>N</b> h = 101.96 m
	<b>A</b> h = 120.00 m	<b>H</b> h = 104.10 m														
	<b>B</b> h = 119.00 m	<b>I</b> h = 100.23 m														
<b>C</b> h = 118.53 m	<b>J</b> h = 99.66 m															
<b>D</b> h = 118.00 m	<b>K</b> h = 100.34 m															
<b>E</b> h = 116.10 m	<b>L</b> h = 101.06 m															
<b>F</b> h = 112.37 m	<b>M</b> h = 101.46 m															
<b>G</b> h = 114.00 m	<b>N</b> h = 101.96 m															
Frontieră impermeabilă	<b>A-Q-N</b>															
Debite prelevate																
Traseu : SPI-SPI05 Număr puțuri modelate :30 Debit unitar puț: 0.075 mc/s Debit total : 2.25 mc/s																



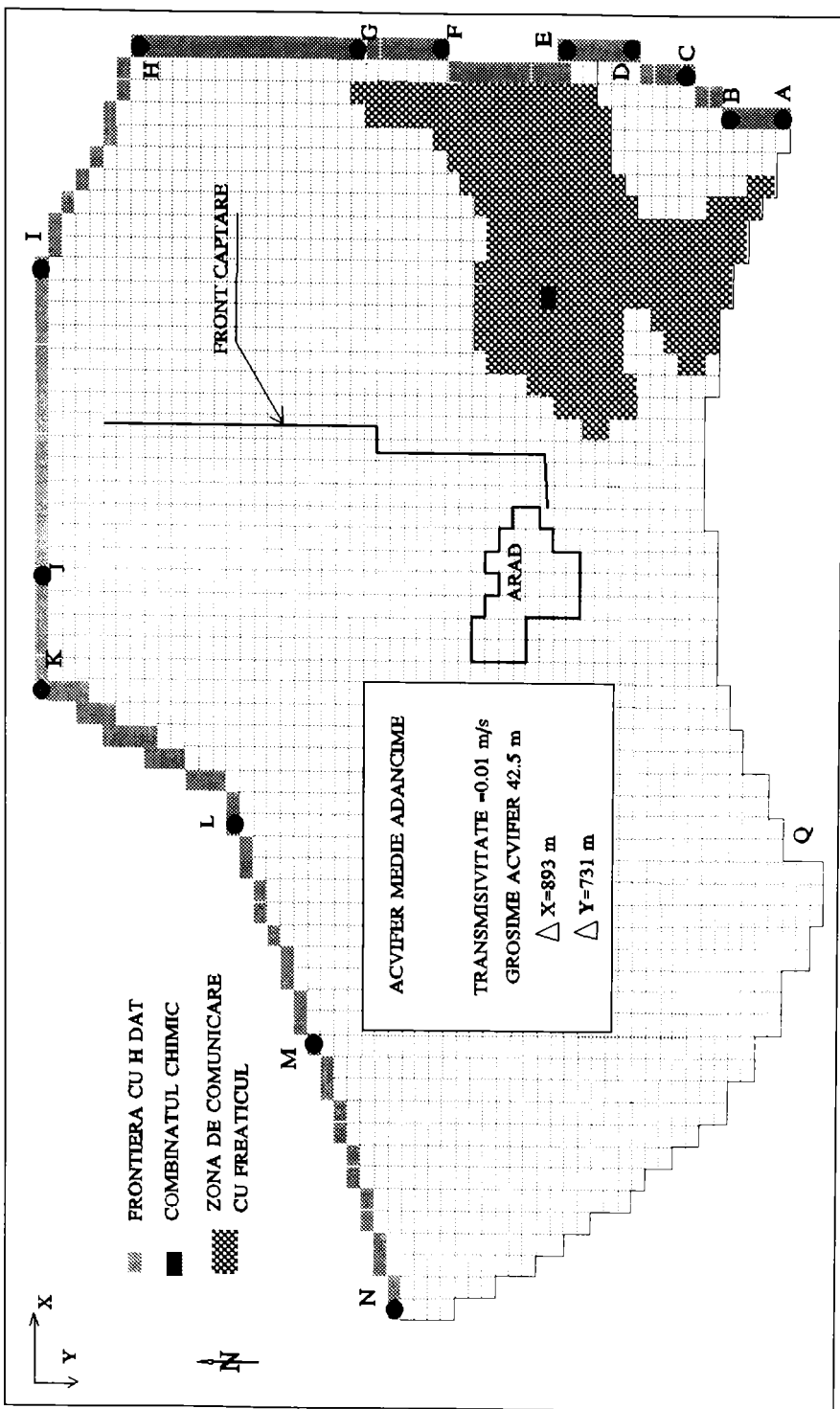


Figura 5.4 Modelul HIDR\_MA .Date de intrare de domeniu și condiții la limită

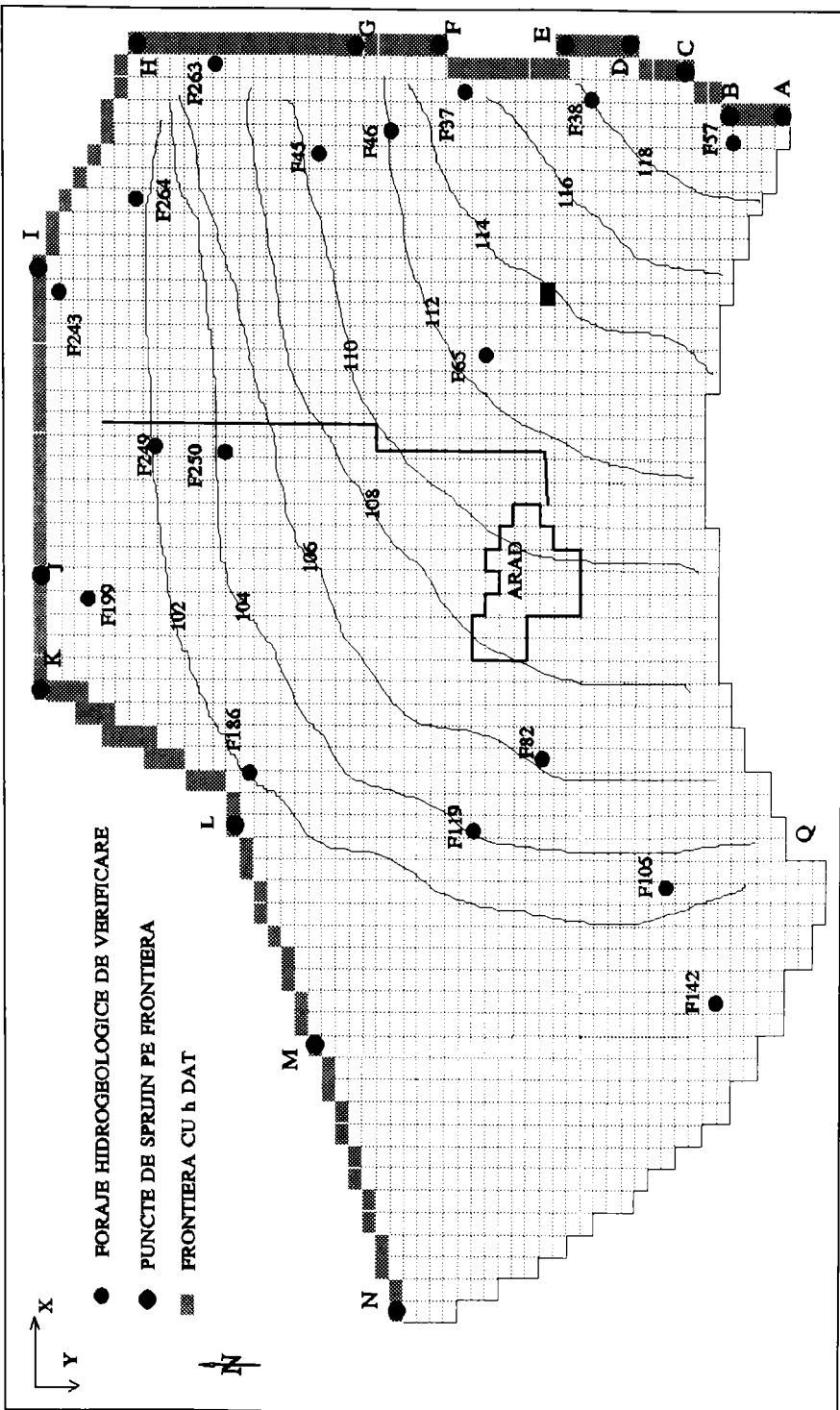
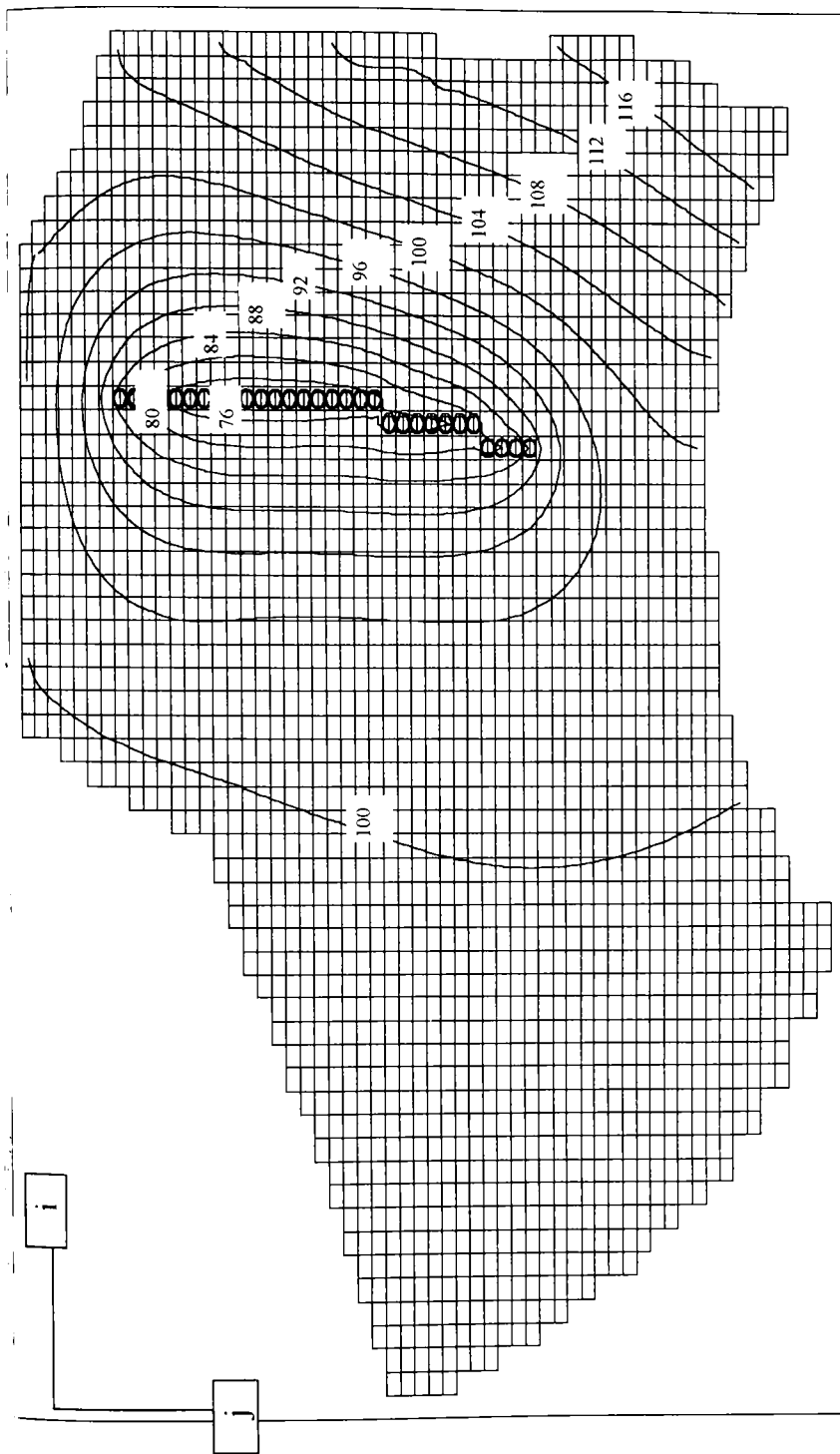


Figura 5.5 Modelul HIDR\_MA. Hidroizohipse varianta MARTOR



Hmax = 120 m Hmin = 72 m Echidistanța 4 m

Figura 5.6 Modelul **HDR\_MA**. Hidrozohipse în varianta CALARE

debitul de alimentare. Debitul de alimentare/drenare astfel obținut se introduce într-o nouă rulare obținând alte denivelări, ș.a.m.d..

Deoarece programul ASM stochează datele de intrare și ieșire în matrici asociate fiecărei variabile, individualizate pe celulele de discretizare, calculul debitelor de alimentare s-a realizat relativ ușor, folosind un program de calcul auxiliar.

Schematizarea domeniului modelului **HIDR\_MA** și a condițiilor la limită este prezentată în figura 5.4, iar datele numerice de intrare aferente sunt prezentate sintetic în tabelul 5.2.

Calarea modelului **HIDR\_MA** s-a realizat prin ajustarea transmisivităților și a condițiilor la limită. Configurația hidroizohipselor rezultate în urma calării este prezentată în figura 5.6, iar varianta martor a acelorași hidroizohipse în figura 5.5.

### 5.2.3 Modelul **POL\_FR**

Modelul **POL\_FR** reprezintă un model numeric de transport al poluanților în stratul acvifer freatic. El are la bază modelul de curgere **HIDR\_FR** care se completează cu parametrii de timp și de transport corespunzători.

Sursa de poluare reprezentată de Combinatul Chimic se întinde pe o suprafață relativ mare (76 ha) care însă raportată la mărimea mare a suprafeței modelate (1539.3 km<sup>2</sup>), reprezintă un procent mic (0.05 %), ceea ce permite considerarea sursei de poluare din punct de vedere geometric ca o sursă punctuală localizată în celula având indicii 48/38.

Pe teritoriul Combinatului Chimic beneficiarul a dispus forarea de puțuri pentru urmărirea concentrațiilor apelor subterane din incintă. Puțurile au fost forate în stratul freatic, iar pentru o parte din ele există date de monitorizare încă de la intrarea în funcțiune a combinatului (tabelul 4.5).

Valoarea porozității efective luată în modelare a fost de 0.2. Pentru fiecare din variantele de mai sus s-au folosit câte trei seturi de valori (a,b,c) pentru dispersivitatea longitudinală, respectiv cea transversală și anume 600 m/60 m, 400 m/40 m și 200 m/20 m , având în vedere nedepășirea pasului minim de discretizare spațială (731 m).

Specificul funcționării în timp combinatului chimic a determinat considerarea a două regimuri de injecție a poluanților. Pentru perioada de funcționare a combinatului s-a considerat un regim de injecție continuă în stratul freatic cu timpul total de simulare de 13 ani. Este regimul de injecție în care poluanții se acumulează în stratul freatic și se extind pe o suprafață

relativ restrînsă. Incepînd cu anul 1990 combinatul chimic este conservat, motiv pentru care în continuare s-a considerat un regim instantaneu de injecție în care poluanții acumulați vor fi răspândiți în acvifer prin procesele specifice de transport.

Modelul de transport al poluanților a avut în vedere doi compuși chimici semnificativi ionul de amoniu ( $\text{NH}_4^+$ ), și ionul azotat ( $\text{NO}_3^-$ ). Stabilirea ratei de injecție (kg/zi) a celor doi ioni poluanți constituie de asemenea un proces dificil. Dificultatea rezidă din lipsa datelor în acest sens, capacitatea mare de producție a combinatului în perioada de funcționare, lipsa monitorizării accidentelor tehnologice care duceau la pierderi semnificative de produse chimice ce conțin cei doi ioni, etc. Pînă la urmă rata de injecție pentru cei doi ioni s-a stabilit prin rulări efective ale modelului astfel încît concentrația în celula în care este poziționată sursa de poluare să rezulte la valoarea medie determinată din monitorizările la puțurile de observație. De menționat faptul că la valori diferite pentru dispersivități aceste rate de injecție variază.

Prin alegerea unor timpi totali de simulare, se pot obține prin rularea modelului prognoze ale poluării stratului freatic la nivelul acestor perioade de timp, ținînd cont de momentul inițial, respectiv anul 1990.

Pentru o mai bună reprezentare a concentrațiilor numărul total de particule folosit în modelare a fost de 800-1000.

Pașii de timp folosiți în modelare au fost diferiți în variantele rulate dar limitați la valoarea de 183 zile (6 luni), valoare care limitează dispersia numerică.

Variantele de simulare a transportului celor doi ioni poluanți depind de tipul injecțiilor și sunt prezentate în capitolul 6.

#### **5.2.4 Modelul POL\_MA**

Modelul POL\_MA este un model numeric de transport al poluanților în stratul acvifer de medie adîncime. El are la bază modelul de curegere HIDR\_MA care se completează cu parametrii de timp și transport.

Poluarea stratului acvifer de medie adîncime are loc din stratul freatic. Celulele în care s-au obținut nivele de poluare prin rularea modelului POL\_FR în regimul de injecție continuă vor constitui surse de poluare pentru stratul acvifer de medie adîncime. În plus, celulele din stratul freatic poluate în acest regim se încadrează în zona de comunicare hidraulică dintre cele două acvifere. Aceste argumente de bază au determinat considerarea unui regim instantaneu de

injecție în acviferul de medie adâncime, având momentul inițial anul 1990, când combinatul a fost conservat.

Porozitatea efectivă luată în considerare pentru acest strat acvifer are valoarea 0.2.

Tipul poluantului luat în modelare este unul singur și anume ionul azotat ( $\text{NO}_3^-$ ). Studiile de teren și teoretice [33] au confirmat faptul că ionul de amoniu este puternic adsorbit de complexul coloidal astfel că levigarea lui este mică, deci probabilitatea de a fi regăsit în apele subterane de medie adâncime este scăzută.

Numărul particulelor de simulare s-a ales în acest caz 1000 pentru o mai bună reprezentare a rezultatelor de distribuție a concentrațiilor.

Pașii de timp considerați au fost aleși astfel încât să limiteze dispersia numerică.

Timul total de simulare are anul de referință 1990, an în care combinatul chimic a fost conservat. Acest timp total dă posibilitatea prognozei evoluției poluării stratului acvifer de medie adâncime și a fost ales de 10-30 ani.

Coeficientul de întârziere a fost considerat 1 iar cel de degradare nul, coeficientul difuziei moleculare fiind de asemenea nul, rezultând astfel un model convectiv-dispersiv. Interpretarea rezultatelor obținute prin variantele de simulare va trebui să țină cont de faptul că acestea sunt maxime.

Variantele de simulare a poluării stratului acvifer de medie adâncime și rezultatele obținute sunt prezentate în capitolul 6.

## Cap.6 Variante de simulare și rezultate obținute

Simularea transportului poluanților în acviferul bistrat Arad s-a făcut cu ajutorul modelelor numerice de curgere și transport realizate și prezentate în capitolul 5 considerând drept sursă de poluare Combinatul Chimic Arad.

Variatele de simulare care s-au realizat se deosebesc prin următoarele elemente :

-modelul numeric de transport folosit aferent acviferului freatic ori de medie adâncime (**POL\_FR, POL\_MA**);

-regimul de injecție considerat (continuu sau instantaneu);

-poziția surselor de injecție, tipul poluantului și nivelul de poluare (rate de injecție);

-parametrii de transport: coeficientul de difuzie, coeficientul de întârziere, porozitatea efectivă, dispersivitatea longitudinală și transversală;

-parametrii de timp :pasul de timp (zile) și timpul total de simulare (ani).

În baza elementelor de mai sus s-au realizat un număr de 4 variante de simulare prezentate mai jos.

### 6.1. Varianta I. Injecție permanentă în stratul freatic

Varianta **I** s-a realizat în baza modelului de transport **POL\_FR** având următorii parametrii de timp și transport :

-injecție permanentă în stratul acvifer freatic având drept sursă de poluare Combinatul Chimic , localizat spațial sub formă punctiformă în celula cu indicii i/j 48/38;

-s-au avut în considerare două categorii de poluanți: ionul amoniu ( $\text{NH}_4^+$ ) și ionul azotat ( $\text{NO}_3^-$ ) ;

-deoarece dispersivitățile de câmp nu au fost determinate prin studii de teren s-au considerat trei subvariante distincte de modelare (a,b,c) cu dispersivități longitudinale/transversale având valorile de :200/20 ; 400/40 ; 600/60 m;

-timpul total de simulare este dat de perioada de funcționare a Combinatului Chimic (1978-1990) reprezentând o perioadă de timp totală de 13 ani;

-pasul de timp în simulare a fost de 100 de zile;

-coeficientul de întârziere a fost considerat 1 (adsorbție nulă), coeficientul de degradare nul iar coeficientul de difuzie de asemenea nul, modelul fiind convectiv-dispersiv.

Ratele de injecție pentru cei doi poluanți au fost determinate prin rulări iterative ale modelului astfel încât nivelul de poluare obținut în celula de injecție să coincidă cu cel înregistrat la puțurile de observație din incinta combinatului.

Rezultatele rulării modelului **POL\_FR** în varianta **I** pentru ionii de amoniu(I-1) și azotat (I\_2) sunt prezentate sintetic în valori absolute (mg/l) în figurile 5.7-5.12. Suprafață afectată de poluare în stratul acvifer freatic în această variantă are o extindere relativ mică.

## 6.2 Varianta II. Injecție instantanee în stratul freatic (10 ani)

În această variantă s-a folosit modelul de transport convectiv-dispersiv **POL\_FR** cu următorii parametri de timp și transport:

-injecție instantanee în stratul acvifer freatic a acelorași ioni poluanți :amoniu și azotat rezultând două subvariante **II\_1** și **II\_2**. Zonele de poluare au fost cele rezultate din varianta **I** (injecție permanentă). Nivelele de poluare reprezentate prin masele de injecție sunt diferite în celulele sursă și au valoarea maximă în celula de injecție de la varianta **I** ( celula 48/38). Însumând nivelele de poluare în celulele sursă se regăsește masa totală de poluant de la injecția continuă, aceasta reprezentând și o verificare a rezultatelor oferite de model. Datorită faptului că masele de poluant modelate sunt mari iar programul ASM admite rate de injecție maxime de 10 000 kg/punct de injecție s-au folosit mai multe puncte de injecție. Nivelele de concentrație ale surselor/celulelor de injecție în mg/l și % din total, respectiv numărul de puncte de injecție în celule sunt prezentate în figurile 5.13, 5.14 și 5.15 și sunt aferente ionului de amoniu. Pentru ionul azotat aceleași elemente se prezintă în figurile 5.22, 5.23 și 5.24. Nivelele de poluare respectiv numărul de puncte de injecție pentru fiecare din subvariantele realizate (**II\_1** și **II\_2**) variază funcție de mărimea dispersivității longitudinale/ transversale folosite după cum se observă în figurile 5.13-5.15, respectiv 5.22-5.24;

-numărul particulelor folosit în modelare a fost de 800;

-pasul de timp folosit în modelarea fost de șase luni (183 zile);

-timpul total de simulare în această variantă este relativ scurt, de 10 ani, iar rezultatele obținute sunt o prognoză a nivelului de poluare a stratului acvifer freatic în anul 2000:

Pentru o mai bună interpretare a nivelului de poluare în cei zece ani rezultatele obținute au fost prezentate atât absolut în unități de concentrație (mg/l) cât și relativ (% din total).

Distribuția concentrațiilor pentru ionul de amoniu folosind diferite puncte de injecție și



diverse valori pentru dispersivitate sunt prezentate în figurile 5.16-5.21. Rezultate similare pentru ionul azotat sunt prezentate în figurile 5.25-5.30.

### **6.3 Varianta III. Injecție instantanee în stratul freatic (100 ani)**

Varianta **III** este similară variantei **II** cu deosebirea că timpul total de simulare a fost de 100 de ani astfel că rezultatele oferă o prognoză de poluare a stratului acvifer freatic la nivelul anului 2090.

Datorită timpului mare de simulare interpretarea rezultatelor obținute din modelul POL\_FR (un model convectiv-dispersiv) trebuie făcută cu oarecare rezervă. Această observație este legată de faptul că amândoi ionii poluanți considerați (amoniu și azotat) sunt compuși ai azotului care în apa subterană suferă reacții chimice specifice de transformare din ciclul azotului în care sunt implicați și alți ioni, nedisponându-se însă de date concrete în acest sens.

Rezultatele obținute în această variantă sunt prezentate în forma relativă (% de concentrație din total) pentru cei doi ioni considerați (1-amoniu, 2-azotat) în figurile 5.31-5.36 corespunzător setului de valori ale dispersivităților (a-200/20, b-400/40, c-600/60).

În zona frontului de captare traversată de pana poluantă identificată în prealabil prin rulări preliminare au fost alese trei poziții (celulele 42/35, 42/36 42/38) în care s-a urmărit variația concentrației în timp. Aceste grafice sunt prezentate în figurile 5.37 și 5.38 aferente tipului de poluant și setului de valori pentru dispersivități.

### **6.4 Varianta IV. Injecție instantanee în stratul acvifer de medie adâncime**

În această variantă s-a folosit modelul de transport **POL\_MA** aferent stratului acvifer de medie adâncime cu următorii parametri de timp și transport:

- regimul de injecție este instantaneu având momentul inițial anul 1990, anul în care combinatul a intrat în conservare. Considerarea acestui regim este argumentată de faptul că stratul acvifer de medie adâncime este poluat din stratul freatic, iar zona poluată din freatic corespunde zonei de comunicare hidraulică evidentă dintre cele două strate;

- un singur agent poluator a fost considerat, respectiv ionul de azotat în baza observațiilor făcute în paragraful 5.4 referitor la slaba levigare a ionul de amoniu;

- ratele de injecție sunt date de distribuțiile de concentrație obținute în stratul freatic în

varianta I\_2 în celule în care există comunicare hidrolică între cele două strate acvifere. În paragraful 5.2 au fost evidențiate zonele de comunicare între cele două strate acvifere iar rezultatele obținute în varianta I\_2 arată că celulele poluate aparțin acestei zone de comunicare hidrolică. În baza acestei observații ratele de injecție se pot prelua de la varianta I\_2 (figurile 5.13-5.15) însă diminuate cu un coeficient de reducere subunitar obținut din raportul grosimilor celor două strate acvifere (14.5/42.5). Acest lucru ar putea conduce la ideea unei noi variante de simulare în care modelul de curgere să conțină un singur strat acvifer având grosimea egală cu suma grosimilor celor două strate și transmisivitatea calculată ca o medie ponderată. Dificultatea constă însă în faptul că stratul acvifer freatic este cu nivel liber iar cel de medie adâncime este sub presiune.

O singură valoare a fost folosită pentru dispersivitatea longitudinală respectiv transversală și anume media seturilor de valori folosite până acum (400/40 m).

În baza rezultatelor obținute la variantele anterioare care au folosit diverse dispersivități, rezultatele obținute în această variantă se pot extrapola și pentru alte valori ale dispersivităților.

Doi pași de timp au fost luați în simulare (100 zile , 183 zile) și cinci timpi totali de simulare 10, 15, 20, 25 și 30 ani. Timpii totali de simulare oferă prognoze ale poluării stratului acvifer de medie adâncime la nivelul anilor obținuți prin adăugarea acestor timpi la anul de referință 1990.

Timpii totali de simulare au fost determinați prin rulări preliminare, durata de 30 ani reprezentând timpul în care pana poluantă atinge frontul de captare.

Rezultatele obținute în această variantă de simulare corespunzătoare celor doi timpi totali sunt reprezentate în ultima formă folosită până acum (procentual) în figurile 5.39, 5.41, 5.43, 5.45 și 5.47.

De asemenea și în această variantă au fost identificate celulele traversate de pana poluantă pentru diverși timpi totali de transport iar în acestea au fost realizate graficele concentrație-timp prezentate în figurile 5.40, 5.42, 5.44, 5.46 și 5.48. Aceste grafice permit evaluarea timpului în care pana poluantă traversează o anumită zonă (pentru primii timpi de simulare), respectiv momentul în care pana poluantă atinge frontul de captare.

## Cap.7 Concluzii

Importanța apelor subterane este dată de stabilitatea lor cantitativă și calitativă în condițiile unei exploatare raționale.

Poluarea apelor subterane din diverse surse de poluare este un proces deosebit de complex și de lungă durată. Simularea curgerii apelor subterane și transportul poluanților cu ajutorul modelelor numerice reprezintă un mijloc modern de investigare și prognoză a regimului cantitativ și calitativ al acviferelor exploatate.

Modelarea numerică a transportului poluanților are la bază ecuațiile generale de mișcare și transport. Aceasta din urmă se obține în mod obișnuit prin bilanțul masei de poluant dintr-un volum de control de mediu poros. În acest context se poate evidenția modul original de obținere a ecuației de transport bazat pe o nouă concepție și rigurozitate. Aceasta are la bază introducerea și definirea unor densități scalare și vectoriale asociate masei globale de poluant din mediul poros și aplicarea riguroasă a principiului general al conservării masei totale de poluant. Ecuația astfel obținută conține termeni noi care prin particularizare conduc la aceeași formă generală a ecuației de transport.

Completarea ecuației de transport cu condițiile la limită și inițiale fac posibilă obținerea de soluții prin diverse metode. Lucrarea conține exemple de soluții analitice pentru cazul unidimensional respectiv pentru cazul bi- și tridimensional pentru injecție instantanee și continuă.

În lucrare modelarea curgerii și transportului poluanților în acvifere se face folosind modele numerice cu ajutorul softului specializat ASM (Aquifer Simulation Model), ce are la bază metoda diferențelor pentru ecuația de curgere respectiv metoda drumului aleator pentru ecuația de transport. Modelarea s-a realizat pentru studiu de caz concret complex, reprezentat prin conul de dejecție al râului Mureș exploatat prin frontul de captare pentru alimentarea cu apă a municipiului Arad.

Interpretarea studiilor hidrogeologice de teren executate de diverse instituții/autori au permis evidențierea a două complexe acvifere distincte: un complex acvifer freatic și unul de medie adâncime, ultimul exploatat prin frontul de captare. Aceste acvifere au caracteristici geometrice și hidrogeologice diferite și sunt interconectate hidraulic pe zone distincte.

Realizarea modelelor numerice de curgere și transport aferente celor două acvifere permit evidențierea următoarelor elemente de contribuție:

-analiza condițiilor geomorfologice și hidrogeologice pe baza studiilor de teren aferente

zonei cu scopul stabilirii domeniului mișcării și a condițiilor hidralice existente la limita acestuia, respectiv precizarea caracteristicilor hidrogeologice de domeniu. Discretizarea spațială s-a realizat prin pași inegali după cele două direcții, stabiliți astfel încât resursele softului să fie exploatare la maximum;

- modelarea efectului hidraulic al râului Mureș asupra acviferului freatic printr-un coeficient de "leakage" unitar aferent albiei acestuia;

- calarea modelului numeric de curgere pentru stratul freatic prin rulări/ajustări ale datelor de intrare, stabilirea pe această cale a ratei anuale de aport din precipitații și obținerea spectrului hidroizohipselor ;

- modelarea efectului de drenare a stratului acvifer freatic de către acviferul de medie adâncime ca urmare a exploatării acestuia din urmă prin frontul de captare. Debitul de alimentare a stratului acvifer de medie adâncime a fost obținut prin rulări iterative a modelului de curgere aferent stratului de medie adâncime;

- modelarea frontului de captare prin respectarea debitului total de exploatare actual și a lungimii acestuia, exploatănd la maxim posibilitățile programului folosit;

- calarea modelului de curgere în stratul acvifer de medie adâncime prin rulări și ajustări ale condițiilor hidrogeologice de domeniu și a celor la limita acestuia și obținerea în final a hidroizohipselor;

- studiul condițiilor de amplasament a combinatului chimic Arad, tipul, perioada și nivelele de producție, elemente care încadrează combinatul într-o posibilă sursă de poluare a apelor subterane;

- analiza datelor de monitorizare a calității apelor subterane din incinta combinatului, stabilirea tipului agenților poluanți, regimurilor de injecție și ratelor de injecție ale acestora.

Stabilirea elementelor de mai sus au permis realizarea a două modele numerice de transport ce au la bază modelele de curgere completate cu parametrii de timp și transport corespunzătoare fiecărui strat acvifer. Variantele de simulare realizate se deosebesc prin următoarele elemente:

- tipul modelului folosit respectiv stratul acvifer considerat în simulare;
- regimul injecțiilor de poluanți (continuu sau instantaneu);
- ratele de injecții respectiv masele de injecție corespunzătoare celor doi ioni luați în studiu (amoniu și azotat);
- poziția sursei de poluare în cazul injecției permanente, tipul și geometria acesteia;

-poziția punctelor și ratele de injecție a poluanților în varianta instantanee pe baza rezultatelor obținute la injecțiile permanente;

- parametrii de timp (pasul de timp, timpul total de simulare);
- parametrii de transport (porozitate, dispersivitățile longitudinale și transversale).

Simularea transportului poluanților în stratele acvifere din zona Aradului s-a făcut prin următoarele variante:

**-Varianta I** - Injecție permanentă în stratul acvifer freatic. Sursa de poluare reprezentată prin Combinatul Chimic Arad este de tip punctual, localizată în celula cu indicii 48/38. Considerarea combinatului chimic ca și o sursă punctuală se bazează pe observația că suprafața combinatului reprezintă un proces redus (0.05 %) din suprafața modelată. Timpul total de simulare este de 13 ani și reprezintă perioada de funcționare a combinatului (1978-1990). Ratele de injecție pentru ionii amoniu și azotat au fost determinate astfel încât concentrațiile obținute prin rulare să coincidă cu cele înregistrate la puțurile de observație din incintă. Au fost folosite trei seturi de valori pentru dispersivitatea longitudinală și transversală respectiv valorile 600/60, 400/40, 200/20 m.

Rezultatele obținute sunt prezentate în valori absolute (mg/l) pentru cei doi ioni (1-amoniu, 2-azotat) și arată o zonă poluată de extindere relativ mică pentru apele freatice.

**Varianta II** - Injecție instantanee în stratul acvifer freatic. Regimul de injecție este instantaneu și este justificat punerea în conservare a combinatului în anul 1990. Punctele de injecție în această variantă sunt localizate în celulele poluate de la injecția continuă (Varianta 1) și diferă ca localizare și extindere funcție de tipul poluantului considerat (1-amoniu, 2-azotat) și dispersivitățile considerate. Pasul de timp folosit a fost de 3 luni, timpul total de simulare este de 10 ani, rezultând astfel prin rulare o prognoză a poluării apelor freatice la nivelul anului 2000. Și aici au fost folosite cele trei seturi de dispersivități (a,b,c).

Rezultatele obținute arată o poluare a apelor freatice cu extindere relativ mică.

**Varianta III** - Injecție instantanee în stratul acvifer freatic. Varianta folosește aceiași parametrii de transport ca și varianta I, parametrii de timp fiind diferiți: pasul de timp 6 luni iar timpul total de simulare 100 de ani. Rezultatele obținute pentru cei doi ioni (1-amoniu, 2-azotat) arată că frontul de poluant traversează frontul de captare însă poluarea se manifestă pe o mare suprafață ceea ce face ca valorile concentrațiilor să fie mici.

**Varianta IV.** Injecție instantanee în stratul acvifer de medie adâncime. Deoarece stratul acvifer de medie adâncime este poluat de cel freatic, punctele de injecție sunt obținute din

varianta I\_2. Această observație este susținută și de faptul că celulele din freatic afectate de poluare fac parte integrantă din zona de comunicare hidrolică între cele două strate. S-a folosit o singură valoare medie pentru dispersivități (400/40 m).

Ratele de injecție pentru un singur poluant de această dată (azotat), au fost obținute prin reducerea datelor de concentrație rezultate din varianta I\_2 cu un coeficient rezultat din raportul grosimilor celor două strate acvifere.

În ceea ce privește parametrii de timp, din rulări preliminare a rezultat un timp orientativ de simulare dat de timpul total în care poluantul atinge frontul de captare. În consecință au fost folosiți timpi totali de simulare de 10-30 de ani, cu pașii de timp corespunzători de 100, respectiv 183 zile.

Rezultatele prezentate relativ (% din total) arată o poluare relativ slabă a frontului de captare pe o lungime de aproximativ 2 km care se obține după un timp total de aproximativ 30 ani, respectiv la nivelul anului 2020. Pana poluantă traversează frontul de captare într-un timp estimat la 11 ani obținut din simulări complementare și reproducerea variațiilor concentrație/timp la diverse puncte de observație din vecinătatea acestuia.

Un număr relativ mic (patru) de puțuri este afectat de pana poluantă. Dacă considerăm aportul de debit al acestor puțuri la debitul total al frontului de aproximativ 10 %, observând nivelele slabe de concentrație în zona lor, rezultă că prin diluție aceste concentrații se reduc și mai mult astfel încât poluarea generală asupra frontului este mică.

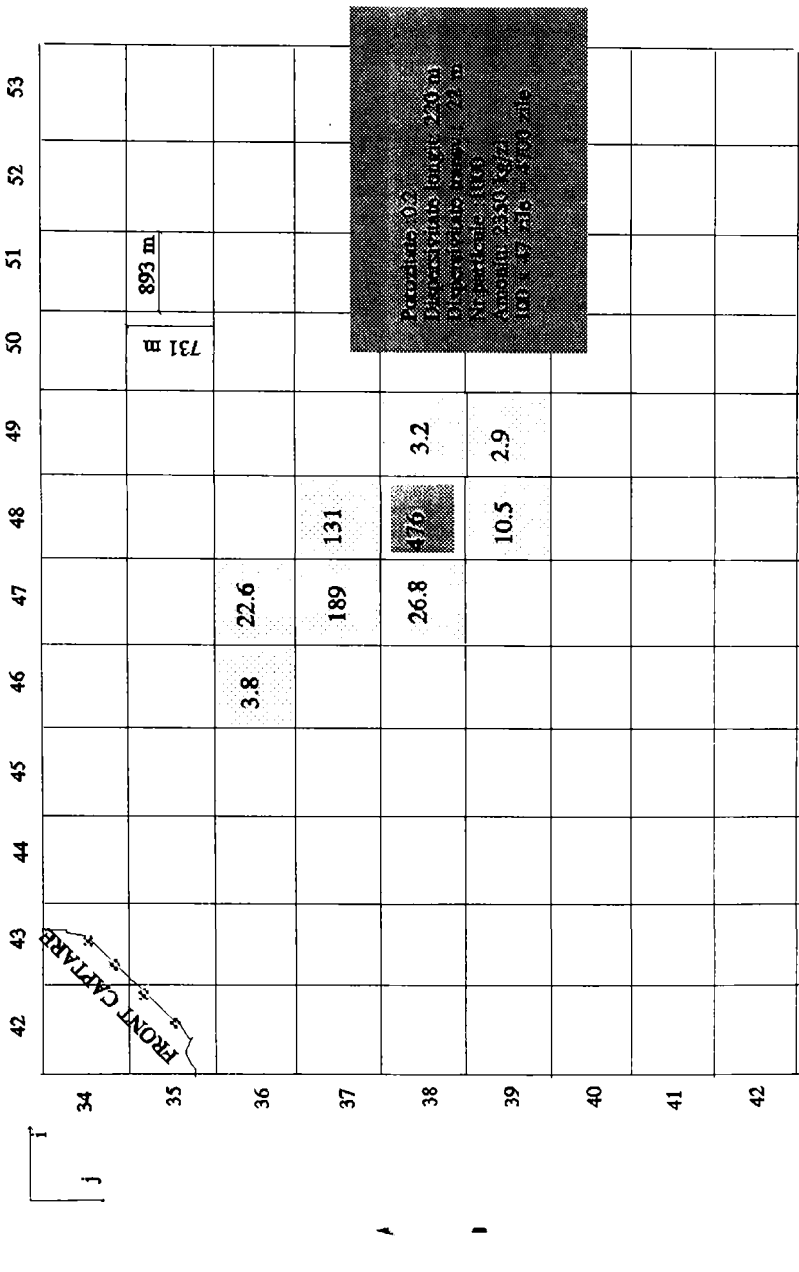
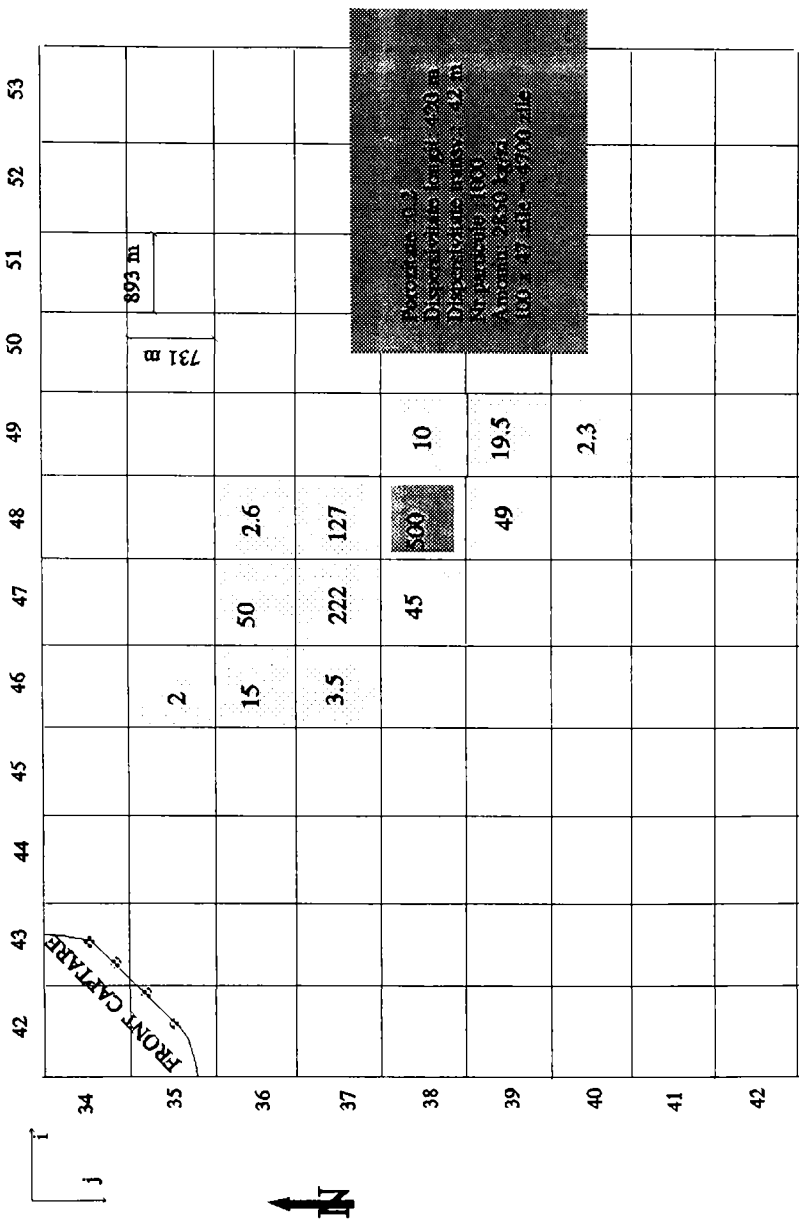


Figura 5.7. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIU (mg/l) în varianta I\_1 a. Injecție continuă

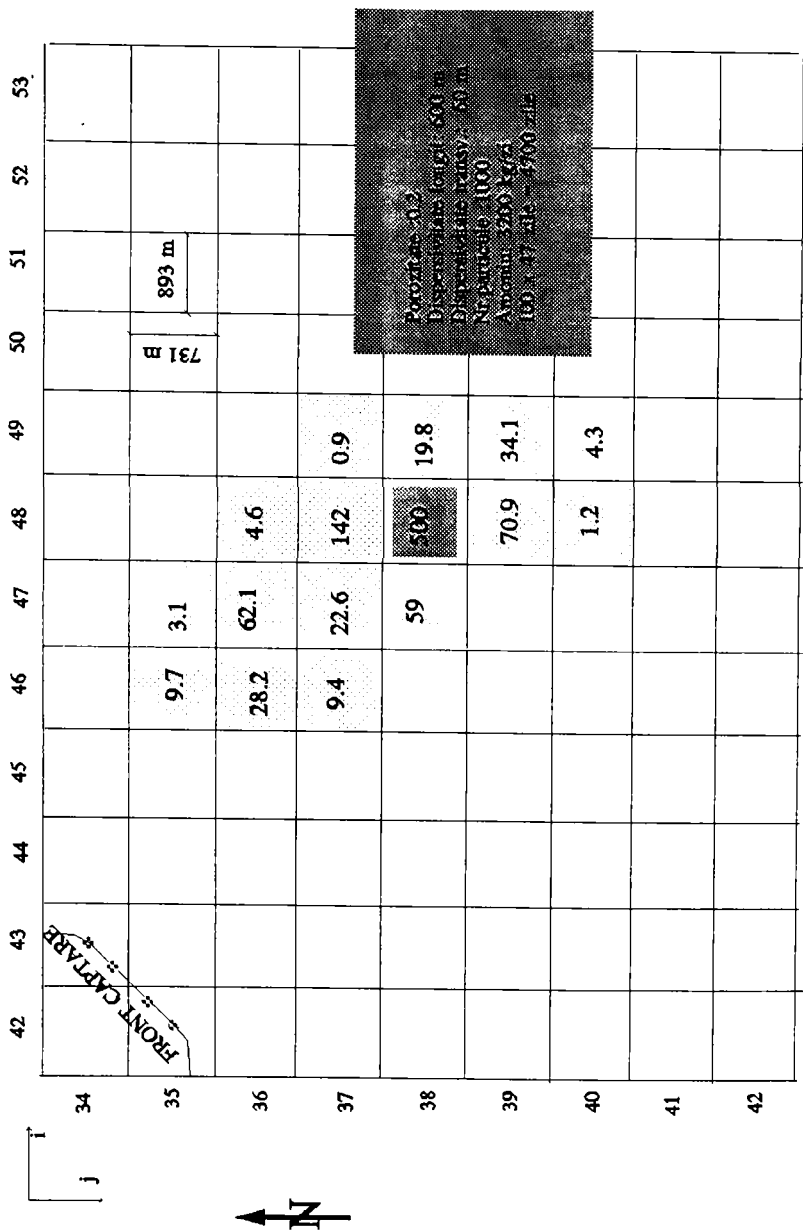


Procentaj (%)  
 Distribuție țesut: 490 m  
 Distribuție țesut: 49 m  
 Distribuție țesut: 49 m  
 Distribuție țesut: 49 m  
 Distribuție țesut: 49 m  
 Distribuție țesut: 49 m  
 Distribuție țesut: 49 m

SURSA: Combinatul Chimic

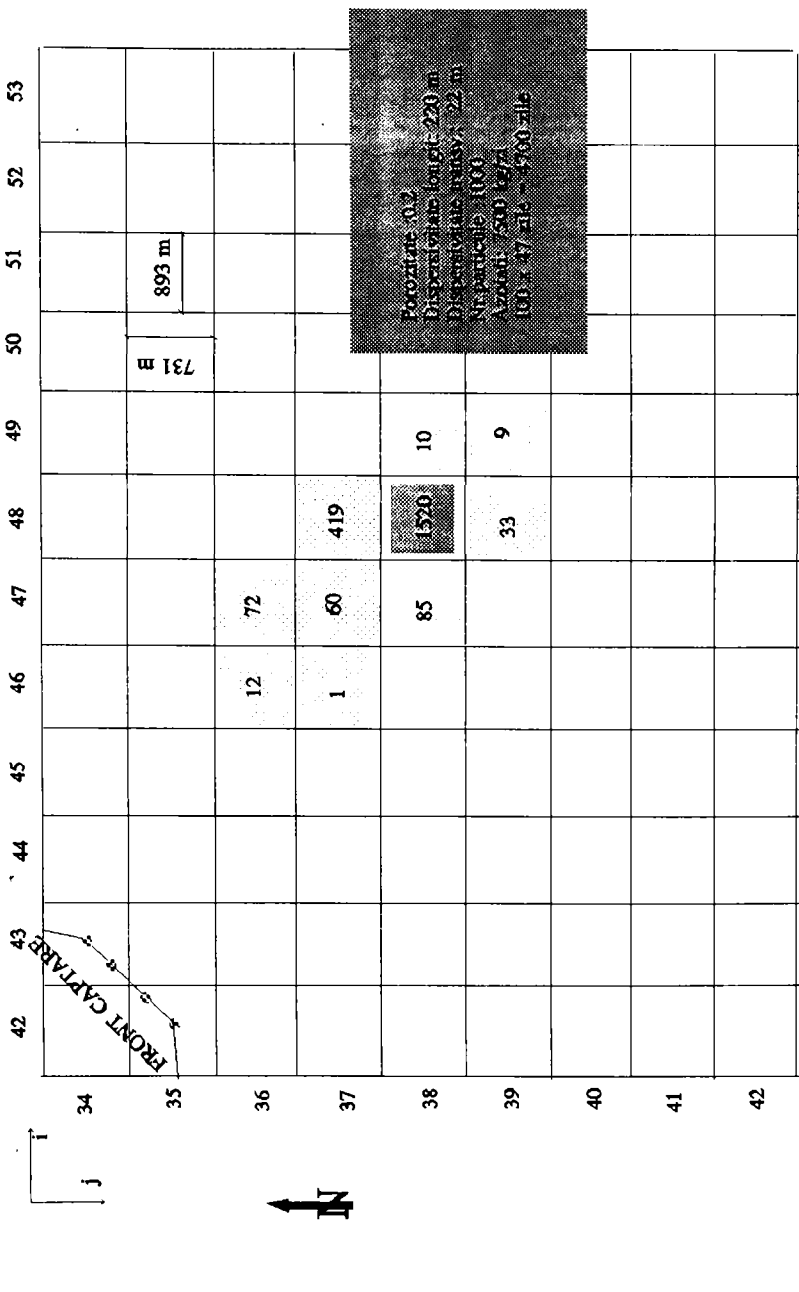
Figura 5.8. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIU (mg/l) în varianta I\_1 b. Injecție continuă





SURSA: Combinatul Chimic

Figura 5.9. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIUM (mg/l) în varianta I\_1 c. Injecție continuă



SURSA: Combinatul chimic



Figura 5.10. Modelul POL\_FR. Concentrații AZOTAT (mg/l) în varianta I\_2 a. Injecție continuă

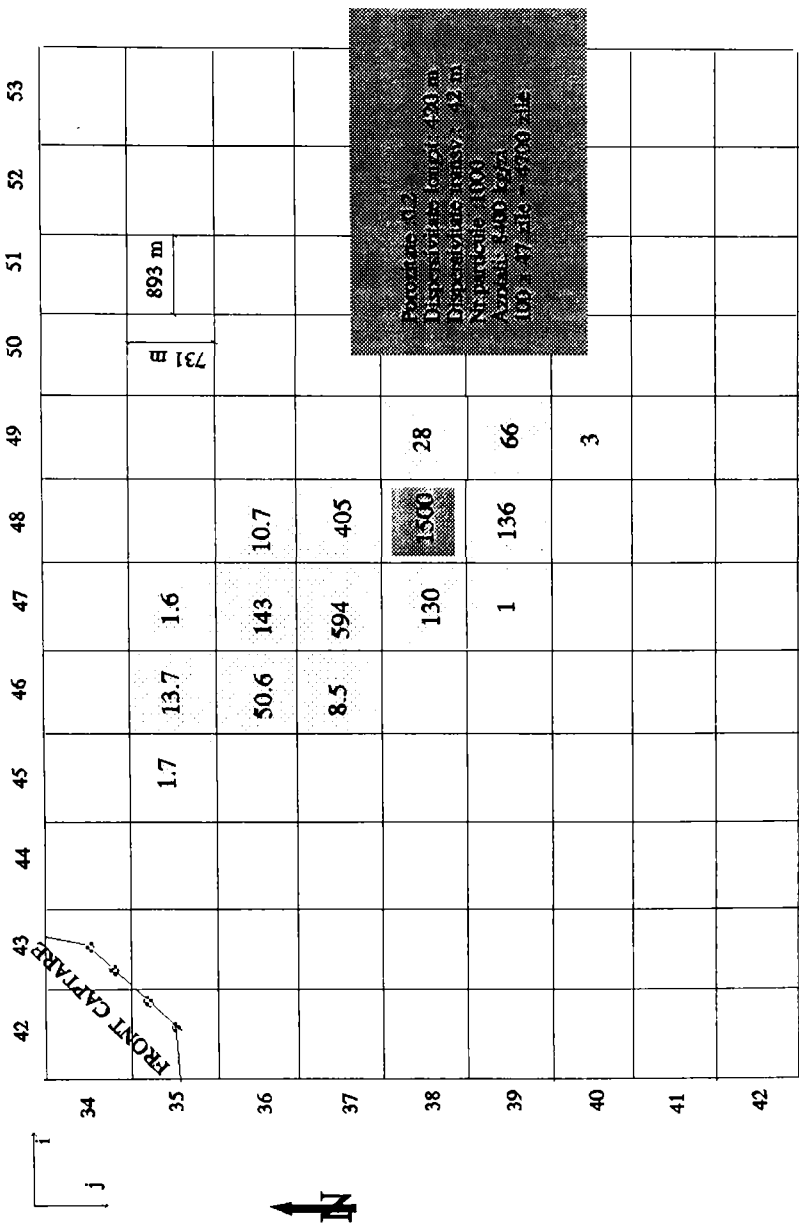


Figura 5.11. Modelul POL\_FR. Concentrații AZOTAT (mg/l) în varianta I\_2 b. Injecție continuă

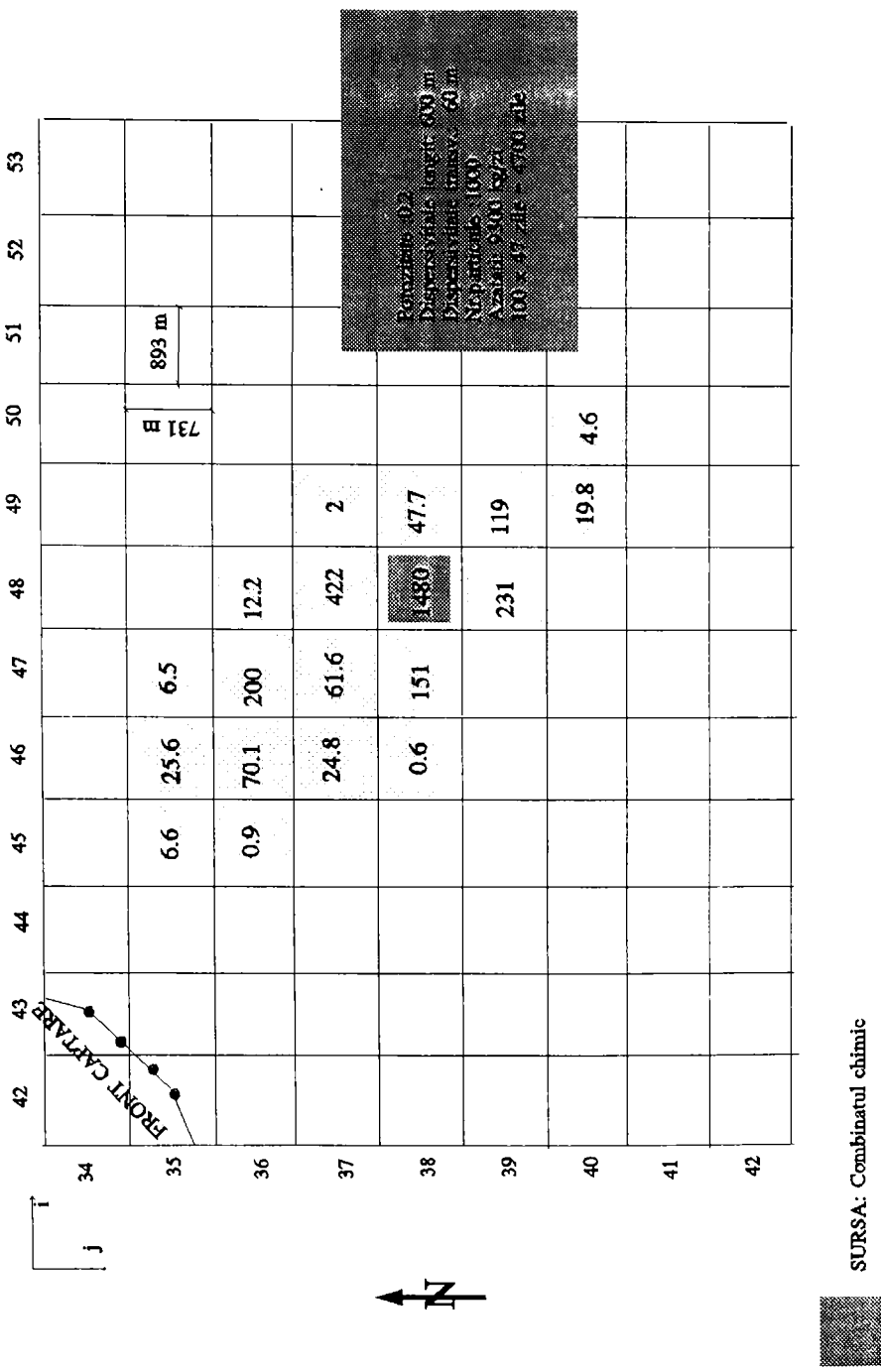


Figura 5.12. Modelul POL\_FR. Concentrații AZOTAT (mg/l) în varianta I\_2 c. Injecție continuă

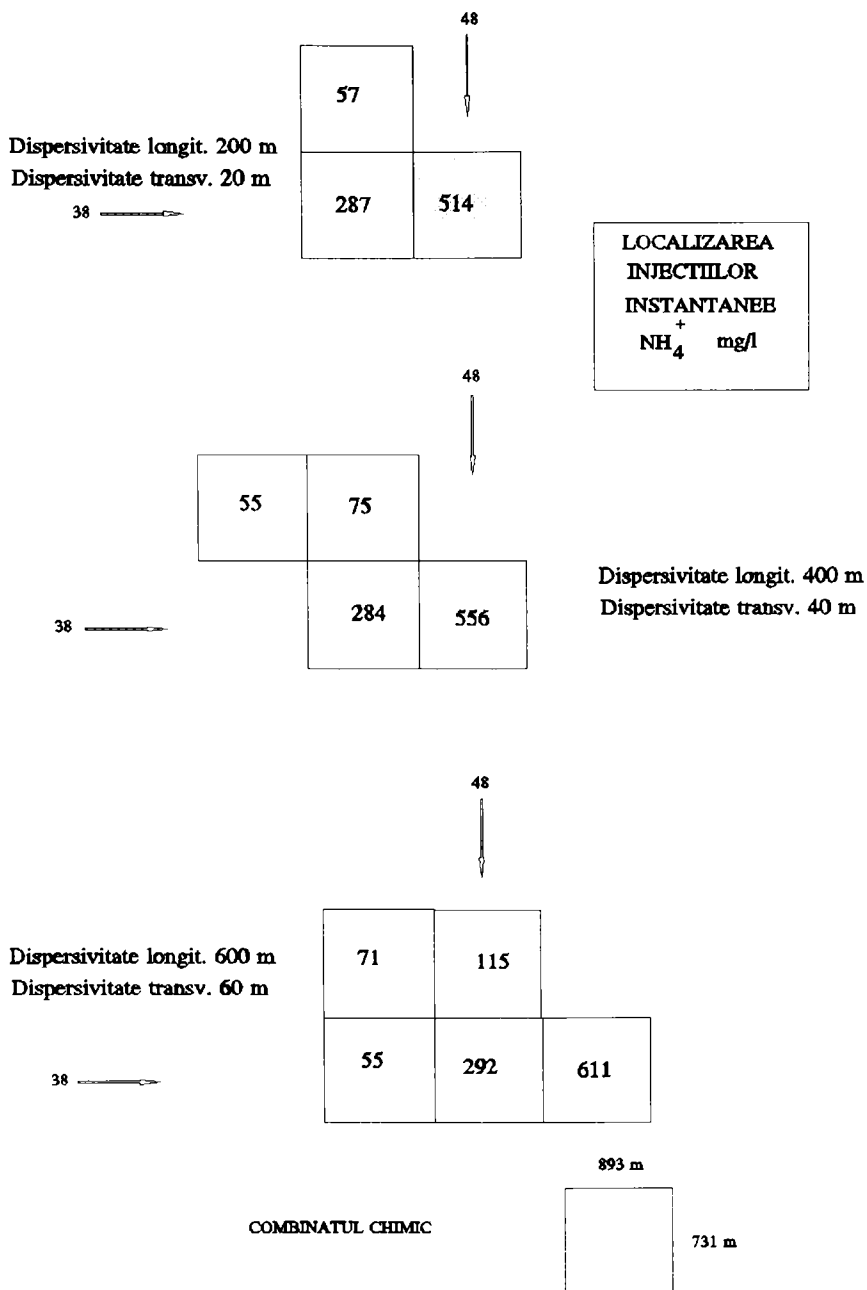
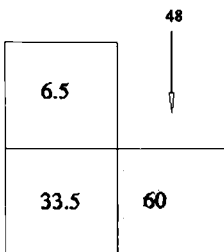


Figura 5.13 Modelul POL\_FR.Celule de injecție și nivele de concentrație.Varianta II-1

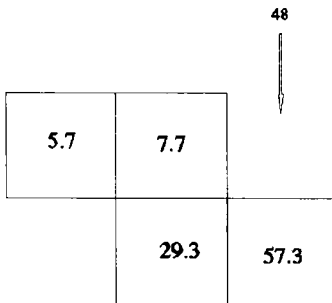
Dispersivitate long. 200  
Dispersivitate transv. 20

38 →



LOCALIZAREA  
INJECTIILOR  
INSTANTANEE  
+  
NH<sub>4</sub> %

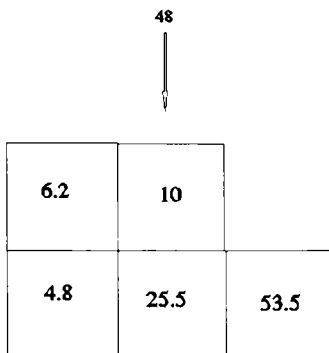
38 →



Dispersivitate long. 400 m  
Dispersivitate transv. 40 m

Dispersivitate long. 600 m  
Dispersivitate transv. 60 m

38 →



COMBINATUL CHIMIC

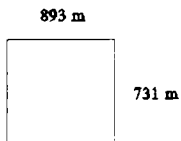


Figura 5.14 Modelul POL\_FR.Celule de injecție și procente de concentrație.Varianta II-1

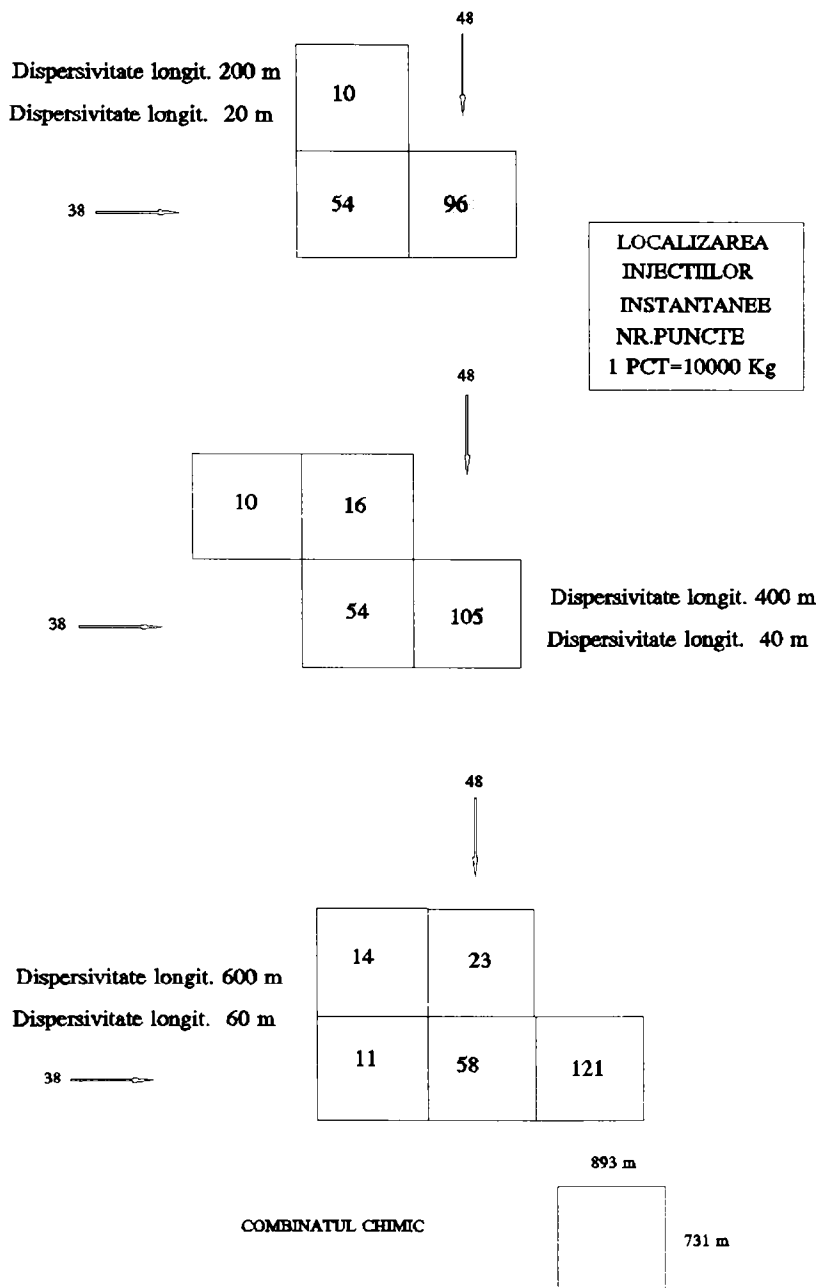


Figura 5.15 Modelul POL\_FR.Celule de injecție și număr de puncte de injecție. Varianta II-1

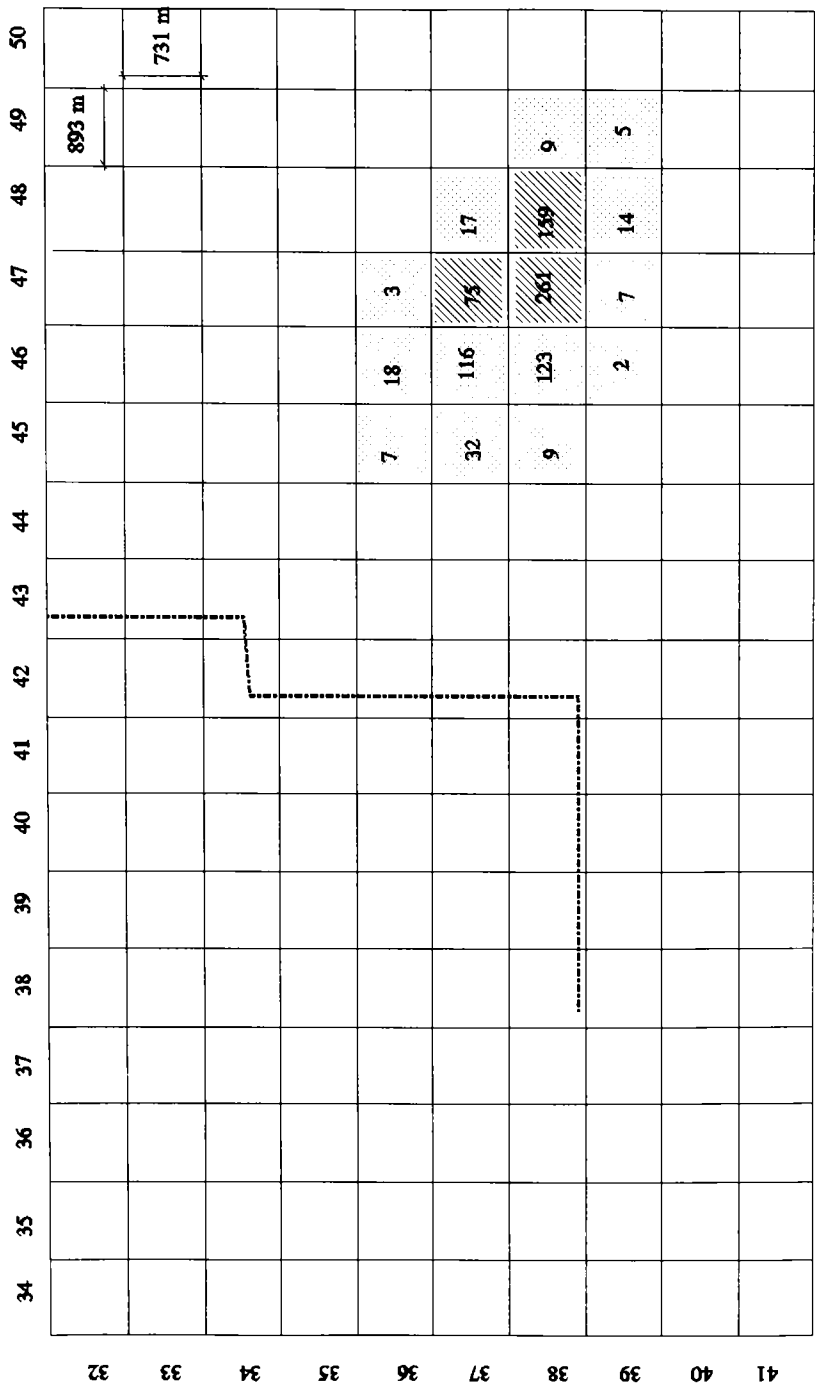


Figura 5.16. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIU (mg/l) în varianta II\_1 a. Injecție instantanee (10 ani)



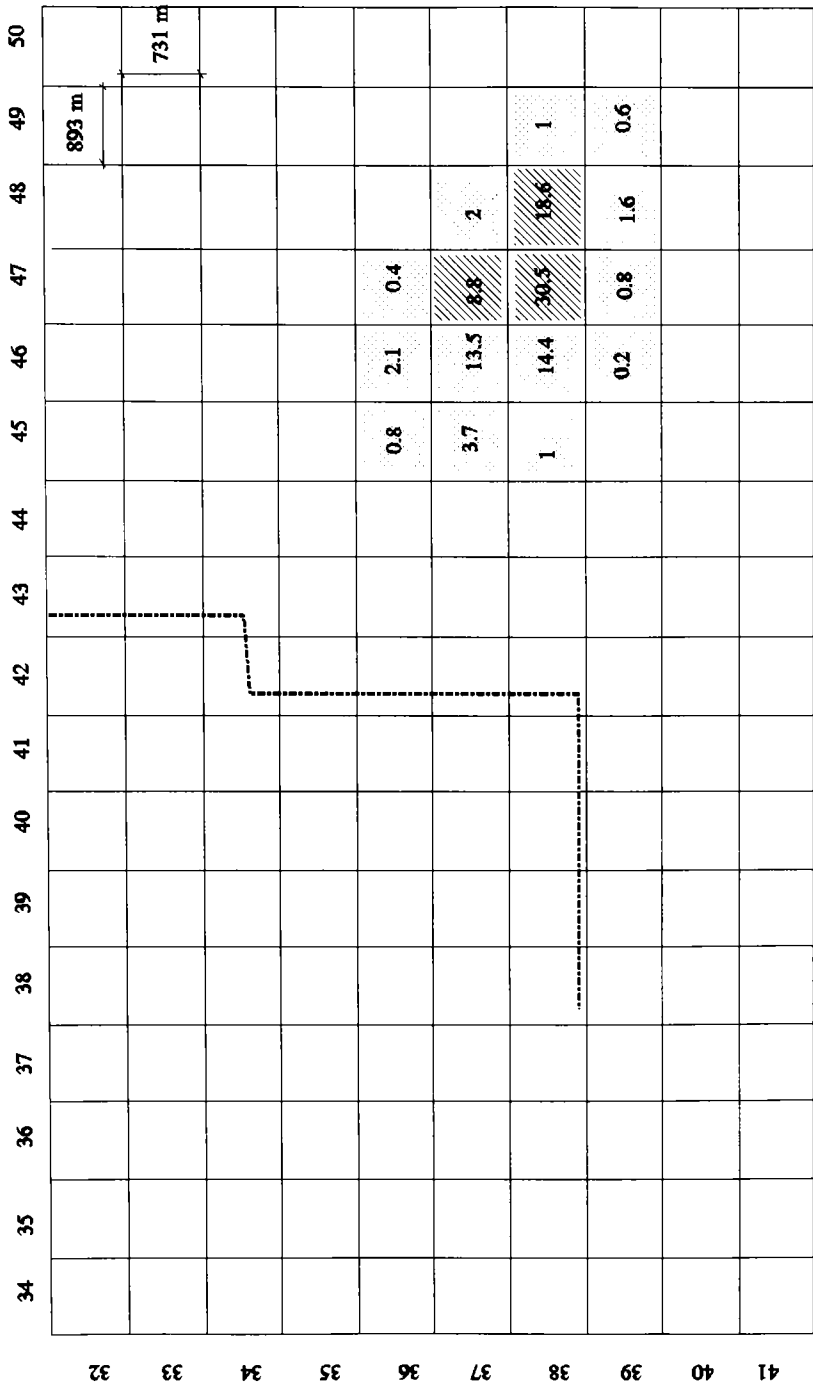


Figura 5.17. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIU (%) în varianta II\_1 a. Injecție instantanee (10 ani)

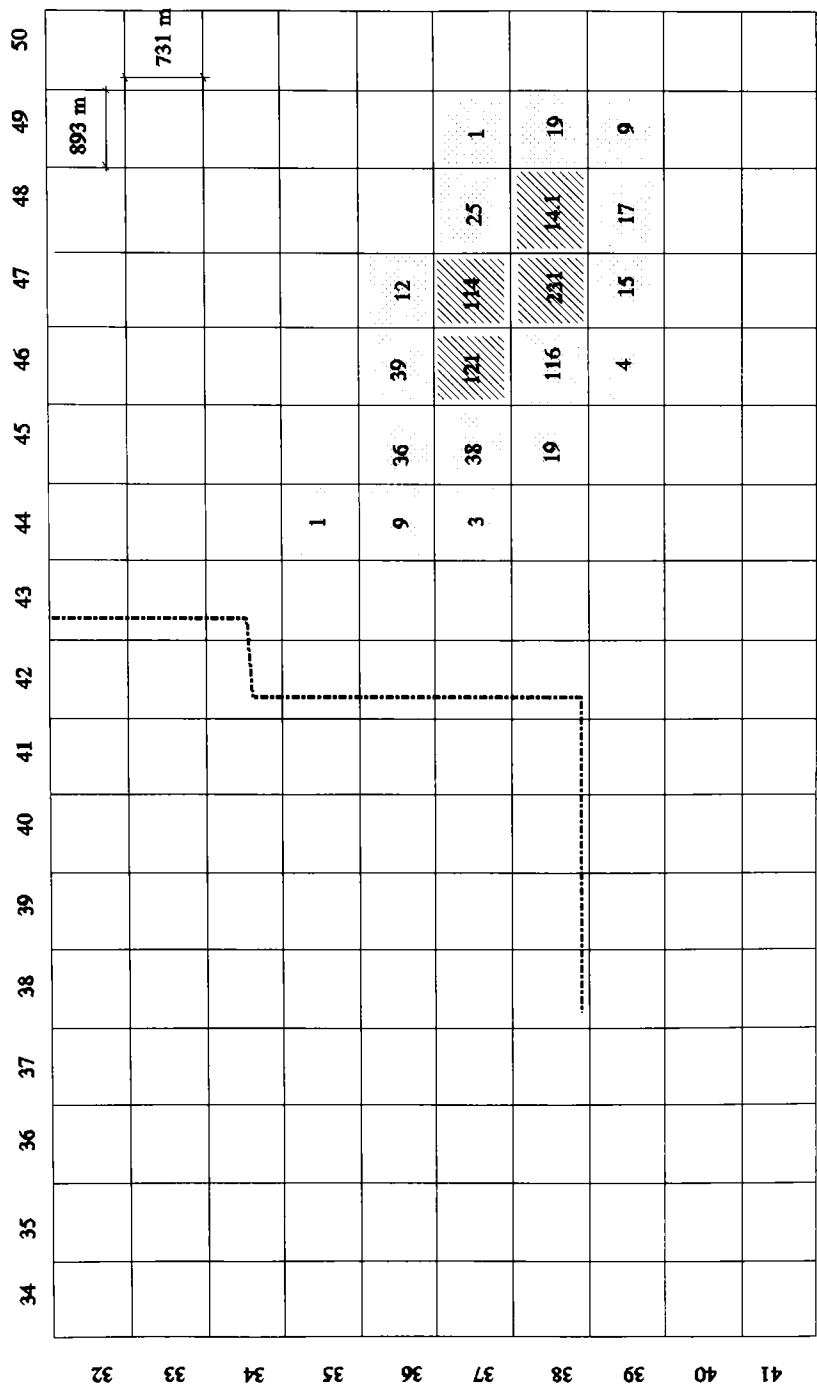


Figura 5.18. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIU (mg/l) în varianta II\_1 b. Injecție instantanee (10 ani)

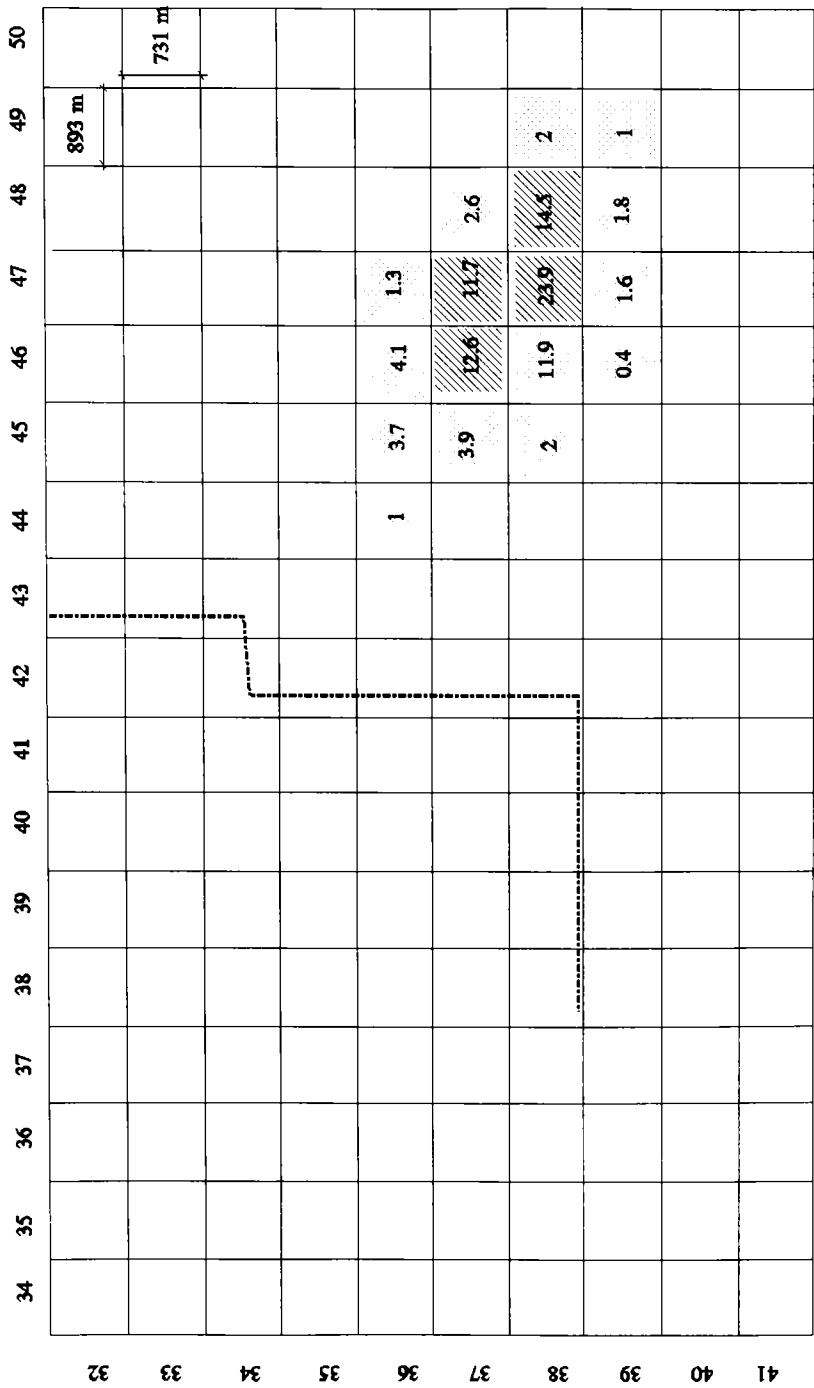


Figura 5.19. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIU (%) în varianta II.1 b. Injecție instantanee (10 ani)

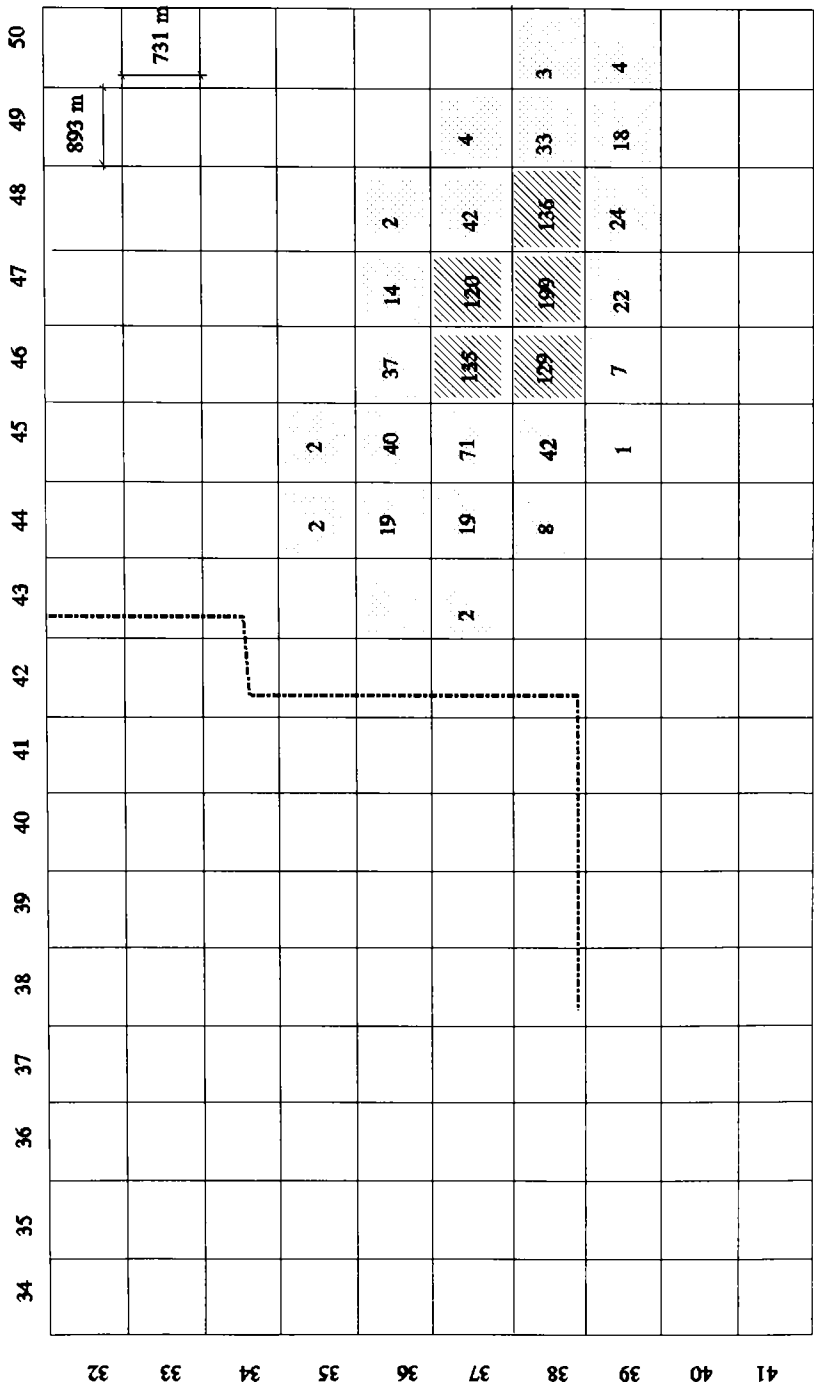


Figura 5.20. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIU (mg/l) în varianta II\_1 c. Injecție continuă (10 ani)

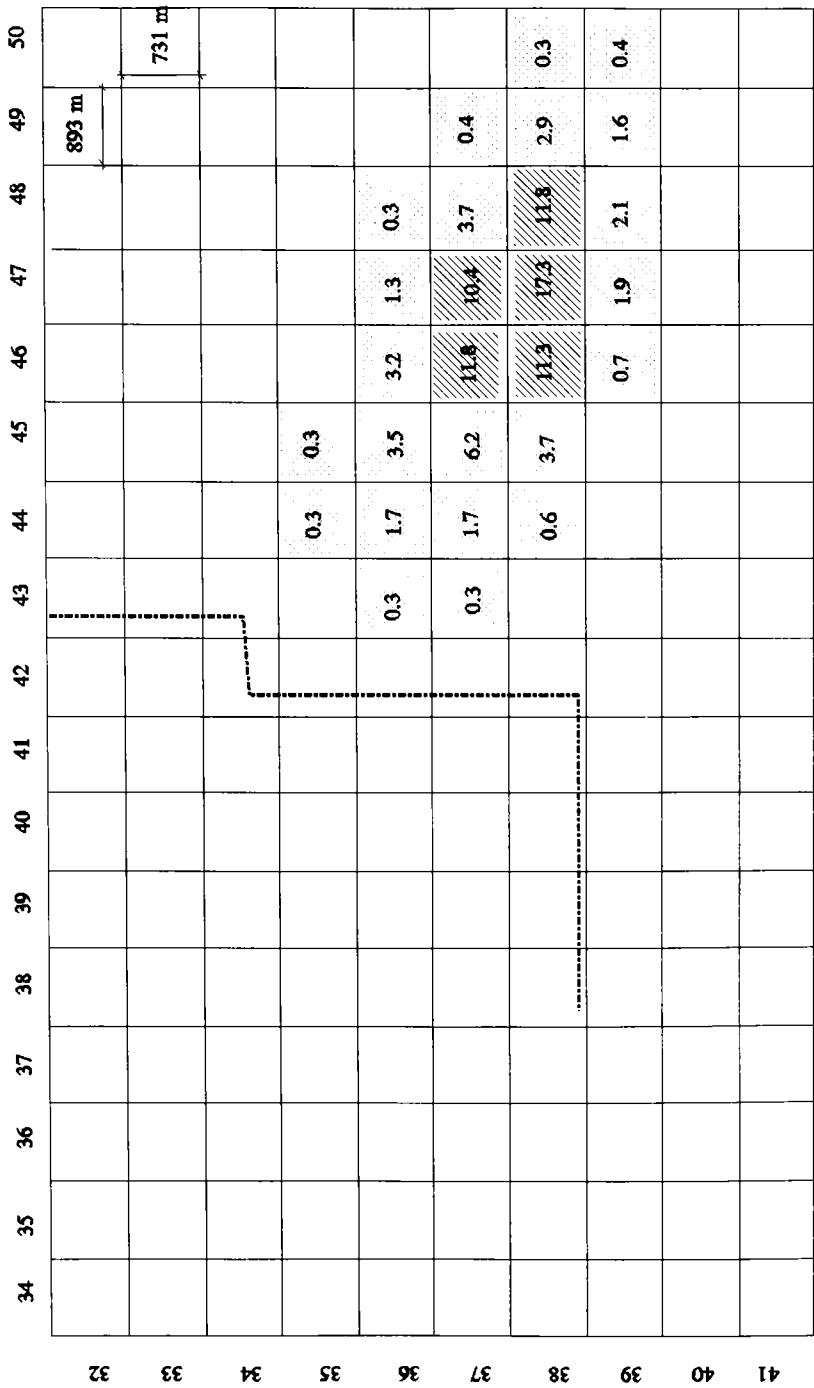


Figura 5.21. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIU (%) în varianta II\_1 c. Injecție continuă (10 ani)

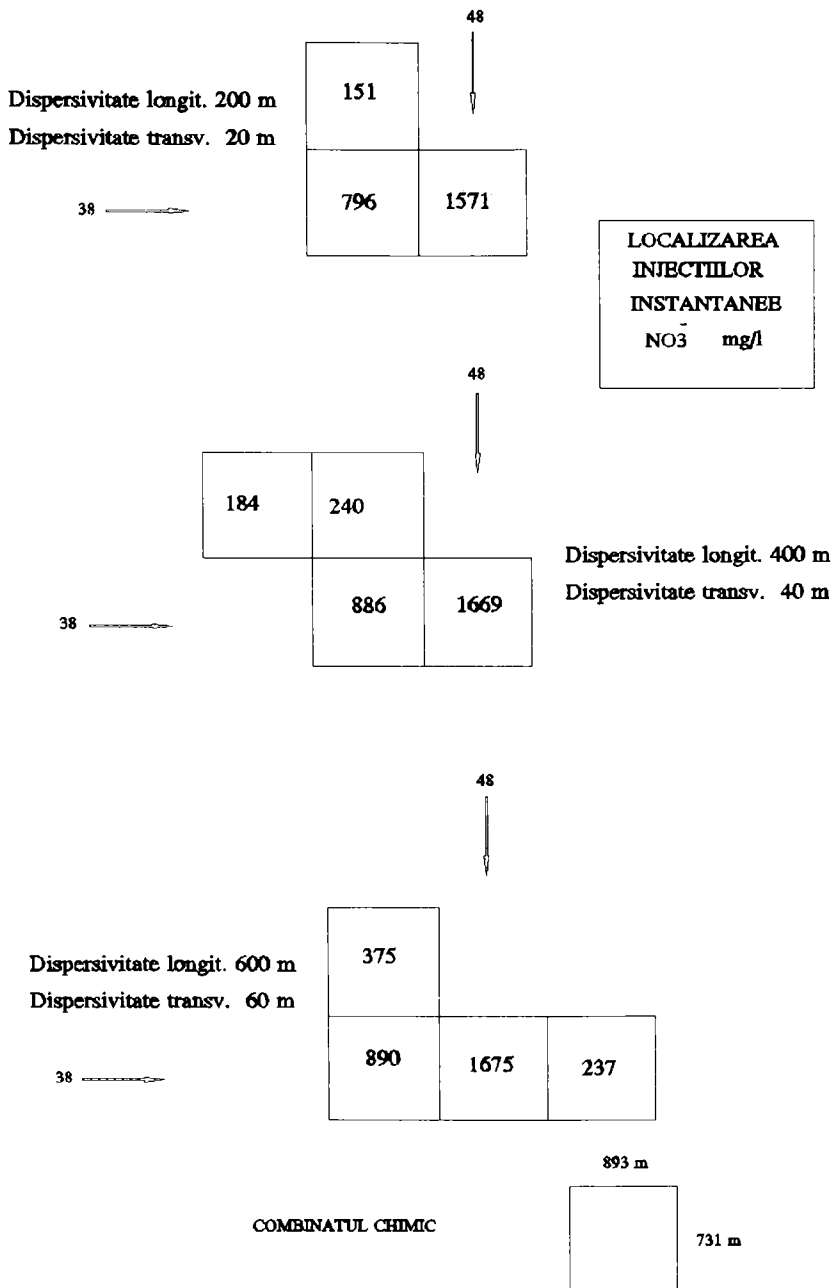


Figura 5.22 Modelul POL\_FR. Celule de injecție și nivele de concentrație. Varianta II-2

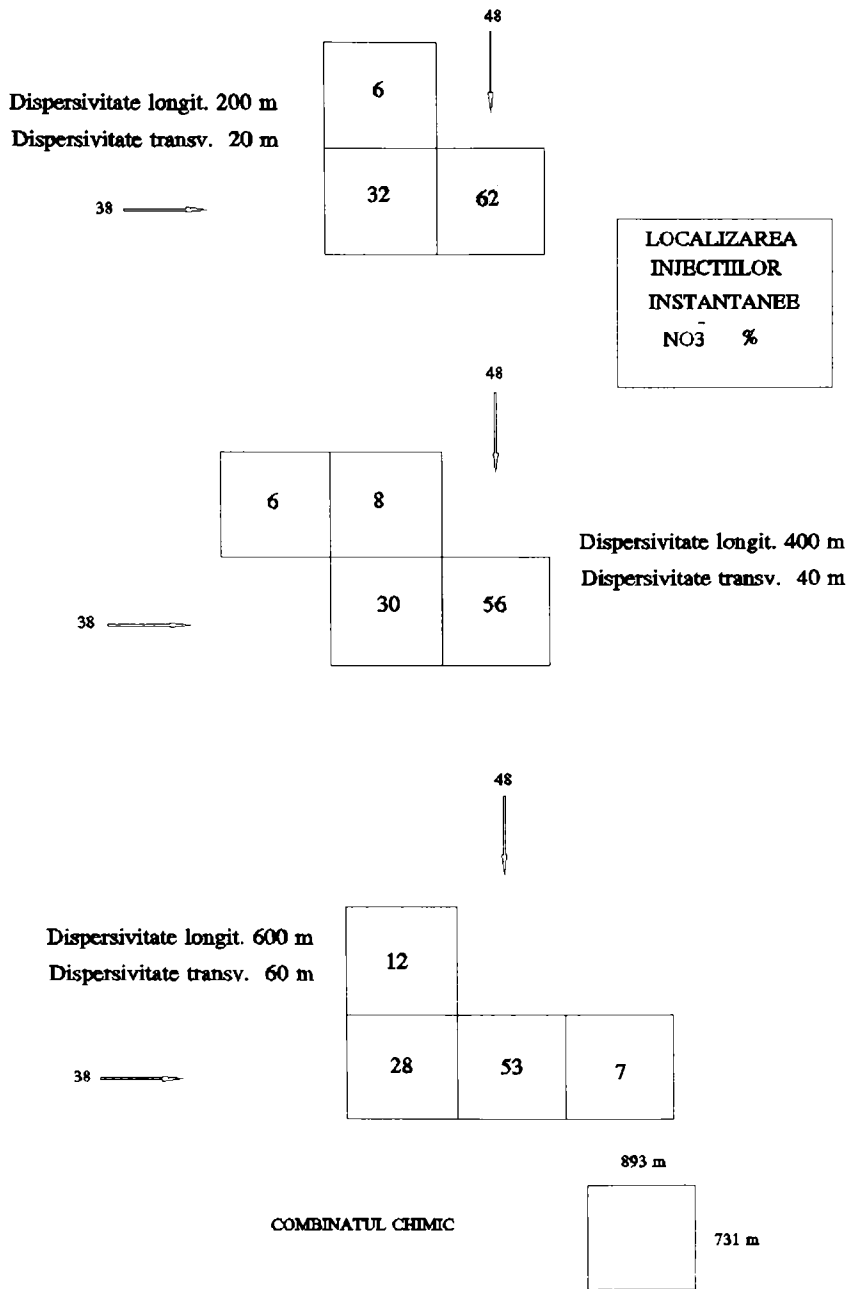


Figura 5.23 Modelul POL\_FR.Celule de injectie și procente de concentrație.Varianta II-2

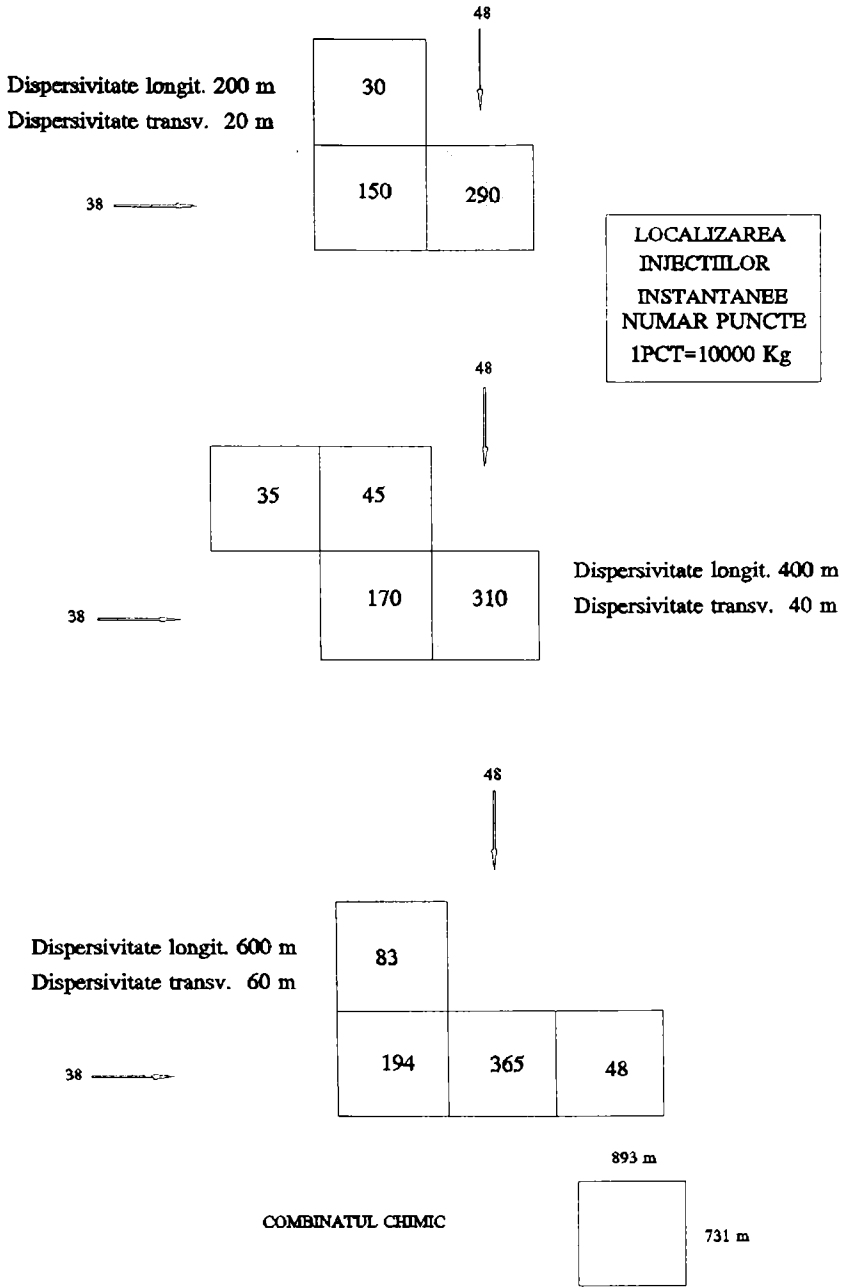


Figura 5.24 Modelul POL\_FR.Celule de injecție și număr de puncte de injecție. Varianta II-2



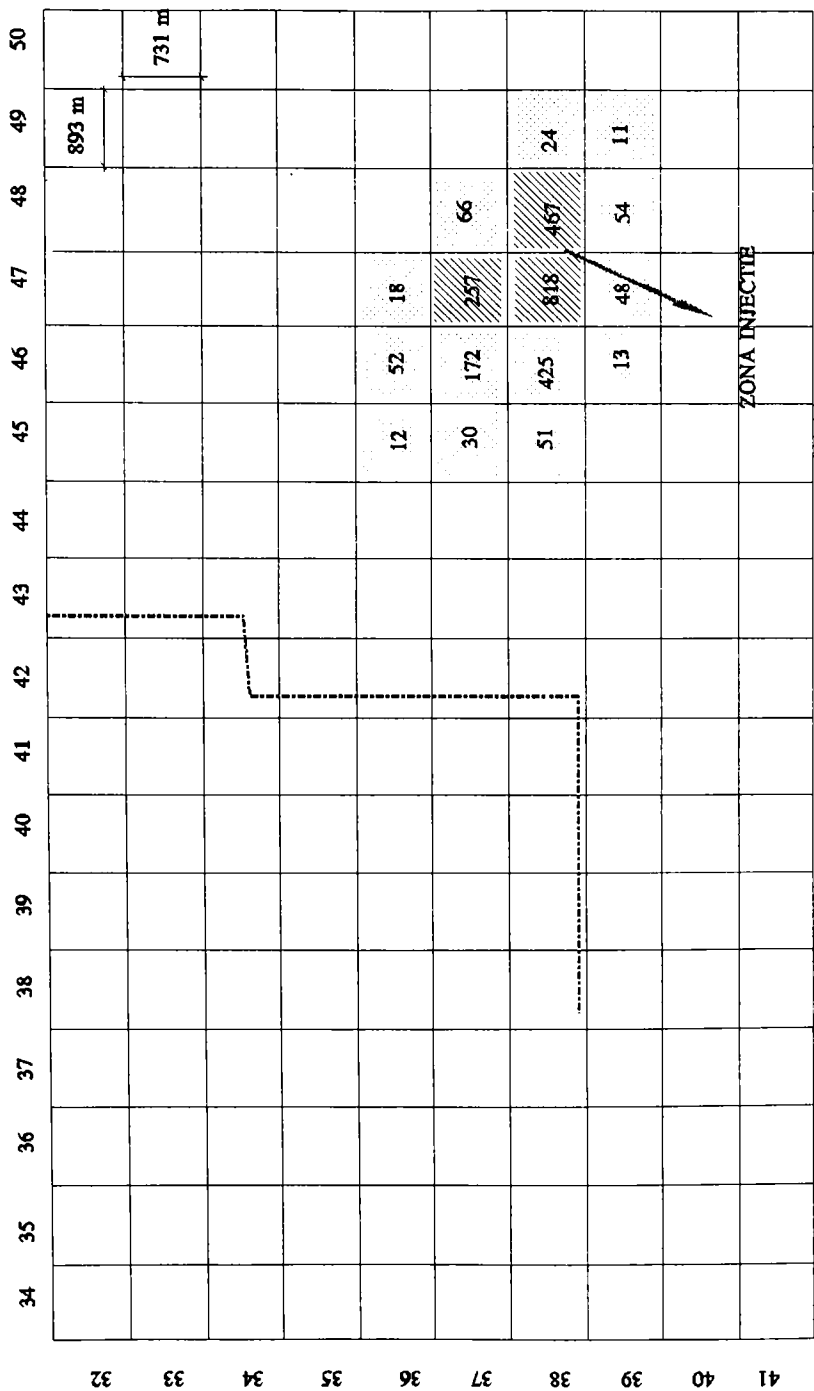


Figura 5.25. Modelul POL\_FR. Concentrații AZOTAT (mg/l) în varianta II\_2 a. Injecție instantanee (10 ani)

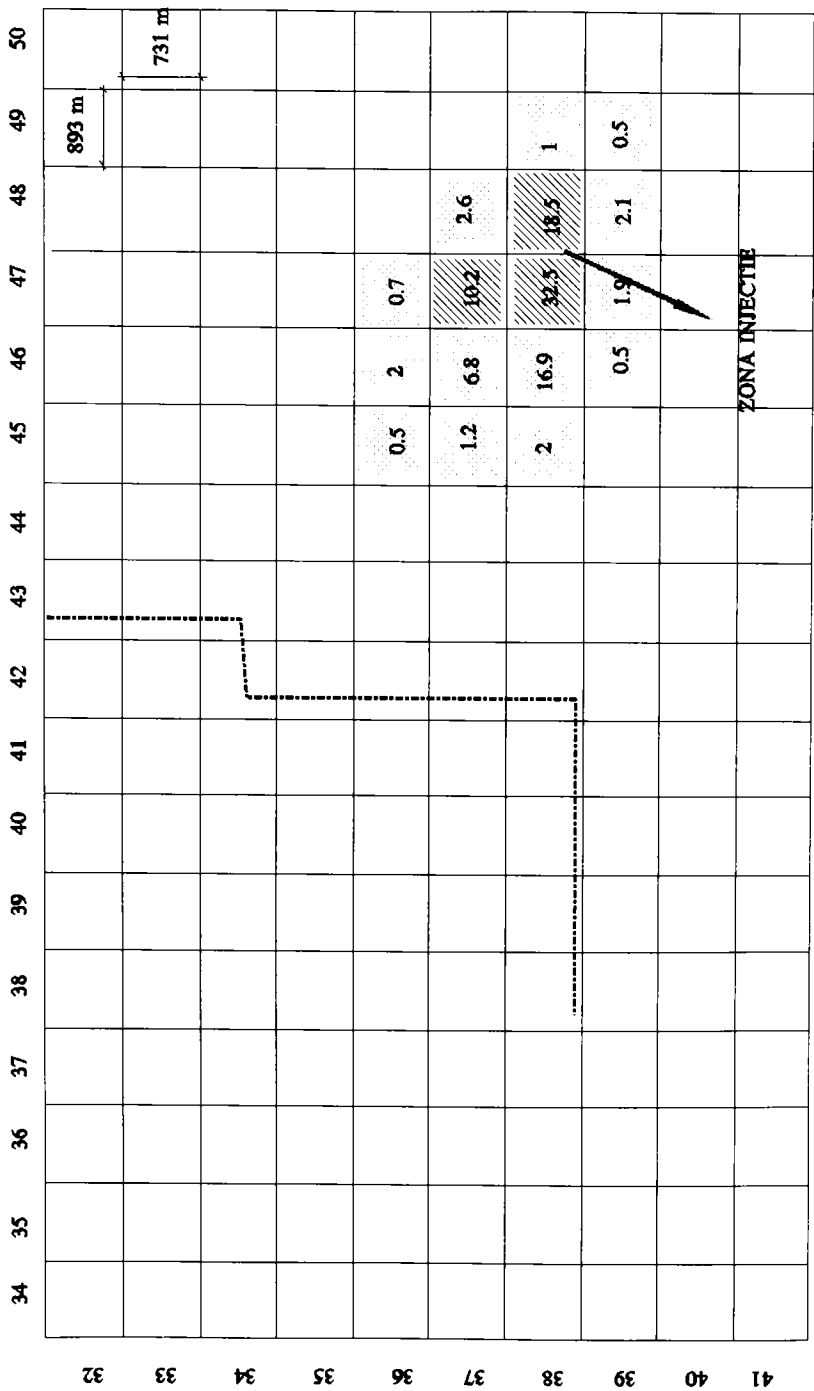


Figura 5.26. Modelul POL\_FR. Concentrații AZOTAT (%) în varianta II\_2 a. Injecție instantanee (10 ani)

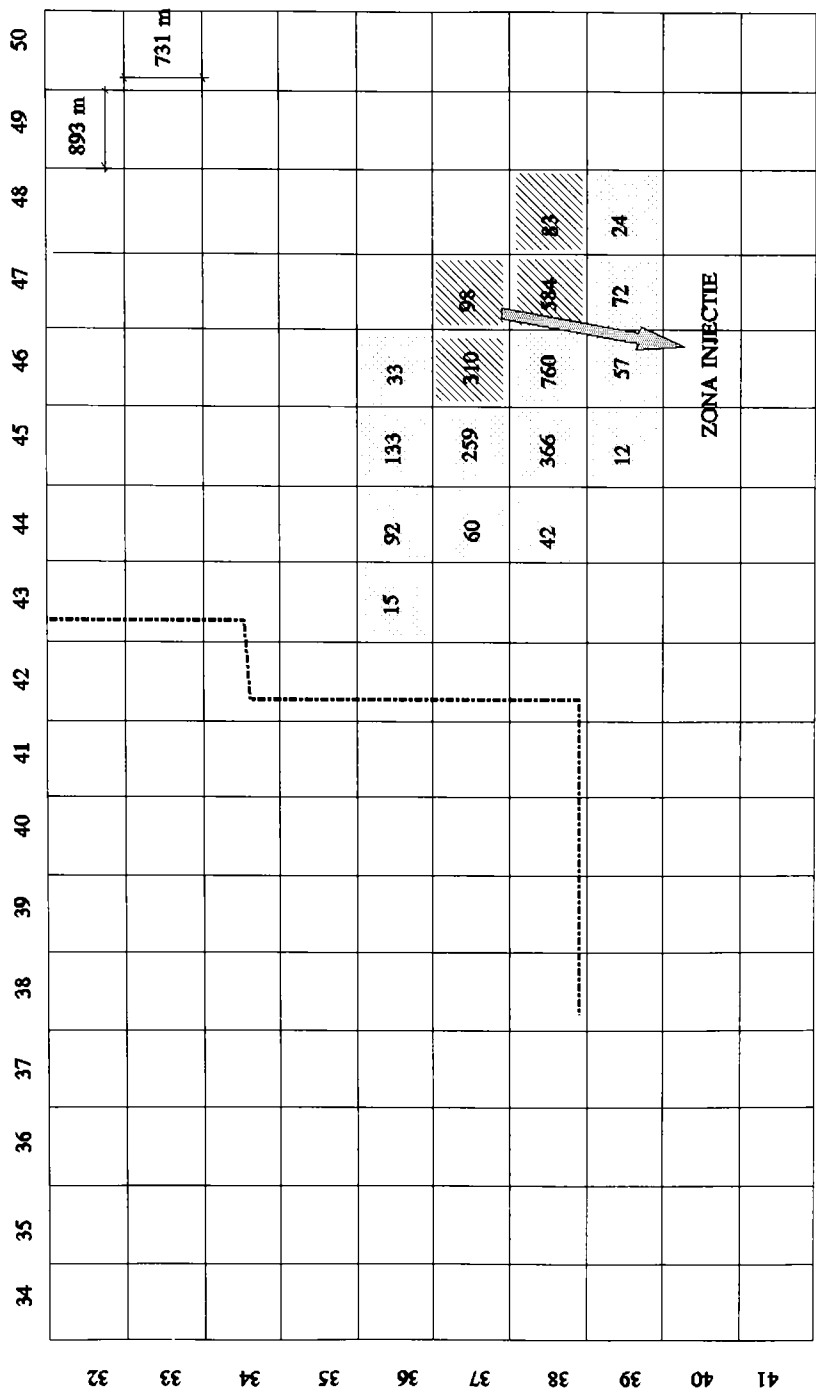


Figura 5.27. Modelul POL\_FR. Concentrații AZOTAT (mg/l) în varianta II\_2 b. Injecție instanțanee (10 ani)

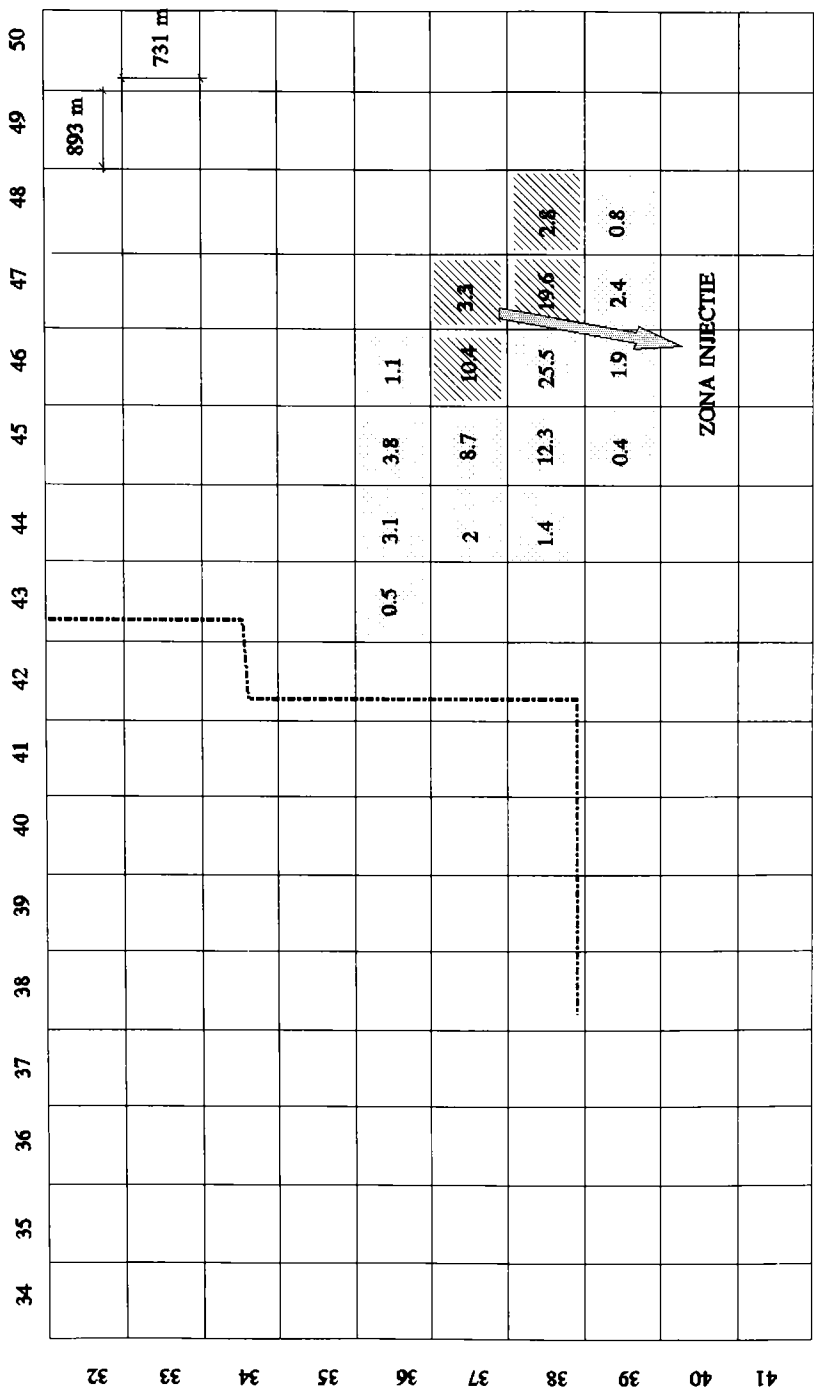


Figura 5.28 Modelul POL\_FR. Concentrații AZOTAT (%) in varianta II\_2 b. Injecție instantanee (10 ani)

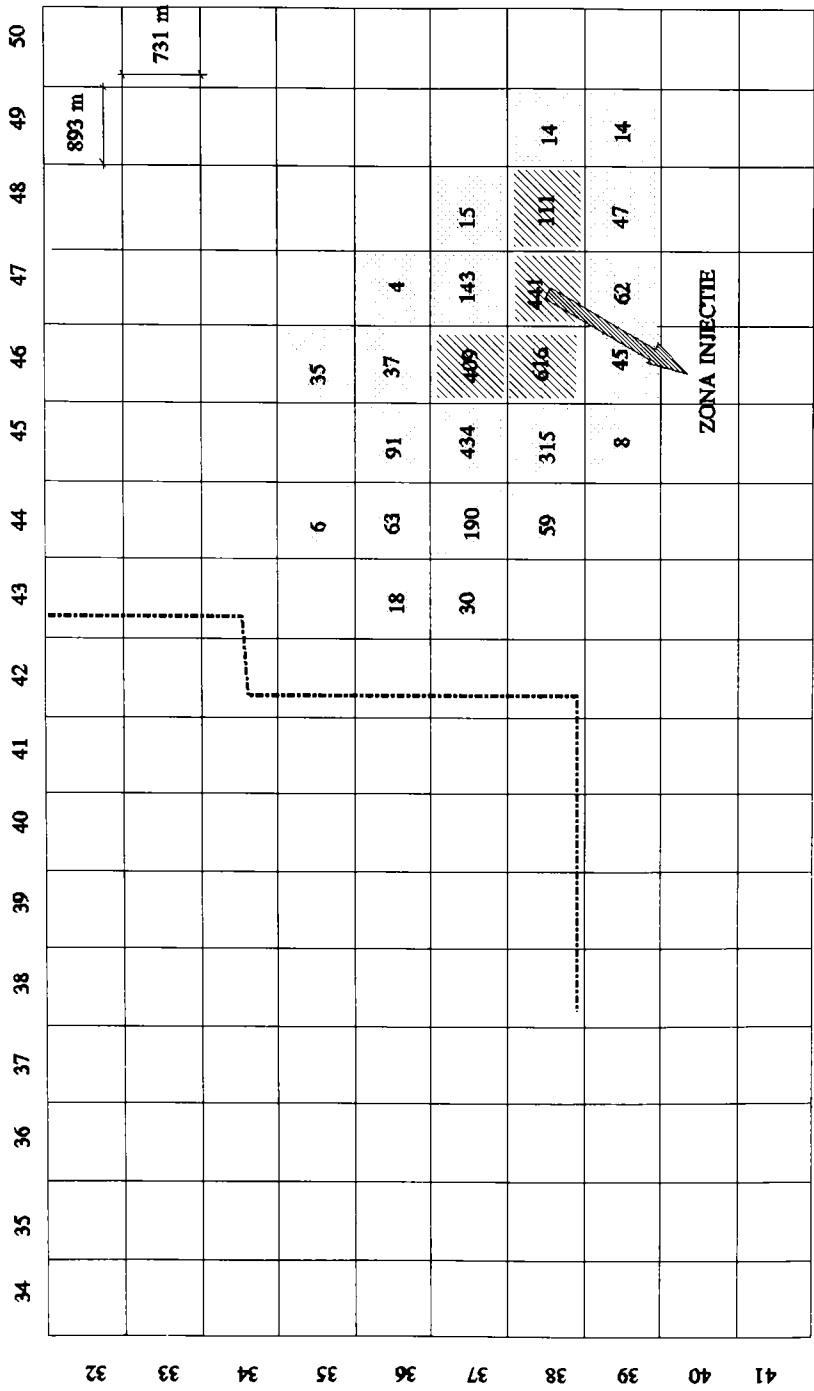


Figura 5.29. Modelul **POL\_FR**. Concentrații AZOTAT (mg/l) în varianta **II\_2 c**. Injecție instantanee (10 ani)

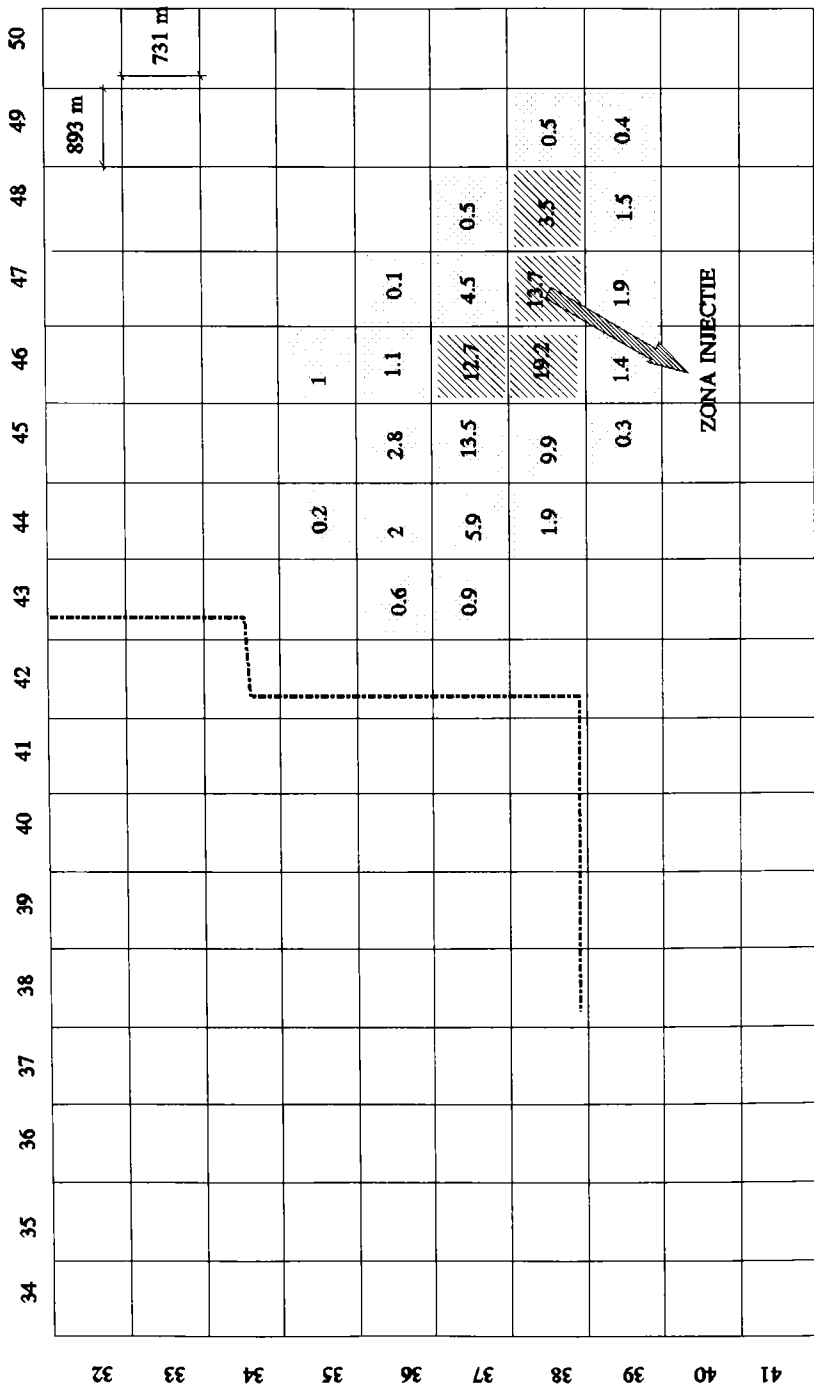


Figura 5.30. Modelul POL\_FR. Concentrații AZOTAT (%) în varianta II\_2 c. Injecție instantanee (10 ani)

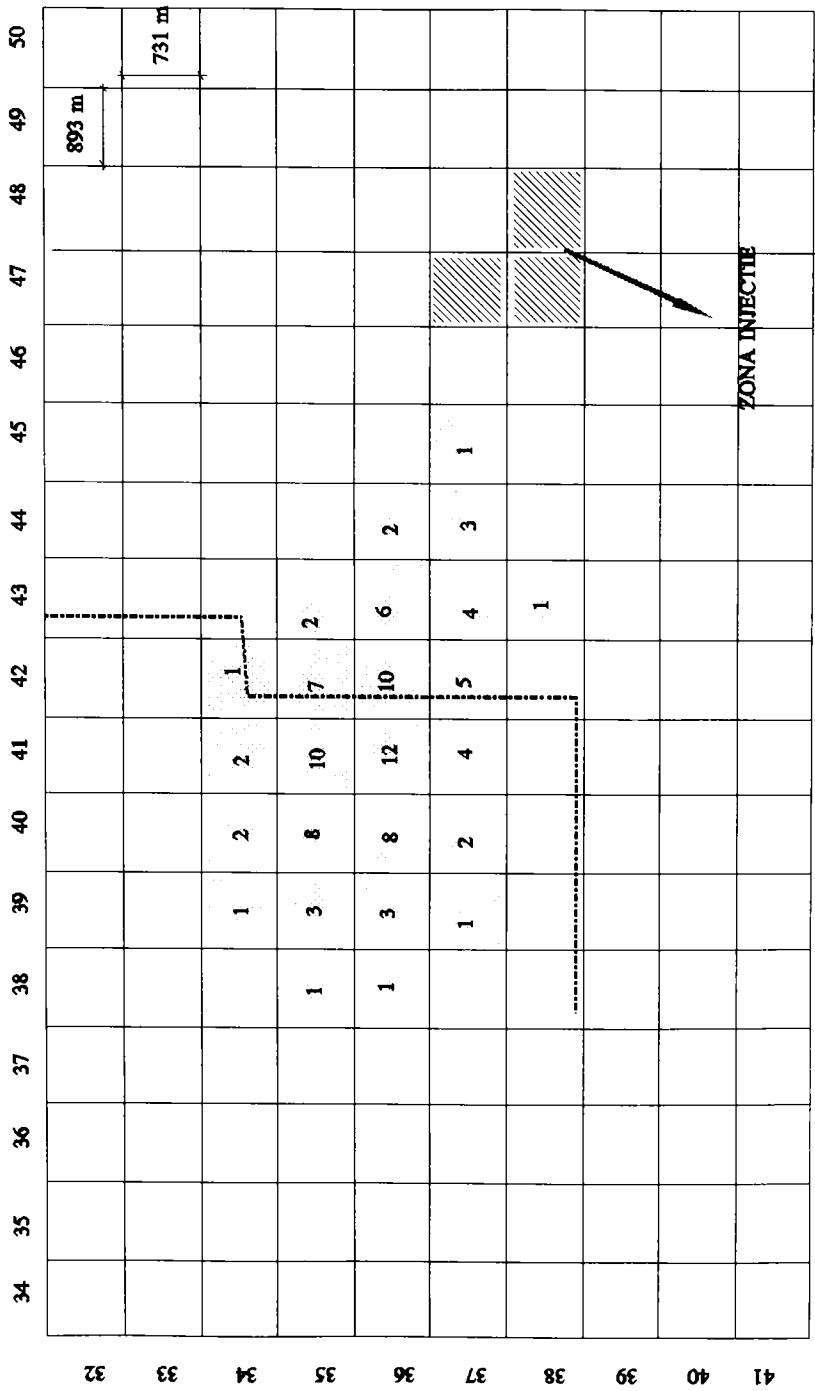


Figura 5.31. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIU (%) în varianta III\_1 a. Injecție instantanee (100 ani)

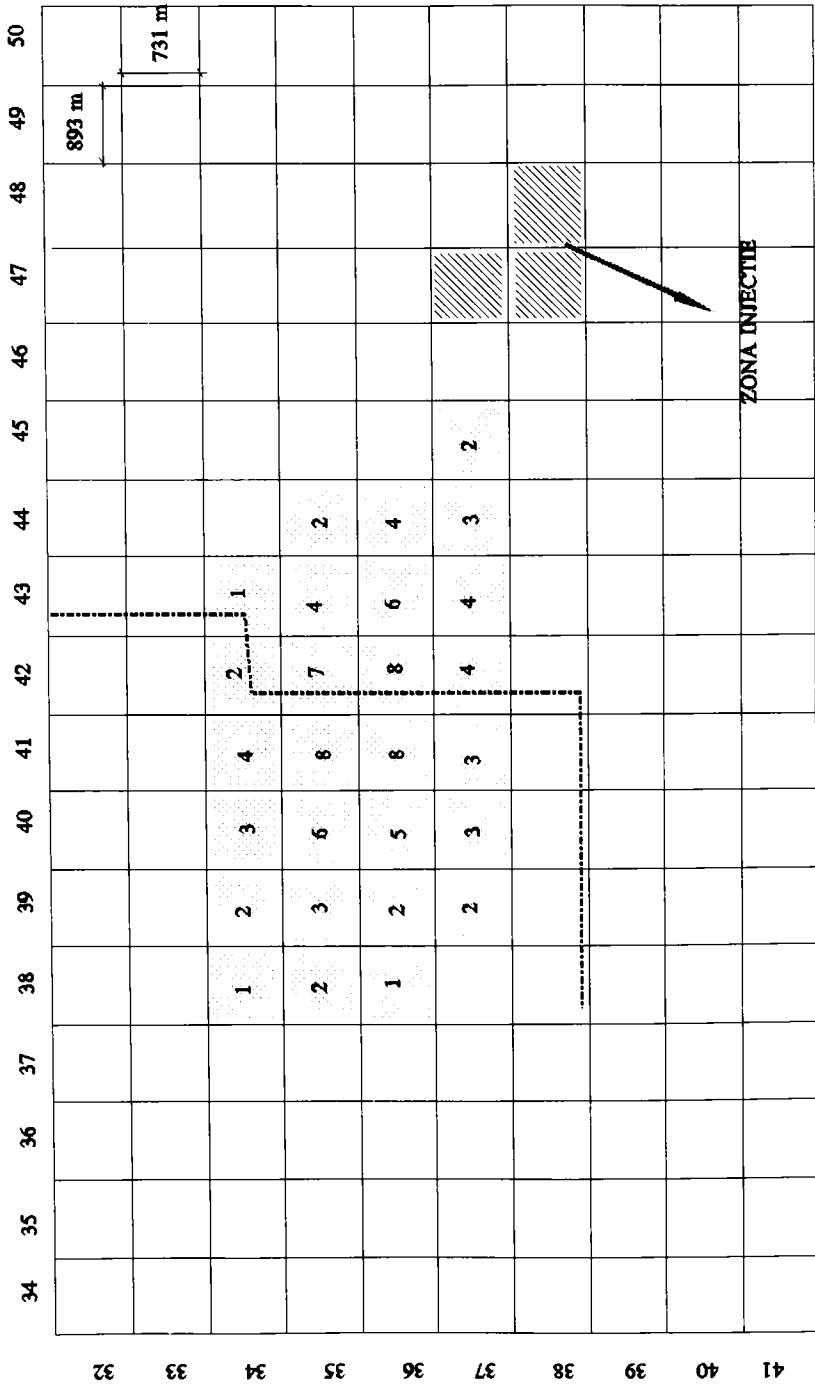


Figura 5.32. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIU (%) în varianta III\_1 b. Injecție instantanee (100 ani)



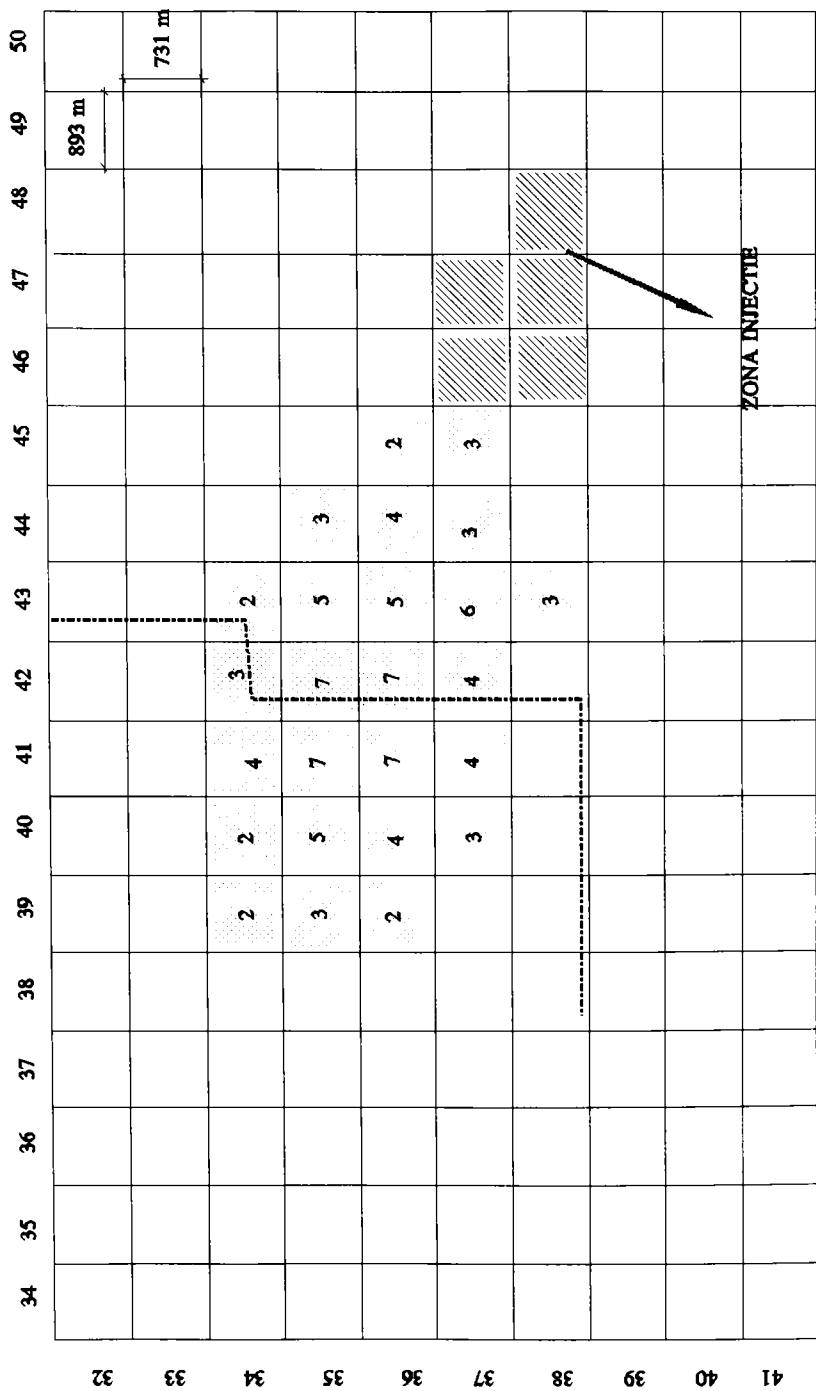


Figura 5.33. Modelul POL\_FR. Concentrații AMONIU (%) în varianta III\_1 c. Injecție instantanee (100 ani)

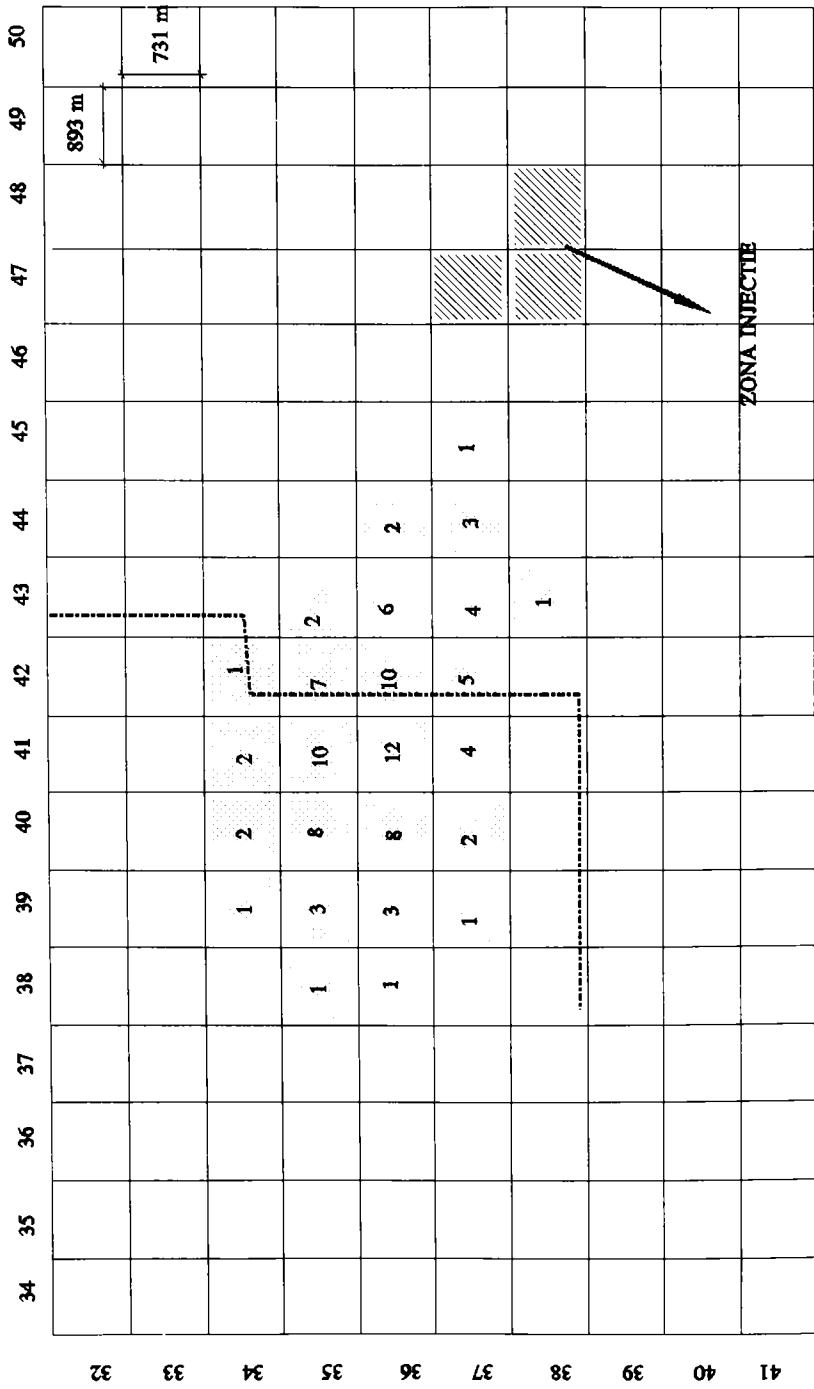


Figura 5.34 Modelul POL\_FR. Concentrații AZOTAT (%) în varianta III\_2 a. Injecție instantanee (100 ani)

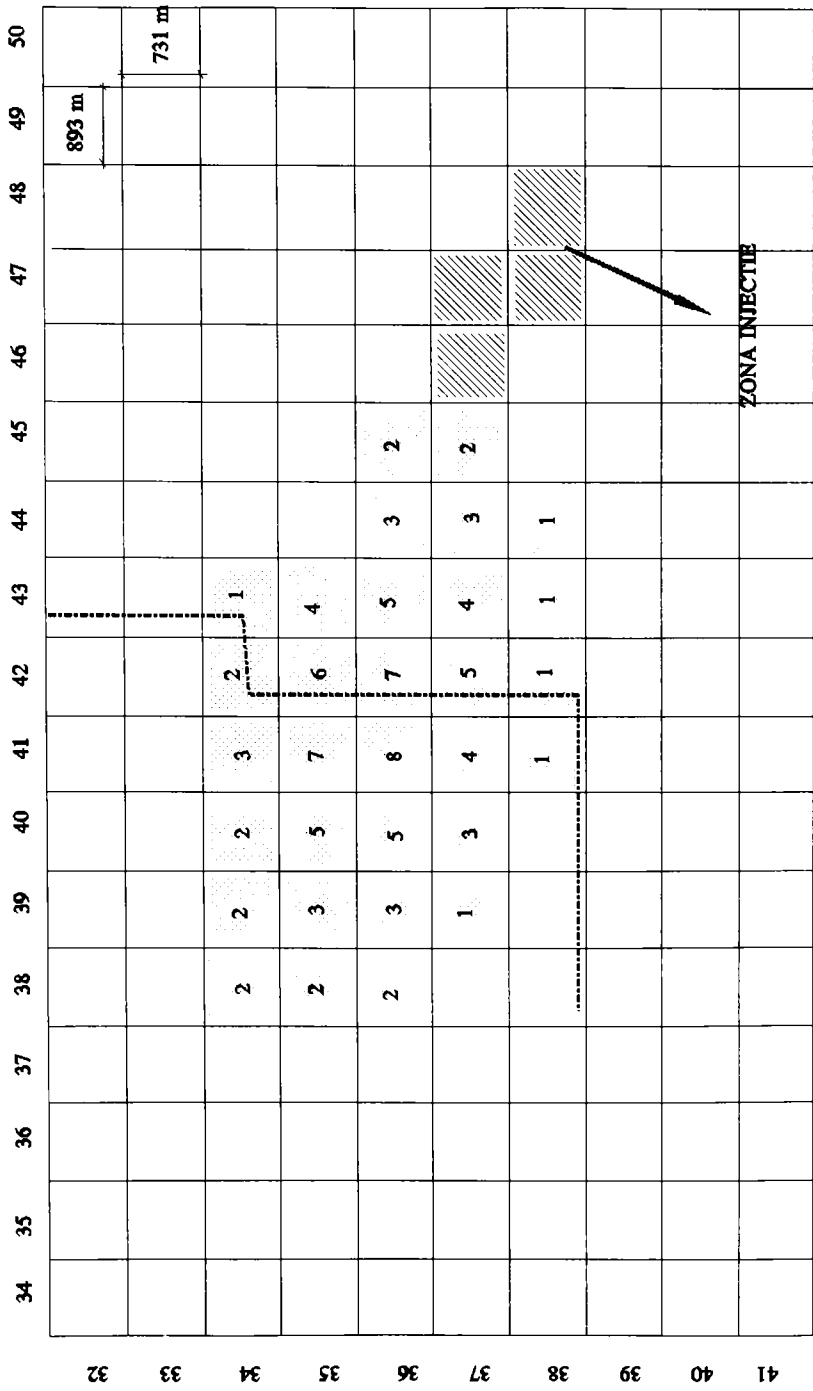


Figura 5.35. Modelul POL\_FR. Concentrații AZOTAT (mg/l) în varianta III\_2\_b. Injecție instantanee (100 ani)

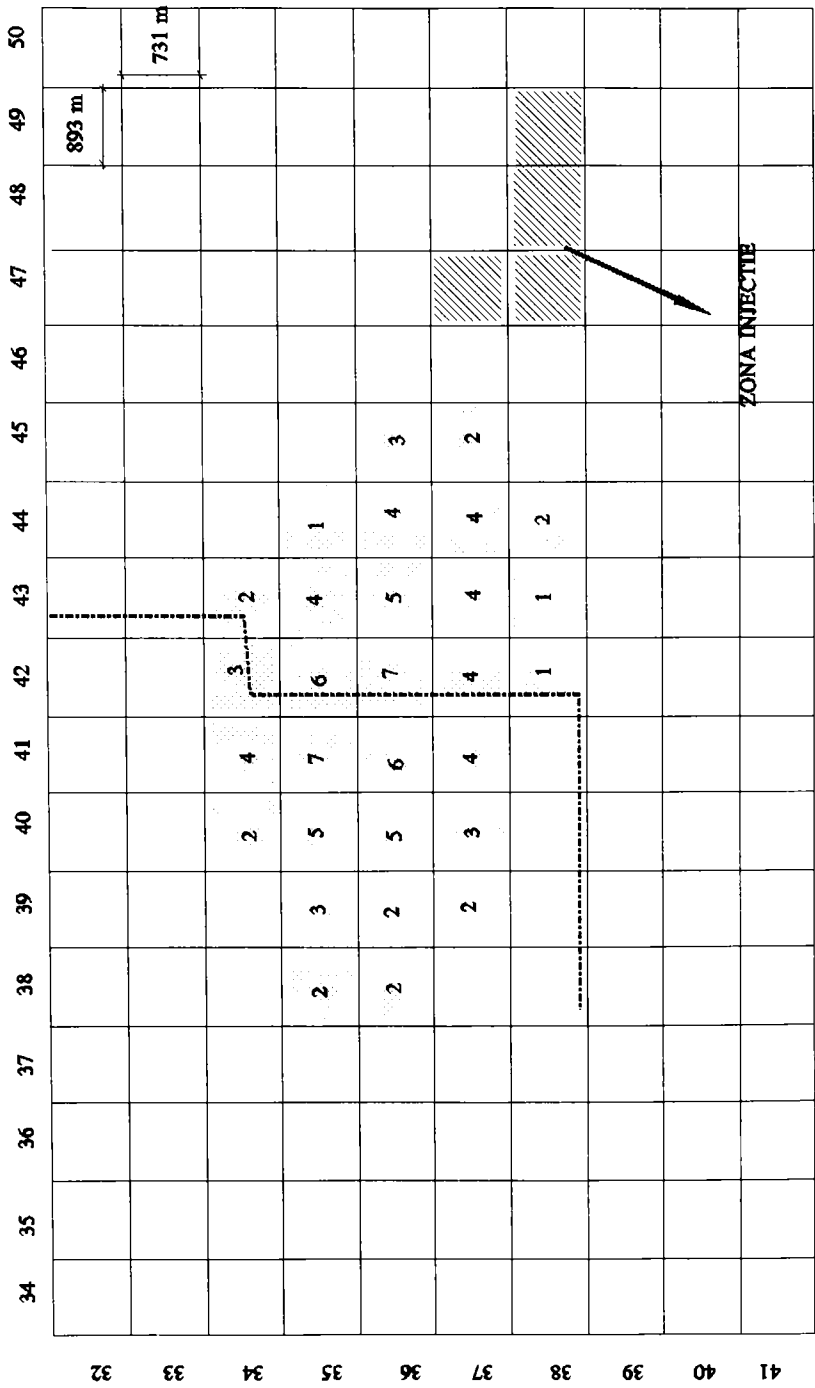


Figura 5.36. Modelul POL\_FR. Concentrații AZOTAT (%) în varianta III\_2 c. Injecție instantanee (100 ani)

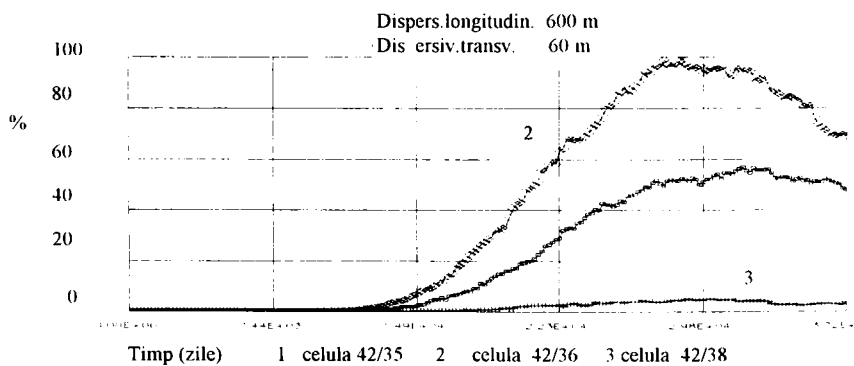
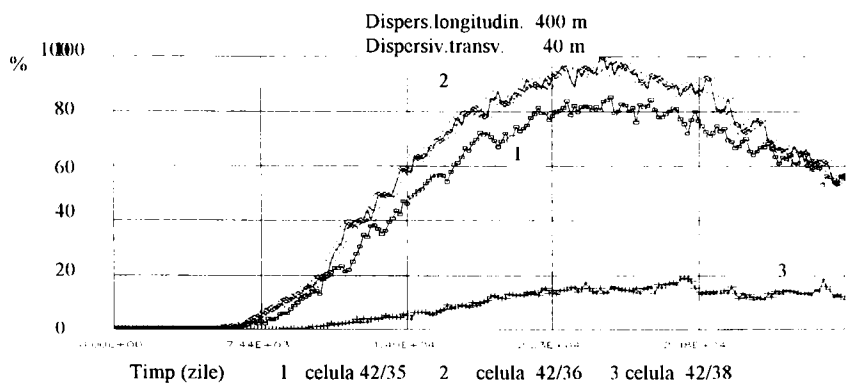
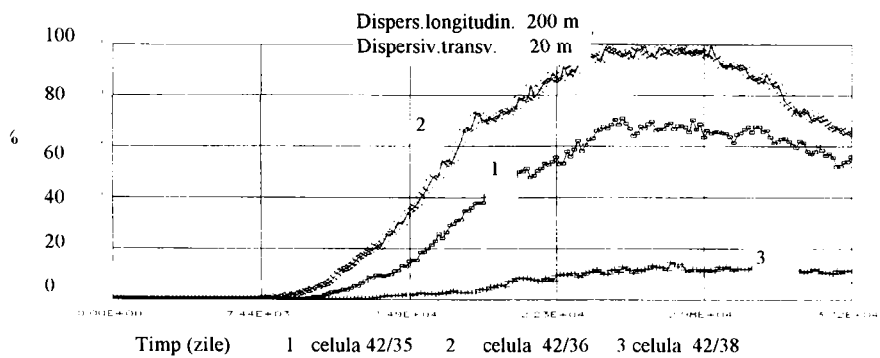


Figura 5.37 Modelul POL\_FR. Fraicrul concentrație-timp în varianta III-1  
Injectie instantanee (100 ani)

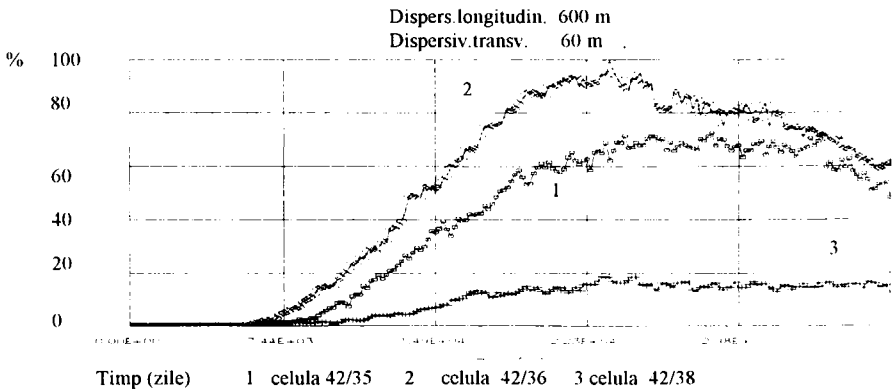
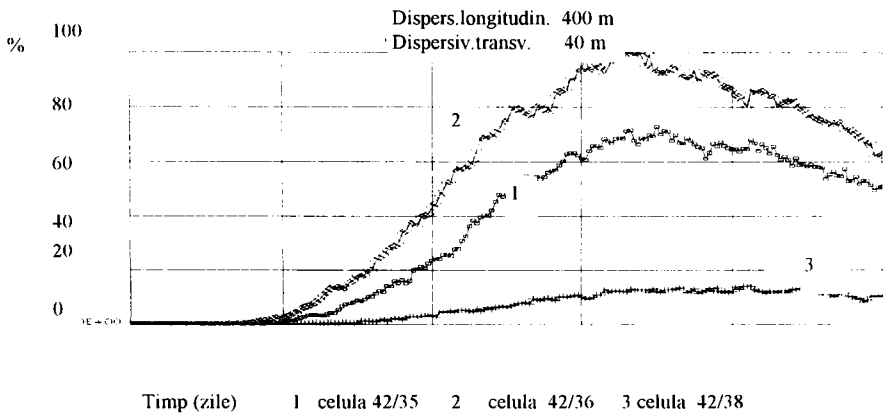
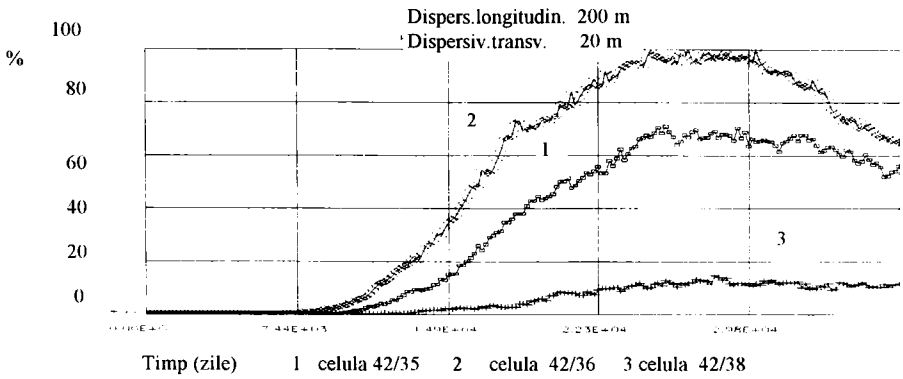


Figura 5.38 Modelul POL\_FR. Fracicul concentrație-timp în varianta III-2  
Injecție instantanee (100 ani)

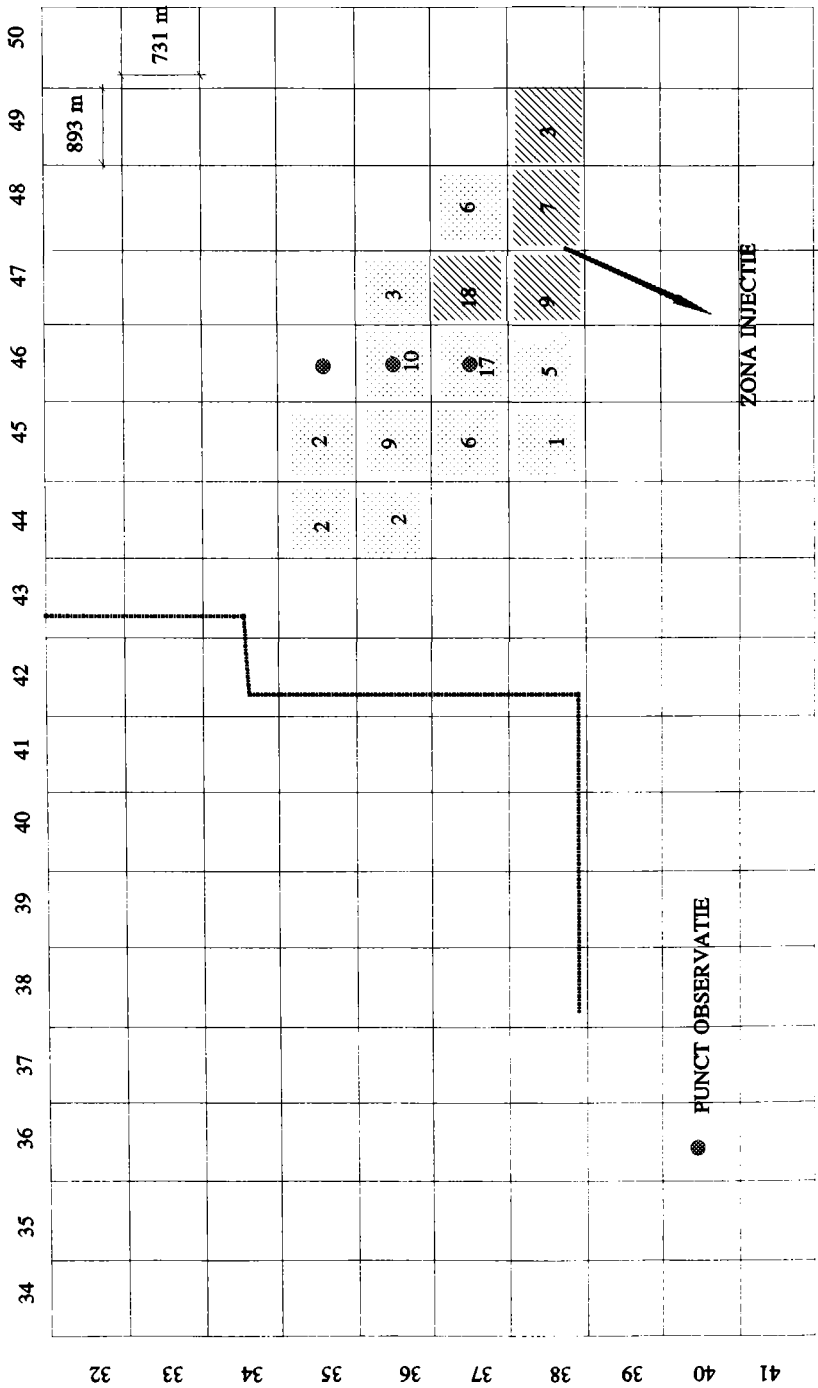


Figura 5.39. Modelul POL\_MA. Concentrații AZOTAT (%) în varianta IV . Injecție instantanee (10 ani)

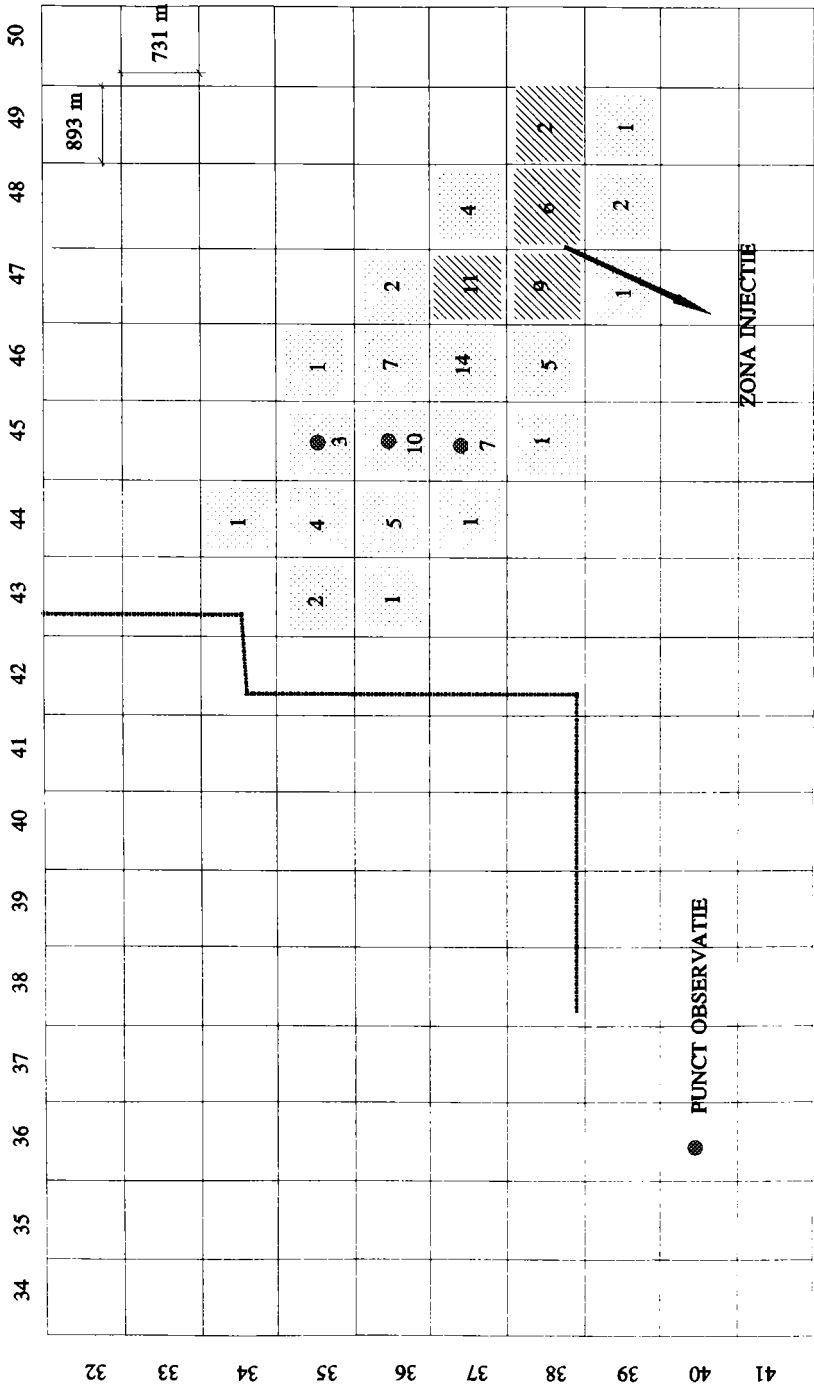


Figura 5.4.1. Modelul POL\_MA. Concentrații AZOTAT (%) în varianta IV . Injecție instanțanee (15 ani)



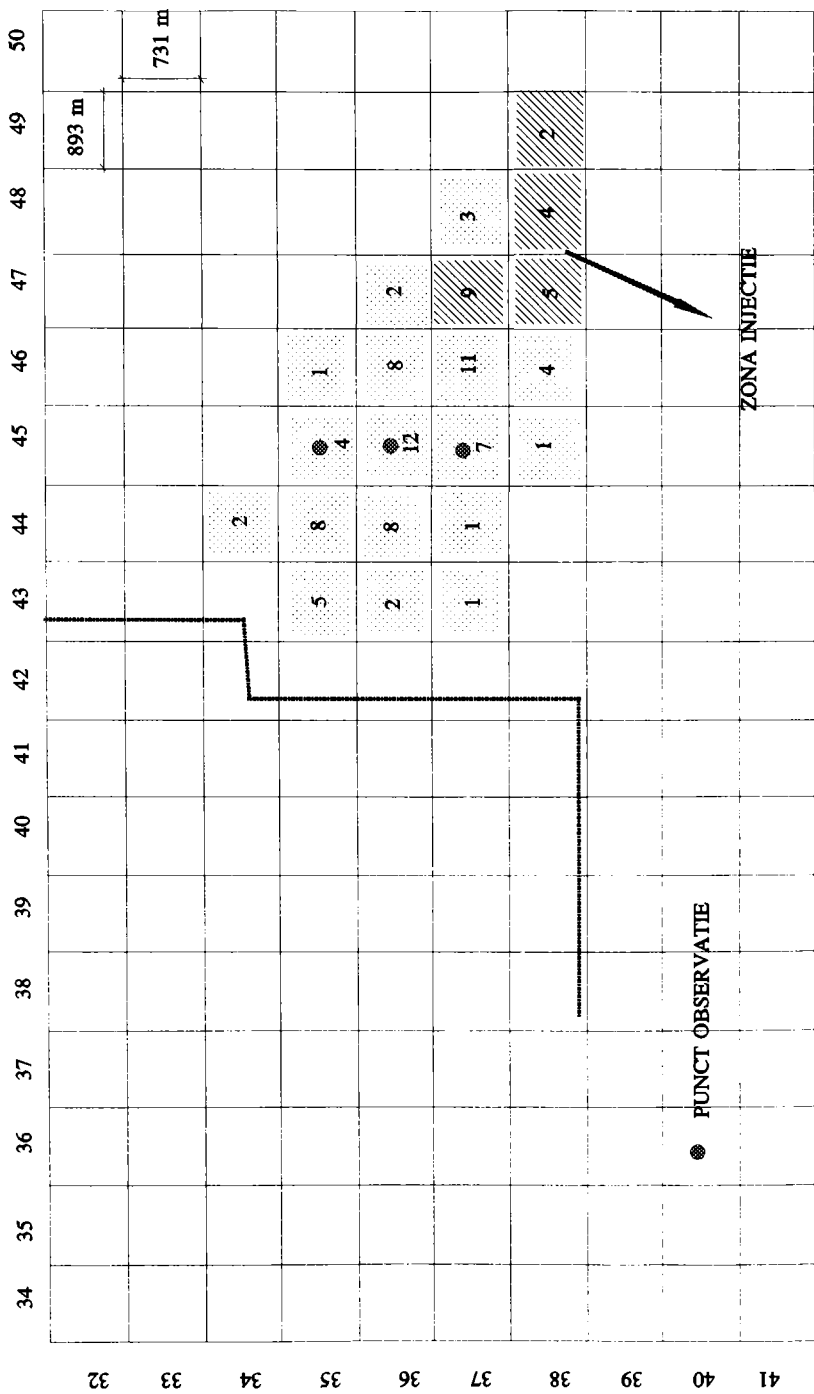


Figura 5.43. Modelul POL\_MA. Concentrații AZOTAT (%) în varianta IV . Injecție instanțanțee (20 ani)

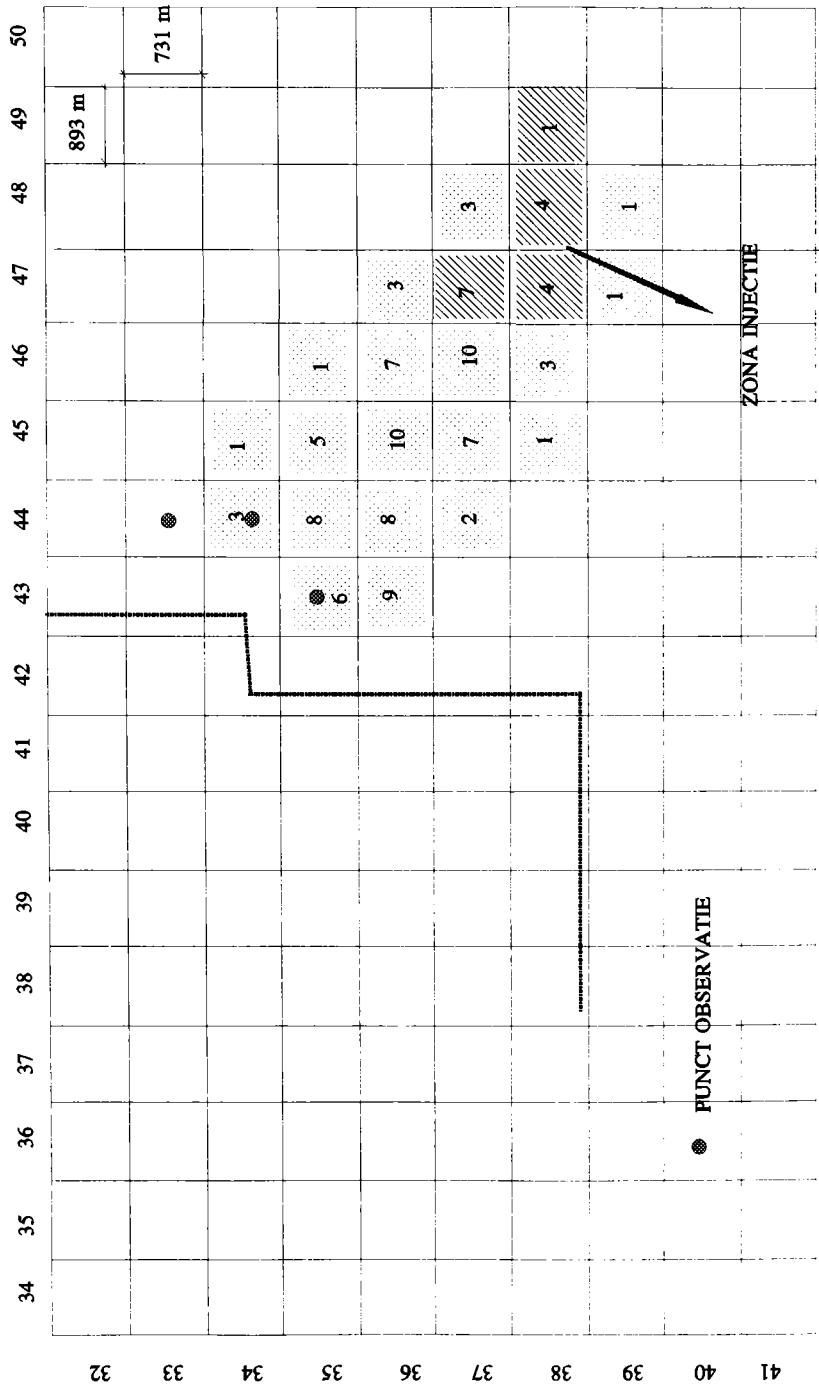


Figura 5.45. Modelul POL\_MA. Concentrații AZOTAT (%) în varianta IV . Injecție instanțanee (25 ani)

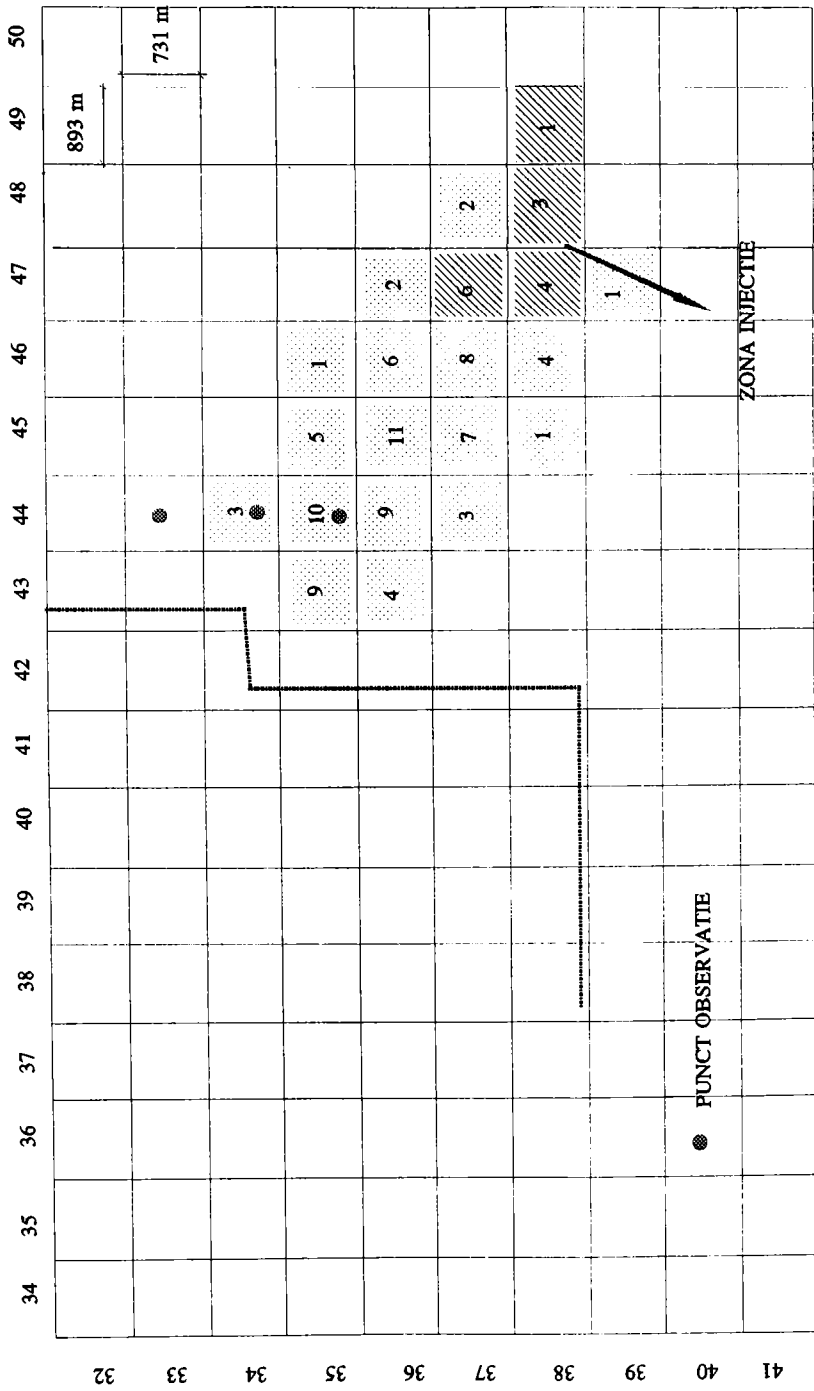


Figura 5.47. Modelul POL\_MA. Concentrații AZOTAT (%) în varianta IV . Injecție instantanee (30 ani)

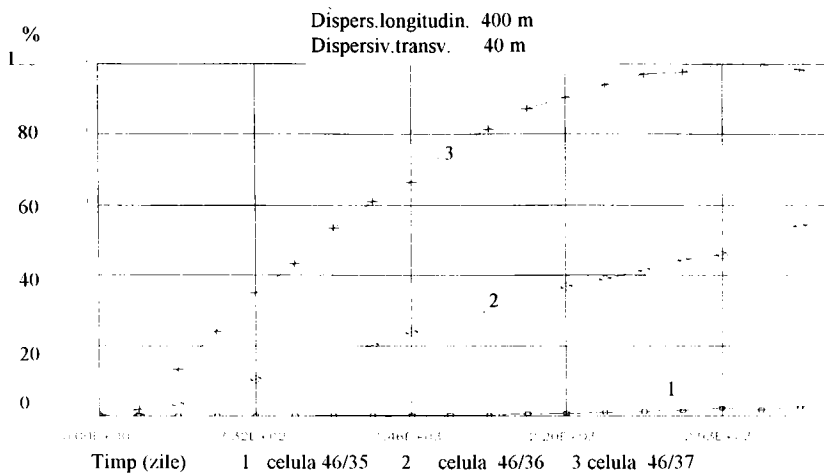


Figura 5.40 Modelul POL\_MA. Grafice concentrații in varianta IV. Injecție instantanee 10 ani-

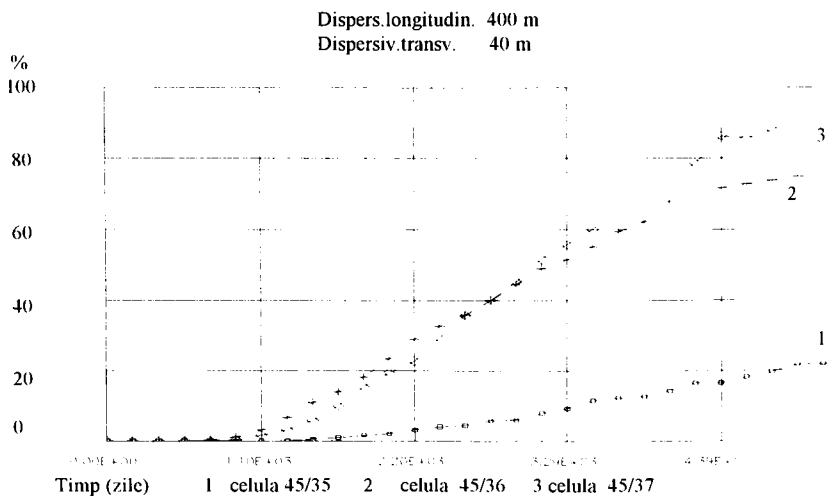


Figura 5.42 Modelul POL\_MA. Grafice concentrații in varianta IV. Injecție instantanee 15 ani-

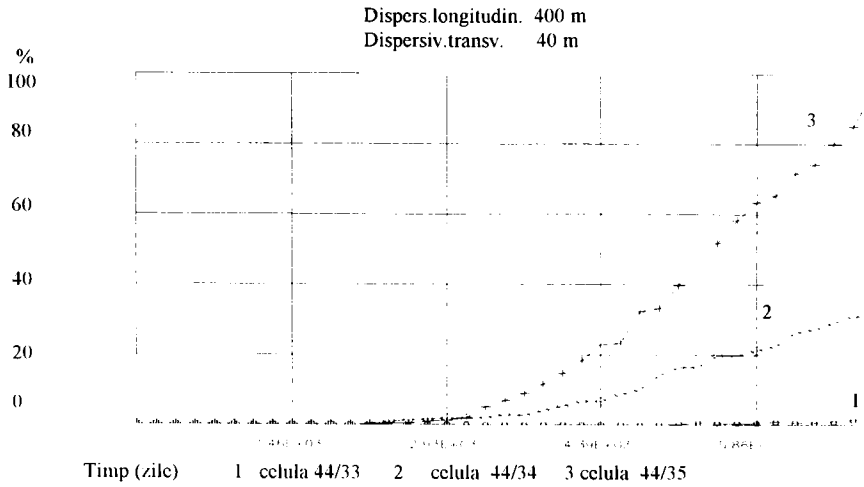


Figura 5.44 Modelul POL\_MA. Grafice concentrații in varianta IV. Injecție instantanee 20 ani-

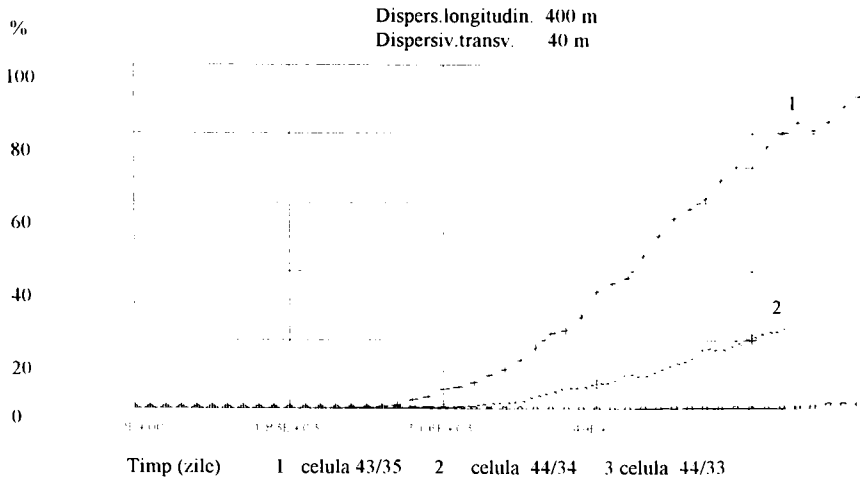


Figura 5.46 Modelul POL\_MA. Grafice concentrații in varianta IV. Injecție instantanee 25 ani-

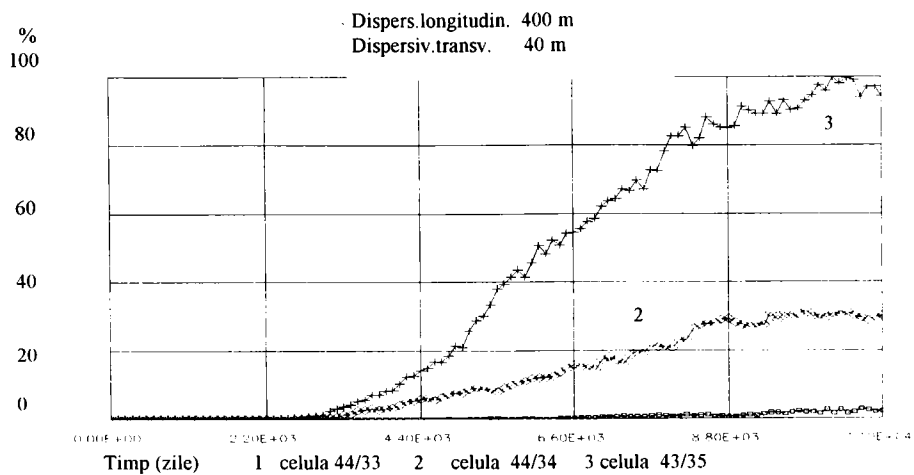


Figura 5.48 Modelul POL\_MA. Grafice concentrații in varianta IV. Injecție instantanee 30 ani-

## BIBLIOGRAFIE

- 1 Abbott, B. M. Hydroinformatics. Informations Tehnology and the Aquatic Environment, Avebury Technical 1991
- 2 Albu, M. Mecanica apelor subterane, Editura Tehnică, București, 1981
- 3 Anderson, M.P., Woessner, W.W. Applied Groundwater Modelling: Simulation of Flow and Advective Transport, Academic Press, San Diego, 1982
- 4 Băncilă, I., Florea, N.M., s.a. Mecanica apelor subterane, Editura Tehnică, București, 1980
- 5 Bear, J. Dynamics of Fluids in Porous Media, Elsevier Science, New York, 1972
- 6 Bear, J. Hydraulics of Groundwater, McGraw-Hill, New York, 1979
- 7 Bear J., Yehuda Bachmat Introduction to Modelling of Transport Phenomena in Porous Media, Kluwer Academic Publishers, London 1991
- 8 Bear, J., Veruijt, A. Modelling Grounwater Flow and Pollution, Dordrecht, 1987
- 9 Blumenfeld, M. Introducere în metoda elementelor finite, Editura Tehnică, București, 1995
- 10 Brătianu, C. Metode cu elemente finite în dinamica fluidelor, Editura Academiei, București, 1983
- 11 Bredehoeft, J.D., Pinder, G.F. Mass Transport in Flowing Groundwater, Water Resources Research, Vol. 9 No.1, 1973
- 12 Castany, G. Prospecciónea și exploatarea apelor subterane, Editura Tehnică, București, 1972
- 13 Certousov, M.D. Hidraulică, Editura Tehnică, București, 1966
- 14 Costache, G.H.. Exploatarea apelor subterane prin sonde, Editura Tehnică, București, 1989
- 15 Chrysikopoulos, C.V., Roberts, P.V., Kitanidis, P.K. One Dimensional Solute transport in Porous Media With Partial - Two Well Recirculation. Application to Field Experiments, Water Resources Research, Vol. 26, No.6, 1990
- 16 Cincii, A. Resursele de apă subterană ale României, Editura Tehnică, 1990, București
- 17 Crețu, I. Hidraulică generală și subterană, Editura Didactică și Pedagogică, București, 1971
- 18 Dagan, G. Theory of Solute Transport by Groundwater, Ann. Rev. of Fluid Mech. No.19, 1987
- 19 Danchiv, A. Analiza numerică a transportului contaminaților în acvifere, Simpozionul VI Național de informatică în construcții, Timișoara, 1988
- 20 Dassargues, A. Models mathematiques en hydrogeologie, Editura Didactică și pedagogică, București 1995
- 21 Daus, A.D., Frind, E.O. An Alternating Direction Galerkin Technique for Simulation of Contaminat Transport in Complex Groundwater Systems, Water Resources Research, Vol. 21, No.5, 1985
- 22 David, I. Hidraulica, vol. I, II, Universitatea Tehnică Timișoara, 1990
- 23 David, I. Contribuții la studiul mișcării prin medii poroase cu aplicații în calculul hidraulic al captărilor subterane, Teză de doctorat, I.P.T.V. Timișoara 1973

- 24 David, I. Grundwasserhydraulic. Modelierung von Strömungs-und Transportvorgängen, Verlag Vieweg, Wiesbaden, 1987
- 25 David, I., Șumălan, I. Considerations about the Basic Equations of Solute Transport in Porous Media, Bulet. St. al Univ. "Politehnica" Timișoara, Vol. Hidrotehnică, Tom 42 (56), 1997
- 26 David, I., Șumălan, I. Studiul lungimii și poziției voalului de etanșare la barajele din beton fundate pe medii poroase prin MEFIN, Vol. Conf. naț. "Sisteme hidrotehnice în impact cu mediul, Timișoara, 1991
- 27 David, I., Șumălan, I. Simularea numerică cu MEFIN a unor variante de extindere a captării subterane în bazinul Timiș-Bega, Ses. Jubil. de comunicări științifice, Timișoara, 1995, vol.4
- 28 David, I., Șumălan, I., Carabeț, A., Nitușcă, A. Transportul Poluanților prin medii fluide, Universitatea "Politehnica" din Timișoara, 1996
- 29 David, I., Șumălan, I., s.a. Studii prin simulare pe modele numerice pentru optimizarea exploataării și extinderii sursei subterane de alimentare cu apă a municipiului Timișoara, Etapa I/1991, Etapa II/1992, Contract cercetare 14/1192, Universitatea "Politehnica" din Timișoara-Iprotim Timișoara-Aquatim Timișoara
- 30 David, I., Șumălan, I., s.a. Simularea regimului cantitativ și calitativ al apelor subterane pe modele numerice. Recomandări privind extinderea rețelei de supraveghere în bazinele hidrogeologice de pe teritoriul județului Caraș-Severin, Etapa I/1992, Etapa II/1993, Contract cercetare 35/1992, Universitatea Tehnica Timișoara-Agenția de Protecția Mediului Reșița
- 31 David, I., Șumălan, I., s.a. Studii privind posibilitățile de creștere a gradului de asigurare împotriva poluării pe baza determinării perimetrelor de protecție ale surselor de apă subterană. Stabilirea criteriilor de amenajare a teritoriului în cuprinsul și vecinătatea acestor perimetre. Propuneri pentru un nou normativ departamental, Contract cercetare 31/1993, Universitatea Tehnica Timișoara-PROEID București
- 32 David, I., Șumălan, I., s.a. Impactul surselor de poluare asupra resurselor de apă subterană. Modele de simulare numerică, metode și soluții de limitare și asanare, Contract cercetare 4004/C/1993, 870/1995, Universitatea "Politehnica" din Timișoara-Ministerul Învățământului
- 33 DeSmedt, F. Protection of Groundwater Sources of Pollution. Protection Measures, Interuniversity Postgraduate Programme in Hydrology, Free University of Brussel, 1993
- 34 Dillon, P.J. An Analytical Model of Contaminant Transport From Diffuse Source in Saturated Porous Media, Water Resources Research, Vol. 25, No.6, 1989
- 35 Dincă, G. Metode variaționale și aplicații, Editura Tehnică, București, 1983
- 36 Dodescu, Gh., Toma, M. Metode de calcul numeric, Editura Didactică și Pedagogică, București, 1976
- 37 Domenico, P.A., Schwarz, F.W. Physical and Chemical Hydrogeology, Hamilton Printing Company, New York, 1990
- 38 Döll, P. A Discrete Kernel Method of Characteristics Model of Solute Transport in Water Table Aquifer, Water Resources Research, Vol. 25, No.5, 1989



- 39 Drobot, R., Toma C. Model matematic pentru calarea parametrilor hidrogeologici în cazul mișcării nepermanente-planorizontale, Hidrotehnica nr. 34, 1989
- 40 Dumescu, F. Contribuții la optimizarea exploatarei forajelor pentru alimentarea cu apă din conurile de dejecție ale Mureșului și Crișului Alb, Hidrotehnica, nr. 82, 1987
- 41 Ene, I., Gogonea, S. Probleme în teoria filtrației, Editura Academiei, București, 1973
- 42 Engesgaard, P., Cristensen, H. A Review of Chemical Solute Transport Models, Nordic Hydrology, No.19, 1988
- 43 Floarea, O., Dima, R. Procese de transfer de masă și utilaje specifice, Editura Didactică și Pedagogică, București, 1984
- 44 Frugină, E. Scurgera subterană freatică în Câmpia de Vest, Hidrotehnica nr. 32, 1987
- 45 Galeati, G., Gambolati G. On Boundary Conditions and Point Sources in the Finite Element Integration of the Transport Equation, Water Resources Research, Vol. 25, No.5, 1989
- 46 Germani, D. Hidraulică teoretică și aplicată, Tipografia Finanțe și Industrie, București, 1942
- 47 Gheorghită, ȘT. Metode matematice în hidrogazodinamica subterană, Editura Academiei, București, 1966
- 48 Gray, W.G., Pinder, G.F. An Analysis of the Numerical Solution of the Transport Equation, Water Resources Research, Vol. 12, No.3, 1976
- 49 Haimovici, M. Ecuațiile fizicii matematice și elemente de calcul variațional, Editura Didactică și Pedagogică, București, 1966
- 50 Hâncu, S., Popescu, M., Duma D., Dan, P. Hidraulica sistemelor de irigație cu funcționare automată, Editura Ceres București, 1982
- 51 Huyakorn, P.S., Jones B.G., Andersen, P.F. Finite Element Algorithmus for Simulating Three-Dimensional Groundwater Flow and Solute Transport in Multilayer Systems, Water Resources Research, Vol. 26, No.6, 1990
- 52 Huyakorn, P.S., Unger, M.J., Mulkey, L.A., Sudicky, E.A. A Three-Dimensional Analytical Method for Predicting Leachate Migration, Groundwater, Vol.25., No. 5, 1987
- 53 Istok, J. Groundwater Modeling by the Finite Element Method, American Geophysical Union, Washington, 1989
- 54 Jousma, G., Bear, J., Haines, Y.Y. Groundwater Contamination: use of Models in Decision-making, Kluwer, Dordrecht, 1989
- 55 Kinzelbach, W. Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen in Grundwasser, R. Oldenburg Verlag, München, 1987
- 56 Kinzelbach, W., Randolph, R. Aquifer Simulation Model, ASM, Kasel, Stuttgart, 1989, 1993
- 57 Kinzelbach, W., Wassolo, S. Pre- and Post-Processing of FINEM 3, Gesamthochschule Kasel, 1991
- 58 Konikow, F.L., Grove, B.D. Derivation of Equation Describing Solute Transport in Groundwater, U.S. Geological Survey, Denver, 1984
- 59 Konikow, F.L., Bredehoeft, J.D. Two-dimensional Solute Transport Model, Indianapolis, 1987
- 60 Konikow, F.L., Grove D. Derivation of Equations Describing Solute Transport, U.S. Geological Survey, W.R. Investigations, Denver, 1984

- 61 Li Shu-Guang, Ruan F., McLaughlin, D. A Space Time Accurate Method for Solving Solute Problems, Water Resources Research, Vol. 28, No.9, 1992
- 62 Liteanu, E. Hidrogeologie aplicată, Editura Tehnică, București, 1953
- 63 Leij, F.J., Dane G.H. Analytical Solution of One Dimensional Advection and Two- or Three-Dimensional Dispersion Equation, Water Resources Research, Vol. 26, No.7, 1990
- 64 Mirel, I. Alimentații cu apă și canalizări în agricultură, Universitatea Tehnică Timișoara, 1992
- 65 Miciov, I. Aspecte privind eliminarea excesului de apă și combaterea inundațiilor în Câmpia Aradului. Studiu ASAS, ISCIF București, 1973
- 66 Mihlin, S.G. Ecuații liniare cu derivate parțiale, Editura Științifică și Enciclopedică, BUCUREȘTI, 1983
- 67 Negulescu, M., Antoniu, R., Rusu, G., Cușa, E. Protecția calității apelor, Editura Tehnică, București, 1982
- 68 Nielsen, I.D. Practical Handbook of Ground-Water Monitoring, Lewis Publishers, 1991
- 69 Norrie, H.D., Vries, G. The Finite Element Method. Fundamentals and Applications, Academic Press, New York, London, 1973
- 70 Ogata, A., Banks, R.B. A Solution of the Differential Equation of Longitudinal Dispersion in Porous Media, U.S. Geological Survey Professional Paper, 411-A, 1961
- 71 Oroveanu, T. Scurgerea fluidelor prin medii poroase neomogene, Editura Academiei, 1963
- 72 Oroveanu, T. Scurgerea fluidelor multifazice prin medii poroase, Editura Academiei, 1966
- 73 Partridge, P.W., Brebbia, C.A. The Bem Dual Reciprocity Method for Diffusion Problems, Computational Methods in Surface Hydrogeology, W.I.T., Southampton, 1988
- 74 Pietraru, V. Calculul infiltrațiilor, Editura Ceres, București, 1970
- 75 Pinder, G.F., Gray, W.G. Finite Element Simulation in Surface and Subsurface Hydrology, Academic Press, New York, 1977
- 76 Ping-Chun Wang Metode numerice și matriceale în mecanica construcțiilor cu aplicații la calculatoare, Editura Tehnică, București 1970
- 77 Prickett, T.A., Naymik, T.G., Lonquist, C.G. A "Randomwalk" Solute Transport Model for Selected Groundwater Quality Evaluations, Illinois State Water Survey, Bul.No. 65, Champaign, 1981
- 78 Rădescu, O.C. Protecția calității apelor, Editura Didactică și Pedagogică, București, 1971
- 79 Roșculeț, M.N., Craiu, M. Ecuații diferențiale aplicative-Probleme la limită pentru ecuații cu derivate parțiale de tip parabolic, Editura Academiei, București 1979
- 80 Roman, P. Introducere în fizica poluării fluidelor, Editura Științifică și Enciclopedică, București, 1980
- 81 Rubin, J., James, R.V. Dispersion-Affected Transport of Reacting Solutes in Saturated Porous Media: Galerkin Method Applied to Equilibrium-Controlled Exchange in Unidirectional Steady Water Flow, Water Resources Research, Vol. 9, No.5, 1973

- 82 Sédov, L. Mécanique de milieu continué, Paris, 1975
- 83 Selim, H.M., Mansell, R.S. Analytical Solution of the Equation for Transport of Reactive Solutes Through Soils, Water Resources Research, Vol. 12, No.3, 1976
- 84 Schneebeli, G. Hydraulique souterraine, Eyroles-Paris, 1966
- 85 Sudicky, E.A. The Laplace Transform Galerkin Technique: A time Continuous Finite Element Theory and Application to Mass Transport in Groundwater, W.R.R. Vol. 25, No.8, 1989
- 86 Trofin, E. Hidraulică și Hidrologie, Editura Didactică și Pedagogică, București, 1974
- 87 Șumălan, I. Considerations about Numerical Dispersion in Groundwater Solute Transport Modelling, Bulet. St. UTT, vol. Hidrotehnică, Tom 40 (54), 1995
- 88 Șumălan, I. Results Accuracy in Numerical Groundwater Modelling, Bulet. St. al Univ. "Politehnica" Timișoara, vol. Hidrotehnică, Tom 41 (55), 1996
- 89 Tang, D.H., Pinder G.F. Analysis of Mass transport With Uncertain Physical Parameters, Water Resources Research, Vol.15, No.5, 1979
- 90 Trofin, E., Mănescu M. Hidraulică subterană și protecția calității apelor, Institutul de Construcții București, 1982
- 91 Walton, C. W. Handbook of Analytical Groundwater Models, International G.W. Center, Indiana, 1984
- 92 Wang, F.H., Anderson, M.P. Introduction to Grounwater Modelling, Finite Difference and Finite Element Methods, San Francisco, 1982
- 93 Wen-Hsiung Li Differential Equation of Hydraulic Transient, Dispersion and Groundwater Flow, New Jersey, 1972
- 94 Yates, S.R. An Analytical Solution for One-Dimensional Transport in Porous Media With an Exponential Dispersion Function, Water Resources Research, Vol. 28, No.8, 1992
- 95 Yeh, G.T. A Lagrangian-Eulerian Method With Zoomable Hidden Fine Mesh Approach to Solving Advection-Dispersion Equation, Water Resources Research, Vol. 26, No.6, 1990
- 96 \* \* AQUA - Grounwater flow-and contaminat transport model, Vatnaskil Consulting Engineers, Reykjavik, 1989
- 97 \* \* \* Europe's Environment-European Environment Agency, Earthscan Publications, London, 1995
- 98 \* \* \* Studii teoretice și pe model analogic privind soluțiile de protecție a frontului de captare Arad de la sursa poluantă CIC Arad, Contract 85/1980, IPTV Timișoara-CH-II
- 99 Studierea pe model analogic electric a problemei condițiilor hidraulice de exploatare a frontului nou de captare a orașului Arad, Etapa I, Contract de cercetare 10.138/1977, ICCPDC Timișoara, CH-II
- 100 \* \* Studierea pe model analogic electric a problemei condițiilor hidraulice de exploatare a frontului nou de captare a orașului Arad, Etapa II, Contract de cercetare 10138/1978, ICCPDC Timișoara, CH-II

- 101 \* \* \* Studiu hidro asupra posibilităților de captare a unor debite suplimentare pentru îndeșirea frontului existent al alimentării cu apă- Arad, Proiect 14666 Etapa I, 1977, ISLGC București
- 102 \* \* \* Studiu hidro asupra posibilităților de captare a unor debite suplimentare pentru îndeșirea frontului existent al alimentării cu apă- Arad, Proiect 14666 Etapa II, 1977, ISLGC București
- 103 \* \* \* Studiu hidrogeologic aferent “ Dezvoltarea alimentării cu apă a municipiului Arad, Etapa I”. Proiect 296, HC, 1993. PROED București, RAAC Arad
- 104 \* \* \* Studiu hidro privind protecția stratelor acvifere din zona frontului nou de captare față de influența apelor deversate pe platforma CIC Arad, Proiect 1950, G III A, ISLGC București, IJCI, Arad
- 105 \* \* \* Studiu hidrogeologic pe baza forajelor de execuție - exploatare executate de I.F.B. pentru alimentarea cu apă industrială a orașului Arad, Studiu 1093- I.S.P.I.F. București..
- 106 \* \* \* STAS 1342-91. Apă potabilă
- 107 \* \* \* STAS 4706-88. Ape de suprafață. Categorii și indici de calitate
- 108 \* \* \* Anuarul statistic al României 1950-1996, Editura Tehnică, București, 1997
- 109 Raport asupra bilanțului de mediu S.C.Archim S.A.Arad, proiect nr.100104, IPROCHIM București

## Anexa 1. Lista tabelelor

<b>Tabelul</b>	<b>Titlu</b>	<b>Pag</b>
Tabelul 1.1	Repartiția resurselor de apă în Europa	1
Tabelul 1.2	Nivele de disponibilitate ale apei în țările Europei	2
Tabelul 1.3	Principalii agenți poluatori ai apelor subterane	5
Tabelul 1.4	Sursele și concentrațiile constituenților apelor subterane	6
Tabelul 1.5	Indicatori de calitate pentru diverse folosințe de apă în alte țări	6
Tabelul 2.1	Coeficienți de difuzie în apă la 25°C	12
Tabelul 2.2	Tipuri de condiții la limită în cazul unidimensional	26
Tabelul 3.1	Modele numerice și tehnici de realizare	45
Tabelul 4.1	Date climatice multianuale. Stația meteorologică Arad	47
Tabelul 4.2	Bilanțul apei în bazinul Mureșului	52
Tabelul 4.3	Caracteristici hidrogeologice și de exploatare ale frontului de captare	53
Tabelul 4.4	Capacități de producție la CIC Arad	55
Tabelul 4.5	Variația concentrațiilor în incintă	57
Tabelul 5.1	Modelul H IDR_FR. Date de intrare	65
Tabelul 5.2	Modelul H IDR_MA. Date de intrare	70

## Anexa 2. Lista figurilor

<b>Figura</b>	<b>Titlu</b>	<b>Pag</b>
1	2	3
Fig.1.1	Repartiția surselor de apă la nivel planetar	3
Fig.1.2	Asigurarea cerințelor de apă pe tipuri de surse în țări europene	3
Fig.1.3	Evoluția necesarului de apă în unele țări europene	3
Fig.2.0	Acvifer stratificat la presiuni diferite	10
Fig.2.1	Schema transportului convectiv	11
Fig.2.2	Schema transportului difuziv	12
Fig.2.3	Scări de mișcare și scările de neomeogenitate corespunzătoare	13
Fig.3.1	Reprezentarea grafică a funcțiilor erf și erfc	28
Fig.3.2	Reprezentarea grafică a geometriei surselor de poluare	31
Fig.3.3	Dispersia transversală în acvifere de grosime mică	33
Fig.3.4	Evoluția concentrației în timp- surse punctuale	35
Fig.3.5	Schema cuplării/decuplării modelelor numerice	37
Fig.3.6	Graficul funcției $C(x,t)$	40
Fig.5.1	Modelul HIDR_FR. Date de intrare de domeniu și condiții la limită	66
Fig.5.2	Modelul HIDR_FR. Hidroizohipse în varianta MARTOR	67
Fig.5.3	Modelul HIDR_FR. Hidroizohipse în varianta CALARE	68
Fig.5.4	Modelul HIDR_MA. Date de intrare de domeniu și condiții la limită	71
Fig.5.5	Modelul HIDR_MA. Hidroizohipse în varianta MARTOR	72
Fig.5.6	Modelul HIDR_MA. Hidroizohipse în varianta CALARE	73
Fig.5.7	Modelul POL_FR.Concentrații (AMONIU) în varianta 1.1 a	85
Fig.5.8	Modelul POL_FR.Concentrații (AMONIU) în varianta 1.1 b	86
Fig.5.9	Modelul POL_FR.Concentrații (AMONIU) în varianta 1.1 c	87
Fig.5.10	Modelul POL_FR.Concentrații (AZOTAT) în varianta 1.2 a	88
Fig.5.11	Modelul POL_FR.Concentrații (AZOTAT) în varianta 1.2 b	89

1	2	3
Fig.5.12	Modelul POL_FR.Concentrații (AZOTAT) în varianta 1.2 c	90
Fig.5.13	Modelul POL_FR.Celule de injecție și nivele de concentrație. Varianta II-1	91
Fig.5.14	Modelul POL_FR.Celule de injecție și procente de concentrație. Varianta II-1	92
Fig.5.15	Modelul POL_FR. Celule de injecție și număr de puncte de injecție. Varianta II-1	93
Fig.5.16	Modelul POL_FR. Concentrații AMONIU (mg/l) în varianta II-1a. Injecție instantanee (10 ani)	94
Fig.5.17	Modelul POL_FR. Concentrații AMONIU ( ) în varianta II-1a. Injecție instantanee (10 ani)	95
Fig.5.18	Modelul POL_FR. Concentrații AMONIU (mg/l) în varianta II-1b. Injecție instantanee (10 ani)	96
Fig.5.19	Modelul POL_FR. Concentrații AMONIU ( ) în varianta II-1b. Injecție instantanee (10 ani)	97
Fig.5.20	Modelul POL_FR. Concentrații AMONIU (mg/l) în varianta II-1c. Injecție instantanee (10 ani)	98
Fig.5.21	Modelul POL_FR. Concentrații AMONIU ( ) în varianta II-1c. Injecție instantanee (10 ani)	99
Fig.5.22	Modelul POL_FR. Celule de injecție și nivele de concentrație. Varianta II-2	100
Fig.5.23	Modelul POL_FR.Celule de injecție și procente de concentrație. Varianta II-2	101
Fig.5.24	Modelul POL_FR. Celule de injecție și număr de puncte de injecție. Varianta II-2	102

1	2	3
Fig.5.25	Modelul POL_FR. Concentrații AZOTAT (mg/l) în varianta II-2a. Injecție instantanee (10 ani)	103
Fig.5.26	Modelul POL_FR. Concentrații AZOTAT (‰) în varianta II-2a. Injecție instantanee (10 ani)	104
Fig.5.27	Modelul POL_FR. Concentrații AZOTAT (mg/l) în varianta II-2b. Injecție instantanee (10 ani)	105
Fig.5.28	Modelul POL_FR. Concentrații AZOTAT (‰) în varianta II-2b. Injecție instantanee (10 ani)	106
Fig.5.29	Modelul POL_FR. Concentrații AZOTAT (mg/l) în varianta II-2c. Injecție instantanee (10 ani)	107
Fig.5.30	Modelul POL_FR. Concentrații AZOTAT ( ) în varianta II-2c. Injecție instantanee (10 ani)	108
Fig.5.31	Modelul POL_FR. Concentrații AMONIU ( ) în varianta III_1a. Injecție instantanee (100 ani)	109
Fig.5.32	Modelul POL_FR. Concentrații AMONIU ( ) în varianta III_1b. Injecție instantanee (100 ani)	110
Fig.5.33	Modelul POL_FR. Concentrații AMONIU ( ) în varianta III_1c. Injecție instantanee (100 ani)	111
Fig.5.34	Modelul POL_FR. Concentrații AZOTAT (‰) în varianta III_2a. Injecție instantanee (100 ani)	112
Fig.5.35	Modelul POL_FR. Concentrații AZOTAT ( ) în varianta III_2b. Injecție instantanee (100 ani)	113
Fig.5.36	Modelul POL_FR. Concentrații AZOTAT ( ) în varianta III_2c. Injecție instantanee (100 ani)	114
Fig.5.37	Modelul POL_FR. Graficul concentrație-timp în varianta III-1	115



1	2	3
Fig.5.38	Modelul POL_FR. Graficul concentrație-timp în varianta III-2	116
Fig.5.39	Modelul POL_MA. Concentrații AZOTAT (%) în varianta IV. Injecție instantanee (10 ani)	117
Fig.5.40	Modelul POL_MA. Grafice concentrații în varianta IV. Injecție instantanee (10 ani)	121
Fig.5.41	Modelul POL_MA. Concentrații AZOTAT (%) în varianta IV. Injecție instantanee (15 ani)	118
Fig.5.42	Modelul POL_MA. Grafice concentrații în varianta IV. Injecție instantanee (15 ani)	121
Fig.5.43	Modelul POL_MA. Concentrații AZOTAT (%) în varianta IV. Injecție instantanee (20 ani)	119
Fig.5.44	Modelul POL_MA. Grafice concentrații în varianta IV. Injecție instantanee (20 ani)	122
Fig.5.45	Modelul POL_MA. Graficul concentrație-timp în varianta IV (25 ani)	120
Fig.5.46	Modelul POL_MA. Grafice concentrații în varianta IV. Injecție instantanee (25 ani)	122
Fig.5.47	Modelul POL_MA. Concentrații AZOTAT (%) în varianta IV. Injecție instantanee (30 ani)	121
Fig.5.48	Modelul POL_MA. Grafice concentrații în varianta IV. Injecție instantanee (30 ani)	123