

**Studiu de modelare a calității apei din bazinele hidrografice ale Roșiei Montane, Abrud, Arieș și Mureș: Evaluarea Strategiilor de Restaurare și a Impacturilor Evenimentelor de Poluare Potențială.**

**Autor**

**Profesor Paul Whitehead**

**Universitatea din Reading  
Facultatea de Științe Umane și de Mediu  
Reading, RG6 6AB, UK**

**Aprilie 2007**



## CUPRINS

<b>PREZENTARE SINTETICĂ</b> .....	<b>3</b>
<b>1. INTRODUCERE</b> .....	<b>7</b>
<b>2. MODELUL INCA</b> .....	<b>9</b>
2.1 <i>Rațiunea fundamentală a modelului și fundamentul de dezvoltare</i> .....	9
2.2 <i>Elementele cheie ale INCA</i> .....	15
2.3 <i>Modelul hidrologic</i> .....	16
2.4 <i>INCA-N: Modelul cu Azot și Amoniu</i> .....	19
<b>3 3 APLICAȚII ALE INCA-N ASUPRA BAZINELOR DE RECEPȚIE DE LA ROȘIA MONTANĂ ȘI ASUPRA BAZINULUI HIDROGRAFIC ABRUD-ARIEȘ-MUREȘ</b> .....	<b>22</b>
3.1 <i>Analiza datelor hidrologice</i> .....	24
3.2 <i>Modelarea Nitratului-N și Amoniului în bazinele superioare de recepție</i> .....	27
3.3 <i>Modelarea bazinului hidrografic Abrud-Arieș- Mureș</i> .....	29
<b>4 UN NOU MODEL INCA PENTRU CIANURI ȘI METALE</b> .....	<b>34</b>
4.1 <i>Scurtă prezentare a modelării metalelor și a proceselor</i> .....	34
4.2 <i>Structura și ecuațiile noului model</i> .....	34
4.3 <i>Aplicarea modelului INCA-Mine pentru bazinul superior al Bzinului hidrografic al râurilor Abrud-Arieș- Mureș.</i> .....	45
4.3 <i>Modelarea metalelor în bazinul hidrografic Abrud-Arieș- Mureș</i> .....	49
<b>5. ANALIZA SCENARIULUI PENTRU EVALUAREA STRATEGIILOR DE RECONSTRUCȚIE ȘI A EVENIMENTELOR DE POLUARE POTENȚIALĂ</b> .....	<b>54</b>
5.1 <i>Evaluarea impactului, luând în considerare scenariile inițiale.</i> .....	54
5.2 <i>Evaluarea impactului, când se ia în considerare colectarea și tratarea apelor acide</i> .....	54
5.3 <i>Evaluarea impactului, în funcție de scenariile de rupere a barajului</i> .....	57
<b>6. MODELUL HERMES ȘI ACCIDENTUL DE LA BAIJA MARE</b> .....	<b>63</b>
6.1 <i>Modelul ecuațiilor de debit și de calitate a apei</i> .....	63
6.2 <i>Modelarea accidentului de la Baia Mare</i> .....	64
6.3 <i>Modelarea unui accident ipotetic la Roșia Montană</i> .....	67
<b>7. APLICAREA ANALIZEI MONTE CARLO PENTRU EVALUAREA CONCENTRAȚIILOR DE VÂRF ALE CIANURII.</b> .....	<b>70</b>
<b>8 CONCLUZII</b> .....	<b>73</b>
<b>9 BIBLIOGRAFIE</b> .....	<b>76</b>
<b>ANEXA 1 Estimarea Evaporației Zilnice HER și SMD</b> .....	<b>81</b>

## PREZENTARE SINTETICĂ

### OBIECTIVELE STUDIULUI

Studiul are drept scop determinarea calității apei în aval de proiectul Roșia Montană din două perspective diferite:

1. Evaluarea impacturilor benefice ale remedierii poluării miniere din trecut („istorice”) generate de implementarea proiectului Roșia Montană.
2. Evaluarea impacturilor potențiale generate de cele mai pesimiste fenomene de poluare cauzate de proiectul Roșia Montană.

### MODELE ȘI METODOLOGIE

Acest studiu utilizează atât modelul INCA, cât și HERMES, cu date de intrare care simulează condițiile de la Roșia Montană, evaluându-se apoi rezultatele pentru sensibilitatea la variabilitatea datelor folosind analiza Monte Carlo.

### ORIGINILE INCA

Rezultatul unui program european de cercetare, modelul INCA - acronimul pentru INtegrated CAtchment Model - reprezintă un model dinamic pe calculator de prognoză a calității apelor din râuri. INCA-Mine simulează calitatea apelor afectate de activitățile miniere. Modelul a fost aplicat bazinelor de recepție ale zonei Roșia Montană și rețelei hidrografice Abrud-Arieș-Mureș în aval. Modelarea este inclusă în proiectul UE EUROLIMPACS (38 de instituții partenere din 19 țări) ca și studiu de caz a impacturilor schimbărilor la nivelul mediului asupra metalelor din râurile Europei.

([www.eurolimpacs.ucl.ac.uk](http://www.eurolimpacs.ucl.ac.uk))

### MODELUL INCA

INCA simulează variațiile zilnice ale debitelor și calității apei, inclusiv a nivelurilor de cadmiu, plumb, zinc, mercur, arsen, cupru, crom, mangan, amoniac și cianură. Pașii urmați pentru a realiza modelarea cuprind:

1. Integrarea datelor hidrologice și de calitate a apei.
2. Simularea căilor și proceselor cheie hidrologice și chimice din bazinele de recepție.
3. Simularea râurilor Abrud-Arieș-Mureș de la Abrud la Nădlac la frontiera cu Ungaria cu calculele de diluție până în Tisa.
4. Utilizarea modelului pentru a prevedea îmbunătățirea calității apei ca urmare a controlului și remedierii poluării existente (“istorice”).
5. Prognozarea impacturilor posibile, generate de descărcările accidentale, asupra calității apei în aval.

Modelul INCA a fost dezvoltat în ultimii 10 ani pentru a se efectua simulări ale sistemelor acvatice și terestre și pentru a modela o mare varietate de bazine de recepție. Structura de bază a INCA a fost testată pe 10 bazine de recepție din Marea Britanie și 21 bazine de recepție din Europa în cadrul unui proiect european de cercetare. În prezent, modelul reprezintă un element cheie al programului de cercetare cadru UE 6, EUROLIMPACS ([www.eurolimpacs.ucl.ac.uk](http://www.eurolimpacs.ucl.ac.uk)) care investighează impacturile schimbărilor la nivelul mediului din întreaga Europă. Modelul este bazat pe procese și este destinat pentru analiza schimbărilor la nivelul mediului, cum ar fi modificările în ceea ce privește folosința terenurilor, nivelurile de poluare și clima. Modelul caută să încorporeze mecanismele dominante și procesele, funcționând astfel încât modificările la nivel de mediu să poată fi evaluate într-o manieră realistă și rapidă.

În acest studiu, modelul a fost aplicat bazinelor superioare de recepție din zona Roșia Montană și întregii rețele hidrografice Abrud – Arieș - Mureș până la frontiera cu Ungaria (și în râul Tisa în ceea ce privește diluția).

Modelarea cuprinde opt metale (cadmiu, plumb, zinc, mercur, arsenic, cupru, crom, mangan), de asemenea cianura și amoniacul. Modelul a fost realizat pentru a evalua impacturile deversărilor rezultate din activități miniere viitoare și din operațiunile de colectare și epurare a apelor acide de la Roșia Montană. Modelul ia în considerare diluția, amestecul și procesele care afectează metalele, amoniacul și cianura din bazinul hidrografic și furnizează estimări ale concentrațiilor în puncte cheie de-a lungul râului.

Rezultatele modelului INCA prezintă o evaluare a impacturilor benefice ale colectării și tratării apelor de mină. Modelul este, de asemenea, utilizat pentru evaluarea impacturilor cauzate de deversările accidentale apărute în cadrul proiectului Roșia Montană asupra concentrațiilor de cianură în râurile din aval.

Modelul Roșia Montană a fost inclus în programul de cercetare și instruire din cadrul Universității din Cluj Napoca (30 km distanță față de Arieș), astfel încât personalul didactic și studenții să poată analiza procesele și dinamica ce controlează hidrologia și calitatea apei în bazinele de recepție și rețelele hidrografice.

## **MODELE ȘI ANALIZE SUPLIMENTARE**

În plus față de INCA s-a utilizat și modelul HERMES pentru a modela oxigenul dizolvat și a valida setările INCA. Aceasta este versiunea mai simplă a modelului INCA și poate fi utilizată ca mod de prognoză în timp real pentru a anticipa impacturile poluanților în timp foarte scurt. Modelul include amoniacul și oxigenul dizolvat care pot fi afectate de descărcările din activitățile miniere. Acest model a fost testat prin comparație cu accidentul de la Baia Mare și a fost utilizat pentru a evalua accidente potențiale de poluare de la Roșia Montană.

Accidentul de la Baia Mare din anul 2000 este văzut de anumite persoane ca un motiv de îngrijorare legat de impactul celui mai pesimist scenariu de la Roșia Montană. Pentru a stabili relevanța unei astfel de comparații, s-a utilizat modelul INCA pentru a simula un fenomen de precipitații la Roșia Montană de amploarea celui de la Baia Mare.

În cele din urmă, se analizează incertitudinea modelului prin utilizarea analizei Monte Carlo, pentru a investiga comportamentul probabil al nivelurilor de cianură în puncte cheie de-a lungul rețelei hidrografice. Aceasta permite ca parametrii de tipul vitezei, dispersiei și ratei descompunerii să fie determinați ca o distribuție de valori, mai degrabă decât ca valori specifice, reflectându-se gradul de incertitudine și de variabilitate al acestor parametri. Din efectuarea a 5000 de simulări s-a obținut un interval de concentrații de vârf în cadrul amplasamentelor cheie localizate de-a lungul râurilor.

## **SINTEZA PRINCIPALELOR REZULTATE**

Față de cele două obiective menționate anterior, studiul raportează următoarele rezultate principale:

### **EFECTELE DE REMEDIERE ALE PROIECTULUI ROȘIA MONTANĂ**

**Proiectul Roșia Montană va elimina majoritatea surselor istorice de ape acide din bazinele Roșia Montană și Corna care în prezent poluează cu metale cum ar fi cadmiu, plumb, zinc, arsen, cupru, crom și mangan.**

### **EVALUAREA IMPACTULUI ÎN CAZUL CEL MAI PESIMIST**

În cazul scenariilor celor mai pesimiste de cedare a barajului, modelul INCA arată că având în vedere că există o distanță de 595 km a cursurilor de apă între zona proiectului Roșia Montană și granița cu Ungaria, vor avea loc o diluție și dispersie considerabile în bazinele hidrografice ale râurilor Arieș, Mureș și Tisa. Concentrațiile de cianură vor fi sub limitele impuse de standardele de calitate a apei din Ungaria (0,1mg/l CN WAD<sup>1</sup>) pentru râurile din categoria 1, înainte de intrarea în Ungaria. În cazul comparației cu accidentul de la Baia Mare - nivelele de cianură vor respecta standardele pentru apă potabilă din România, UE și Ungaria cu mult înainte ca râul Mureș să intre în Ungaria (0,05mg/l CN Total).

### Impactul proiectului Roșia Montană asupra poluării istorice

Se constată o îmbunătățire vizibilă a calității apelor după colectarea și tratarea deversărilor din mină. Tabelul 5.5 prezintă mai clar îmbunătățirile, pentru că arată reducerea în procente a încărcării din aval. Reducerile sunt semnificative, existând reduceri de aproximativ 60%, iar în unele cazuri, cum ar fi pentru zinc, chiar mai mari. Acest lucru demonstrează eficacitatea procesului de îndepărtare a metalelor din stația de epurare a apelor, proces ce face parte din Proiectul Roșia Montană.

Pierderile de metal %	Abrud în Arieș	Turda	Nădlac
Cadmiu	79,3	81,9	80,4
Plumb	6,2	17,9	27,2
Zinc	92,5	93,0	93,6
Mercur	0	0	0
Arsen	64,5	69,4	73,2
Cupru	49,5	54,5	59,4
Crom	87,4	88,5	89,9
Mangan	93,9	94,7	95,5

Tabelul 5.5 Reducerea procentuală a încărcării cu metale luând în considerare procesul de colectare și tratare

### Impactul proiectului Roșia Montană, Analiza scenariului celui mai pesimist pentru cianură

Tabelul de mai jos (Tabelul 5.11 din Raport) redă sintetic concentrațiile de vârf ale cianurii în rețeaua hidrografică în puncte cheie de-a lungul râului și anume la Nădlac (la frontieră) și pe Tisa imediat după confluența cu râul Mureș. Tabelul indică faptul că la frontieră și în Tisa concentrațiile sunt sub standardele pentru cianură cu nivelele mai scăzute din Tisa reflectând diluția suplimentară în acest râu. Studiul atrage atenția că nivelul scăzut de cianuri este probabil de așteptat, având în vedere că noua Directivă UE cu privire la managementul deșeurilor prevede valori pentru cianuri sub 10 mg/l CN WAD înainte de descărcarea sterilului în iazul de decantare (IDS)<sup>2</sup>. Această valoare este de cinci ori mai mică decât standardele acceptate anterior pe plan internațional și mult mai mică decât valorile înregistrate la Baia Mare în anul 2000. De fapt, concentrațiile de cianură prevăzute pentru proiectul Roșia Montană sunt chiar mai mici decât noua valoare limită impusă de UE. În consecință, orice cedare a iazului de decantare a sterilului va începe cu nivele mult mai mici de cianură, chiar înainte de diluție, dispersie și degradare.

<sup>1</sup> WAD – weak acid dissociable (disociabil în acizi slabi)

<sup>2</sup> IDS: iazul de decantare a sterilului

Scenariu	Concentrație de vârf de CN WAD la Nădlac (mg/l)	Concentrație de vârf de CN WAD în Tisa imediat după confluența cu Mureșul (mg/l)
1a	0,012	0,0024
1b	0,022	0,0044
1c	0,0065	0,0013
2a	0,05	0,01
2b	0,093	0,018
2c	0,025	0,005

(Tabelul 5.13 din Raport)

### Concentrații de cianură în puncte cheie pentru diferite scenarii și luând în considerare diluția suplimentară din Tisa

Pentru simularea evenimentului de la Baia Mare din anul 2000 la Roșia Montană, rezultatele (Tabelele 5.7-5.9) indică faptul că fenomenele hidrologice de amploarea celor de la Baia Mare nu vor genera la Roșia Montană concentrații nici pe departe asemănătoare celor de la Baia Mare - atât în context național cât și internațional. Într-adevăr, în cazul unui accident, rezultatele indică faptul că la graniță concentrațiile de cianuri totale sunt deja mult sub limita admisă de standardele pentru apă potabilă din UE, România și Ungaria (0,05 mg/l CN totale). Acest lucru se datorează în primul rând concentrațiilor mult mai mici de cianură depozitate în iaz, în spatele barajului de la Roșia Montană. Acest lucru este impus prin Directiva UE privind deșeurile miniere, aplicării celor mai bune tehnici disponibile (Best Available Techniques – BAT) și capacității de a înmagazina două fenomene PMF<sup>3</sup> înainte de descărcare - plus faptul că granița cu Ungaria este situată la o distanță de 595 km de Roșia Montană.

### Impactul proiectului Roșia Montană, Analiza scenariului celui mai pesimist pentru metale

Rezultatele simulării pentru analiza scenariului celui mai pesimist pentru metale sunt redată în Tabelul 5.13 din Raport, sunt reproduse mai jos și indică rezultatele scenariului 2b (care prezintă cele mai mari valori ale metalelor) pentru principalele metale implicate într-o deversare accidentală. Toate concentrațiile sunt sub standardele de clasificare pentru fluviul Dunărea și afluenții acestuia (ICPDR, TNMN Yearbook 2003).

Metal	Concentrație la Nădlac (graniță) mg/l	Concentrație la Szeged mg/l
Cadmiu	0,0009	0,0002
Zinc	0,003	0,0006
Arsen	0,0037	0,0007
Cupru	0,0017	0,00032
Crom	0,0016	0,00031
Mangan	0,0067	0,0013

(Tabelul 5.13 din Raport)

### Concentrații simulate de metale în locații cheie luând în considerare scenariul cel mai pesimist

<sup>3</sup> Viitura maximă probabilă (PMF) este viitura care poate fi anticipată ca urmare a celei mai serioase combinații de condiții critice meteorologice și hidrologice care pot apărea, în mod rezonabil, într-un anumit bazin hidrografic.

# 1. INTRODUCERE

Amplasamentul minier Roșia Montană este situat în partea nord - vestică a României, așa cum se indică în Figura 1.1, și este localizată în Munții Apuseni, care fac parte din Munții Carpați în Transilvania. Bazinele de recepție ale zonei Roșia Montană se varsă în râurile Abrud și Arieș, care mai departe se scurg în râul Mureș, așa cum este ilustrat în Figura 1.2. În aval de granița româno-ungară, râul Mureș se varsă în Tisa, înainte de vărsarea acestuia în fluviul Dunărea.

Mineritul din zona Roșia Montană are o lungă istorie, inclusiv perioadele romană și austro-ungară și există peste 140 km de galerii în care apar scurgeri de ape acide, fenomen care este și la ora actuală activ. În consecință, apele de suprafață și cele subterane sunt contaminate cu metale grele, având un impact major asupra râurilor din aval. Astfel, trebuie să se reducă cantitatea de ape acide și, prin utilizarea de tehnici miniere conforme cu normele UE, să se redea calitatea apelor care se varsă în râurile Abrud, Arieș și Mureș. Ca parte integrantă a procesului de refacere este sistematizarea operațiunilor miniere la suprafață de mare amploare pentru extracția aurului și argintului de la Roșia Montană, precum și colectarea rocilor sterile într-un sistem închis, cu control al scurgerilor. Aceste amplasamente de control vor fi revegetate, iar apele acide (inclusiv scurgerile acide apărute ca urmare a poluărilor istorice) vor fi colectate și epurate înainte de deversare.

## Standardele de calitate a apelor

O cerință cheie a oricărei reabilitări de râu sau studiu de impact este de a evalua îmbunătățirile sau impacturile potențiale față de standardele de calitate a apei. Tabelul 1.1 indică standardele disponibile pentru metale pentru râuri, acestea fiind utilizate ca și concentrații în cursul de apă pe care trebuie să le respecte proiectul.

<b>Metal</b>	<b>Standardele române de clasificare a apelor de suprafață mg/l</b>	<b>Standard de clasificare ICPDR mg/l</b>	<b>Standardele ungare de clasificare a apelor de suprafață mg/l</b>
<b>Cadmiu</b>	0,0005	0,001	0,005
<b>Zinc</b>	0,1	0,1	1
<b>Arsen</b>	0,010	0,005	0,05
<b>Cupru</b>	0,020	0,02	0,5
<b>Crom</b>	0,025	0,05	0,2
<b>Mangan</b>	0,05	-	2

Tabelul 1.1 Standarde de calitate a apelor pentru România, Ungaria și ICPDR (Comisia Internațională pentru Protecția Fluviului Dunărea)

Un alt parametru important de calitate a apei este cianura, a cărei valoare conform standardelor din Ungaria este de 0,1 mg/l CN WAD pentru râurile din categoria 1<sup>4</sup>. În ceea ce privește cianura, un standard fundamental este noul standard BAT (cele mai bune tehnici disponibile) pentru cianura din apele înmagazinate în structuri miniere. Noua Directivă UE cu privire la managementul deșeurilor prevede că nivelul de cianură trebuie să fie sub 10 mg/l, valoare mult sub standardul UE anterior de 50 mg/l.

## Strategia de management a impactului

O întrebare cheie cu privire la dezvoltarea proiectului Roșia Montană este impactul strategiilor de reabilitare și scenariilor potențiale de cedare a barajului asupra calității cursurilor de apă din aval. În prezentul studiu, această întrebare este abordată prin utilizarea unui model dinamic

<sup>4</sup> 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendeleta vízszennyez anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekr I és alkalmazásuk egyes szabályairól

complex, bazat pe proces, modelul INCA (Integrated Catchment Model) al contaminării și transportului apelor pentru rețeaua hidrografică din aval. Modelul este testat pentru bazinele de recepție din amonte și apoi aplicat asupra întregului bazin hidrografic, până la granița cu Ungaria, la Nădlac, pe râul Mureș. Sunt investigate o serie de scenarii pentru a evalua îmbunătățirile apărute în calitatea apei după reabilitarea propusă și, de asemenea, poluarea potențială care poate apărea în cazul unei cedări a barajului. În plus, se utilizează un al doilea model, HERMES, pentru a evalua managementul exploatarei bazinului hidrografic, astfel încât HERMES ar putea deveni elementul de bază pentru o avertizare anticipată sau pentru un sistem de prognoză în timp real pentru râurile Arieș și Mureș. Acesta ar putea fi încorporat în sistemul de prognoză pentru fluviul Dunărea instituit de Comisia Internațională pentru Protecția Fluviului Dunărea (ICPDR). De asemenea, modelele vor fi incluse într-un nou suport de curs care va fi oferit Universității din Cluj-Napoca pentru a fi introdus în programa școlară a acestei instituții de învățământ. Modelele vor fi, totodată, puse și la dispoziția autorităților române de gospodărire a apelor, astfel încât acestea să dispună de un instrument de evaluare a impactului și de gestionare a resurselor de apă și a calității acestora.



Figura 1.1 România și localizarea Roșiei Montane





Figura 1.2: Bazinul hidrografic al râului Mureș, puncte cheie și bazine secundare.

## 2. MODELUL INCA

### 2.1 Rațiunea fundamentală a modelului și fundamentul de dezvoltare

#### Originile modelului INCA

Rezultatul unui program european de cercetare, modelul INCA - acronimul pentru INtegrated CAtchment Model - reprezintă un model dinamic pe calculator de prognoză a calității apelor din râuri. INCA-Mine simulează calitatea apelor afectate de activitățile miniere. Modelul a fost aplicat bazinelor de recepție ale zonei Roșia Montană și rețelei hidrografice Abrud-Arieș-Mureș din aval. Modelarea este inclusă în proiectul UE EUROLIMPACS, ca studiu de caz al impactului schimbărilor la nivelul mediului asupra metalelor din cursurile de apă din Europa ([www.eurolimpacs.ucl.ac.uk](http://www.eurolimpacs.ucl.ac.uk)).

INCA simulează variațiile zilnice ale debitelor și calității apei, inclusiv a nivelelor de cadmiu, plumb, zinc, mercur, arsen, cupru, crom, mangan, amoniac și cianură. Pașii urmați pentru a realiza modelarea cuprind:

1. Integrarea datelor hidrologice și de calitate a apei.
2. Simularea căilor și proceselor cheie hidrologice și chimice din bazinele de recepție.
3. Simularea râurilor Abrud-Arieș-Mureș de la Abrud la Nădlac la frontiera cu Ungaria.
4. Utilizarea modelului pentru a prevedea îmbunătățirea calității apei ca urmare a controlului și remedierii poluării existente ("istorice").
5. Prognozarea impacturilor posibile, generate de descărcările accidentale, asupra calității apei în aval.

În acest studiu, modelul original INCA-N pentru hidrologie, nitrați și amoniu a fost aplicat asupra bazinelor superioare de recepție din zona Roșia Montană și asupra bazinului hidrografic Abrud – Arieș – Mureș, până la frontiera cu Ungaria. Au fost, de asemenea, incluse calcule pentru râul Tisa luând în considerare debite mai mari și, în consecință, diluție sporită în Tisa.

Pentru Roșia Montană s-a creat un nou model, INCA-MINE, pentru simularea a opt metale și anume cadmiu, plumb, zinc, mercur, arsen, cupru, crom și mangan, precum și simularea cianurii

și amoniacului. Modelul a fost aplicat asupra bazinelor hidrografice superioare din zona Roșia Montană, precum și asupra întregului bazin hidrografic Abrud-Aries-Mureș până la granița cu Ungaria. Modelul a fost realizat pentru a evalua impactul deversărilor rezultate ca urmare a viitoarelor activități miniere și din operațiunile de colectare și epurare de la Roșia Montană. Modelul ia în considerare diluția, amestecul și procesele care afectează metalele, amoniacul și cianura din bazinul hidrografic și furnizează estimări ale concentrațiilor în puncte cheie de-a lungul râului. Rezultatele indică faptul că în aval vor fi obținute concentrații reduse de cianură în funcție de condițiile specifice de curgere în râu.

Modelul INCA a fost utilizat pentru a evalua impacturile benefice ale colectării și epurării apelor de mină și este indicat faptul că se pot obține îmbunătățiri substanțiale ale calității apei de-a lungul bazinului hidrografic al râului. Modelul este de asemenea utilizat pentru evaluarea impacturilor cauzate de deversări accidentale din Roșia Montană asupra concentrațiilor de cianură existente în râurile din aval.

Modelul Roșia Montană a fost inclus în programul de cercetare și instruire din cadrul Universității din Cluj-Napoca, astfel încât personalul didactic și studenții să poată analiza procesele și dinamica ce controlează hidrologia și calitatea apei în bazinele de recepție și rețelele hidrografice.

Conceptul modelului INCA este de a furniza o reprezentare bazată pe procese a factorilor și proceselor care controlează dinamica curgerii și calității apei, atât în componentele terestre, cât și în cele acvatice ale bazinelor hidrografice, în același timp minimizându-se necesarul de date și complexitatea structurală a modelului (Whitehead *et al.*, 1998a, b). Astfel, modelul INCA oferă estimări zilnice ale deversării, parametrilor de calitate și debitelor cursurilor de apă în puncte distincte de-a lungul albiei principale a râului (figura 2.1). De asemenea, modelul este semi-distribuit, astfel încât pot fi luate în considerare variațiile spațiale din utilizarea și administrarea terenurilor, deși corelațiile hidrologice ale diverselor suprafețe de utilizare a terenurilor nu sunt modelate în aceeași manieră ca o abordare complet distribuită, cum ar fi SHETRAN (Birkinshaw și Ewen, 2000). Mai degrabă, debitele hidrologice și nutritive din diversele clase de utilizare a terenurilor și hotarele sub-bazinelor de recepție sunt modelate simultan, iar informațiile sunt furnizate secvențial într-un model multi-sectorial al râului.

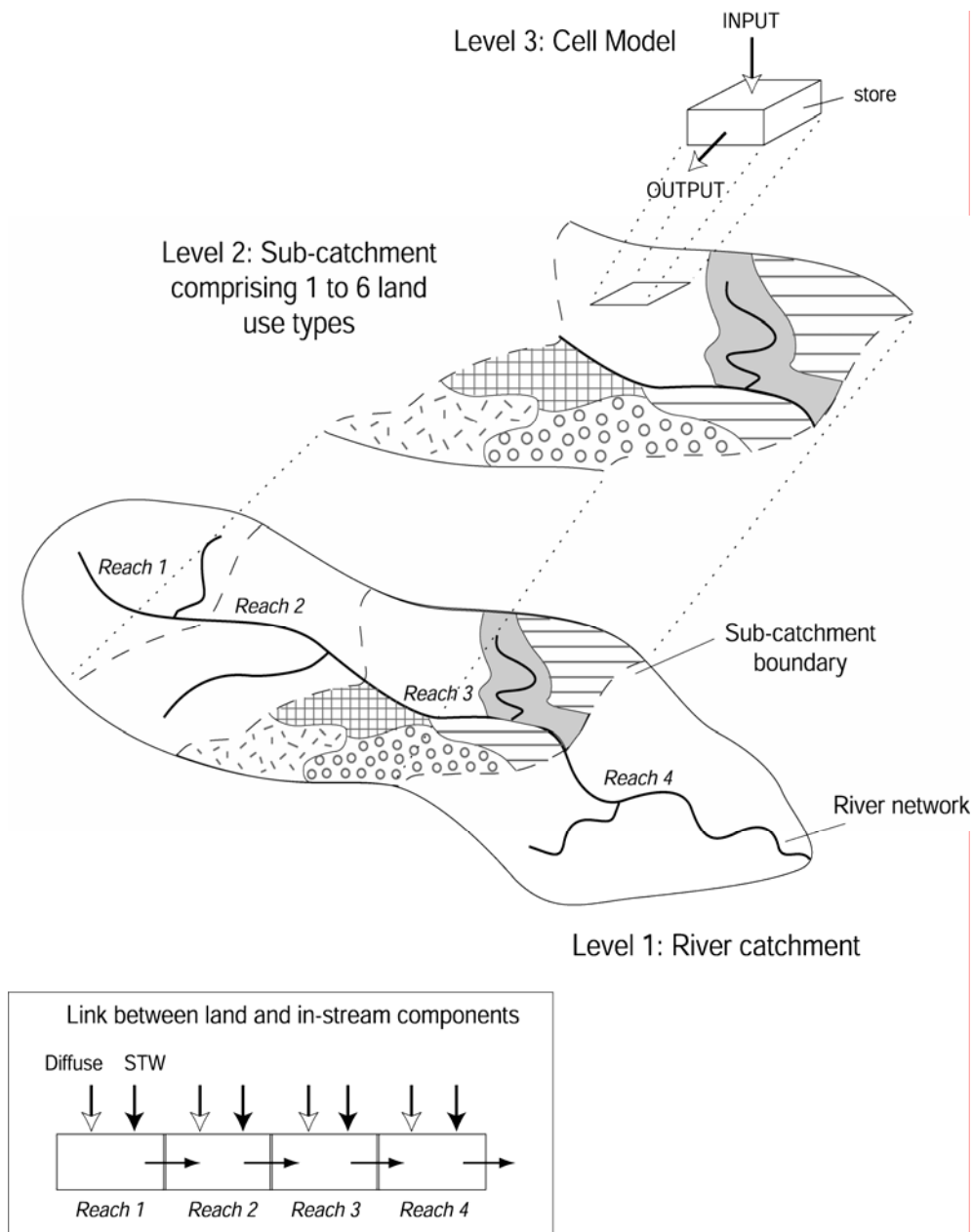
Modelul INCA a fost testat pe 10 bazine de recepție din Marea Britanie și 21 din Uniunea Europeană, așa cum se indică în Tabelul 2.1. Amplasamentele respective includ o mare varietate de condiții climatice, geologice, soluri și tipuri de utilizare a terenurilor, distribuite spațial de la grafice și studii asupra bazinelor mici, până la bazine hidrografice mari, de aproximativ 4000 km<sup>2</sup>. Modelul INCA a devenit punctul de interes al unui proiect pan european în 1999, țările implicate în acest proiect fiind ilustrate în figura 2.2. Scopul primar al proiectului UE INCA a fost acela de a testa dacă modelul INCA poate fi generalizat și aplicat în toate tipurile majore de ecosisteme din Europa de la mediile mediteraneene uscate la sistemele temperate atlantice și continentale, până la condițiile nordice arctice. Pe lângă aceasta, modelul INCA a fost adoptat ca parte a noului proiect EUROLIMPACS finanțat de UE (vezi [www.eurolimpacs.ucl.ac.uk](http://www.eurolimpacs.ucl.ac.uk)). Acesta este un proiect major care implică 38 parteneri din fiecare țară membră UE, inclusiv România, cu scopul de a investiga impacturile poluării, schimbărilor climatice și ale utilizării terenurilor asupra râurilor, lacurilor și terenurilor mlăștinoase din Europa. Figura 2.3 ilustrează partenerii implicați în proiectul Eurolimpacs. Aplicațiile majore ale INCA au fost publicate până acum în două volume speciale ale International Journals, respectiv Hidrologia și Geofizica, 2002, 6, (3) și Știința Mediului Total, 2006, 365, (1-3).

### **Modelul INCA-N**

În cadrul proiectului UE s-a realizat o revizuire detaliată a factorilor fundamentali și a proceselor care controlează transportul N și depozitarea, utilizându-se atât date istorice, cât și noi, cele din urmă fiind colectate ca parte a proiectului UE INCA. Ecuațiile de bază ale modelului INCA au fost dezvoltate inițial pentru mediul din Marea Britanie și acestea s-au dovedit a fi un fundament corespunzător pentru aplicațiile inițiale ale modelului. Cu toate acestea, pentru a acoperi o

varietate atât de mare de tipuri de bazine de recepție și aspecte privind poluarea pe teritoriul UE și pentru a încorpora cele mai recente cunoștințe recente privind procesele derivate din analiza datelor, unele părți din modelul INCA au fost îmbunătățite în funcție de (a) hidrologie, (b) reprezentarea administrării terenurilor și (c) factorii care controlează procesele biologice de transformare a azotului. În mod specific, aceste adaptări sunt legate adăugarea volumelor de retenție a apei din sol și din subteran, perioadele mai detaliate de creștere a vegetației și mecanismele de aplicare a fertilizatorilor, precum și controlul temperaturii și excesului de umezeală din sol (Wade *et al.*, 2002). Lucrările realizate în vederea recalculării ecuațiilor și a integrării numerice au asigurat de asemenea faptul că bilanțul de masă a fost menținut de model.

Ulterior, cadrul INCA a fost utilizat ca bază a modelului pentru fosfor și a unuia pe sedimente, iar la această structură s-a adăugat o componentă ecologică care simulează macrofitele, epifitele sau perifitonul și fitoplanctonul. În această secțiune a raportului am trecut în revistă structura de bază a versiunii pe hidrologie și azot a modelului, am descris procesele și ecuațiile de bază și am ilustrat aplicarea modelului asupra bazinelor superioare de recepție de la Roșia Montană și din bazinul hidrografic al râurilor Abrud-Arieș–Mureș.



**Figura 2.1: Integrarea scurgerilor de suprafață și a componentelor râului în modelul INCA. La nivelul 1, recepția este împărțită în bazine secundare. La nivelul 2, bazinele secundare sunt subdivizate în 6 tipuri diferite de utilizare a terenurilor. La nivelul 3 sunt simulate transformările chimice ale solului și sedimentările prin utilizarea modelului celular. Diagrama ilustrează legătura dintre aportul de sedimente și componentele râului la nivelul 1: consumurile difuze din faza de sedimentare sunt adăugate la cele ale surselor punctuale ale efluenților și direcționate în aval.**

Țara	Amplas. / Bazin hidrografic	Supraf. (km <sup>2</sup> )	Folosința predominantă a terenurilor	Problema majoră
Marea Britanie	Leith Hill	0,93	Păduri și pajiști	Acid/CC/N Sat
	Ant	49,3	Teren arabil	Eutr.
	Kennet	1033	Teren arabil	Eutr/CC.
	Tweed	4390	Pășuni	Eutr.
	Ouse	8380	îmbunătățite/arabil	Eutr
	Itchen	507	Teren arabil	Eutr
	Test	1343	Pășuni	Eutr
	Tamar	916	îmbunătățite/arabil	Eutr
	Hafren/Hore at Plynlimon	6,8	Pășuni îmbunătățite/arabil	Eutr,N,Sat,Acid
Finlanda	Simojoki	3160	Arabil Păduri / pajiști	Acid
Germania	Lehstenbach	4,19	Conifere / Mlaștini	N. sat. și acid.
	Steinkreuz	0,55		
Franța	Kerbernez	0,35	Păduri de conifere	Eutr.
	Stang Cau	0.86	Păduri de foioase	Eutr.
	Pouliou	0.75		Eutr.
	Kervidy	4.9	Teren arabil	Eutr.
	Stimoos	12	Teren arabil	Eutr.
	Ponti-Veuzit	59	Teren arabil	
Olanda	Buunderkamp	0,04	Teren arabil	N sat. și acid
	Leuvenum	0,04	Teren arabil	N sat. și acid
	Speuld	0,16	Teren arabil	N sat. și acid
	Kootwijk	0,16	Teren arabil	N sat. și acid
	Oldebroekse heide	0,005	Păduri de stejar	Eutr
	Edese bos	10	Pădure de brad Douglas	N sat. și Eutr.
Norvegia	Bjerkreim	619	Păduri de brad Douglas	N sat. și acid
	Dalelv	3,2	Douglas	
			Buruieni	
Spania	Fuirosos	16,2	Buruieni	Eutr. și acid
Denemarc a	Vestskoven (18 plots)	Variabil	Buruieni	N sat.
			Păduri de conifere Tundra arctică	
România	Mures	32,000		Metale, nutrienți Nutrienți
	Nealjov	3,465	Păduri și arabil	
			Păduri de conifere și foioase  Păduri, teren arabil Păduri, teren arabil	

**Tabelul 2.1:** Rezumat al amplasamentelor, datelor și aspectelor studiate în diverse proiecte INCA. Acid = Acidificare, Eutr = Eutrofizare și N sat. = N saturare., CC= schimbări climatice

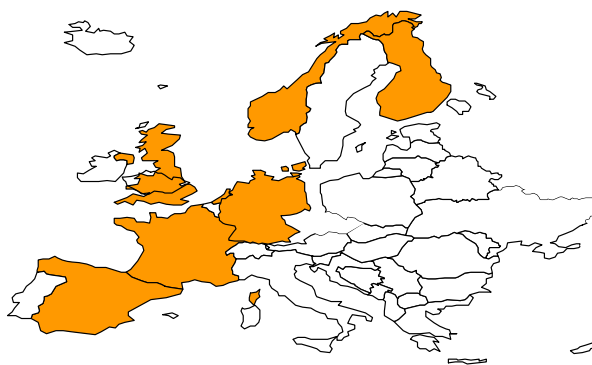


Figura 2.2: Țările Parteneri în Proiectul original INCA UE.

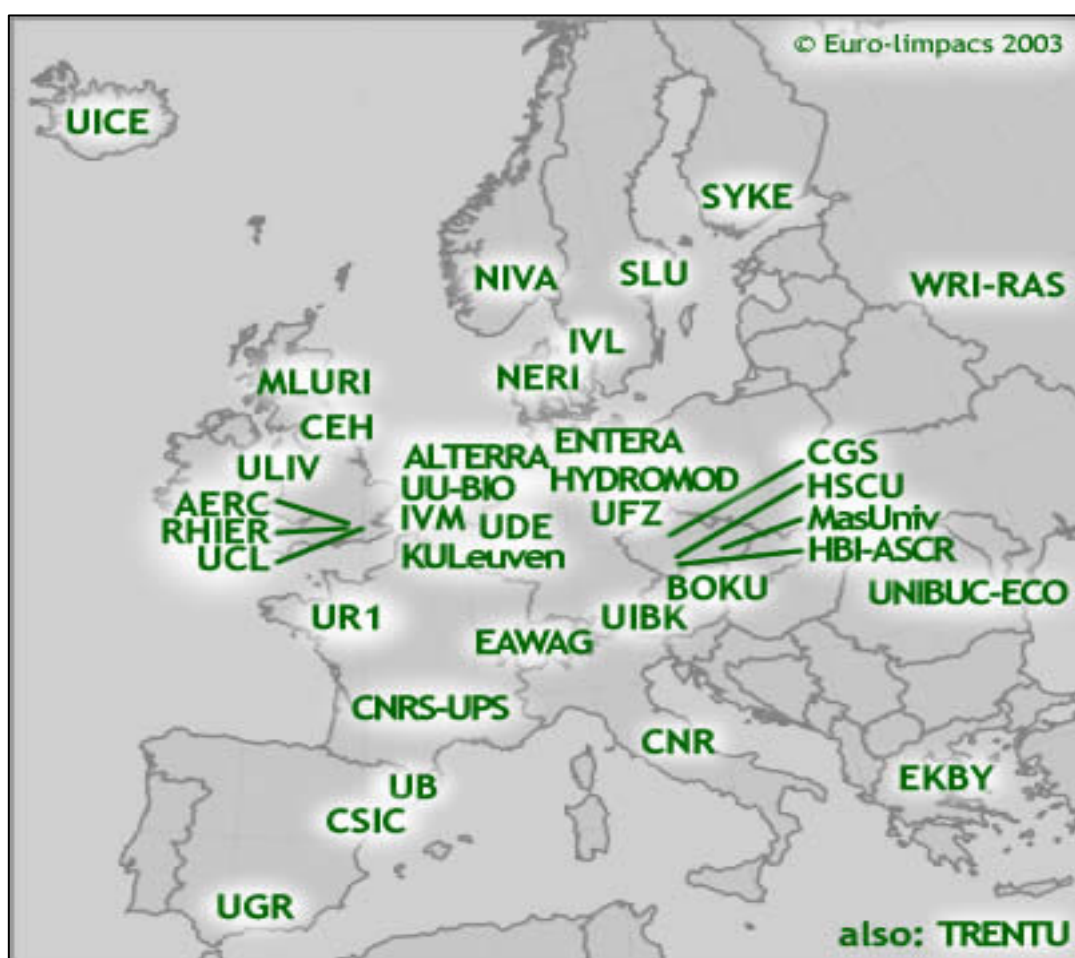


Figura 2.3: Partenerii noului proiect Eurolimpacs

**LEGENDA** University College London, Environmental Change Research Centre (ECRC), London (*UCL*); National Environmental Research Institute, Department of Freshwater Ecology, Silkeborg (*NERI*); Royal Holloway Institute for Environmental Research, Wetland Ecosystems Research Group, London (*RHBNC*); University of Duisburg-Essen, Centre for Microscale Ecosystem, Institute of Hydrobiology, Essen (*UDE*); University of Reading, Aquatic Environments Research Centre (*AERC*), Reading (*AERC*); *ALTERRA* Green World Research, Team of Freshwater Ecology, Wageningen (*ALTERRA*); Centre for Ecology and Hydrology (Wallingford, Edinburgh, Dorset, Windermere, Bangor (*NERC*), Spanish Council for Scientific Research (*CSIC*), Swedish Environment Research Institute, Gothenburg (*IVL*); Norwegian

Institute for Water Research, Oslo (*NIVA*); Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Environmental Assessment, Uppsala (*SLU*); Finnish Environment Institute, Helsinki (*SYKE*); University of Innsbruck, Institute of Meteorology and Geophysics, Institute of Zoology and Limnology, Innsbruck (*UIBK*); University of Liverpool, School of Biological Sciences, Liverpool (*ULIV*); University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Institute of Water Provision, Water Ecology and Waste Management, Department of Hydrobiology, Vienna (*BOKU*); Consiglio Nazionale delle Ricerche (*CNR*); Centre National de la Recherche Scientifique and University of Toulouse, "Laboratoire Dynamique de la Biodiversité" (*CNRS-UPS*) Toulouse (*LADYBIO*); Swiss Federal Institute of Environmental Science and Technology, Departments of Water Resources, Drinking Water, Limnology, Surface Waters, Dubendorf (*EAWAG*); Greek Biotope/Wetland Centre, Soil and Water Resources Department, Thessaloniki (*EKBY*); *ENTERA*, Hanover; Czech Academy of Sciences, Hydrobiological Institute, České Budějovice (*HBI-ASCR*); Charles University; Hydrobiological station, Blatna (*HSCU*); HYDROMOD Scientific Consulting, Wedel; Institute for Environmental Studies, Amsterdam (*IVM*); University of Leuven, Department of Biology, Laboratory of Aquatic Ecology, Leuven (*KULeuven*); Masaryk University Brno, Faculty of Science, Department of Zoology & Ecology, Brno (*MasUniv*); University of Barcelona, Department of Ecology, Barcelona (*UB*); Centre for Environmental Research Leipzig-Halle, Department of Conservation Biology and Natural Resources (*CNBR*), Leipzig (*UFZ*); University of Granada, Department of Animal Biology, Granada (*UGR*); University of Iceland, Institute of Biology, Reykjavik (*UICE*); **University of Bucharest, Department of Systems Ecology and Sustainable Development, Bucharest (*UNIBUC-ECO*)**; University of Rennes, Research Unit 'Ecosystem Functioning and Biological Conservation', Rennes (*UR1*); Utrecht University, Institute of Biology, Landscape Ecology Group, Utrecht (*UU-BIO*); Russian Academy of Sciences, Water Problems Institute, Moscow (*WRI-RAS*); Trent University, Environmental and Resource Studies, Ontario (*TRENTU*); Macaulay Land Use Research Institute, Aberdeen (*MI*); Czech Geological Survey, Prague (*CGS*)

## 2.2 Elementele cheie ale INCA

Modelele INCA au fost elaborate pentru a investiga proveniența și distribuția apelor și a poluanților în mediul acvatic și terestru. Modelele simulează căile de curgere și traseele fluxurilor poluante cum ar fi N, P și metalele din sol și din ecosistemele acvatice. Există 5 componente ale sistemului de modelare INCA:

1. O interfață GIS care determină limitele bazinelor de recepție secundare și calculează zonele cu diferite tipuri de utilizări ale terenurilor din fiecare bazin secundar.
2. Un model de calculare a masei totale a admisiilor din toate sursele în fiecare bazin secundar, reprezentând grafic depunerile umede și uscate și alte intrări cum ar fi utilizarea substanțelor fertilizatoare, în funcție de folosința terenurilor.
3. Un model hidrologic care simulează debitul precipitațiilor reale în zonele reactive și cu ape subterane ale bazinelor de recepție și în cadrul râului însuși. Această componentă a modelului conduce debitele de poluare prin bazinul de recepție.
4. Modelul bazat pe procesul de captare simulează transformările poluantului în sol și apele subterane ale bazinului de recepție.
5. Modelul procesului de poluare a râului simulează diluția, transformările și pierderile din sistem. Ieșirile din fiecare bazin secundar (componenta 4 de mai sus) asigură fluxul masei în sectorul respectiv al râului și transformările componentelor modelului de calitate a râului, așa cum este indicat în Figura 2.1.

INCA reprezintă un pachet software de modelare, constând în componentele 3, 4 și 5 de mai sus. Componentele 1 și 2 reprezintă operațiile de pre-procesare necesare pentru stabilirea parametrilor și fișierelor de date pentru INCA.

INCA a fost proiectat pentru a fi ușor și rapid de utilizat, cu rezultate grafice deosebite. Sistemul de meniu permite utilizatorului să specifice natura semi-distribuită a bazinului hidrografic sau de

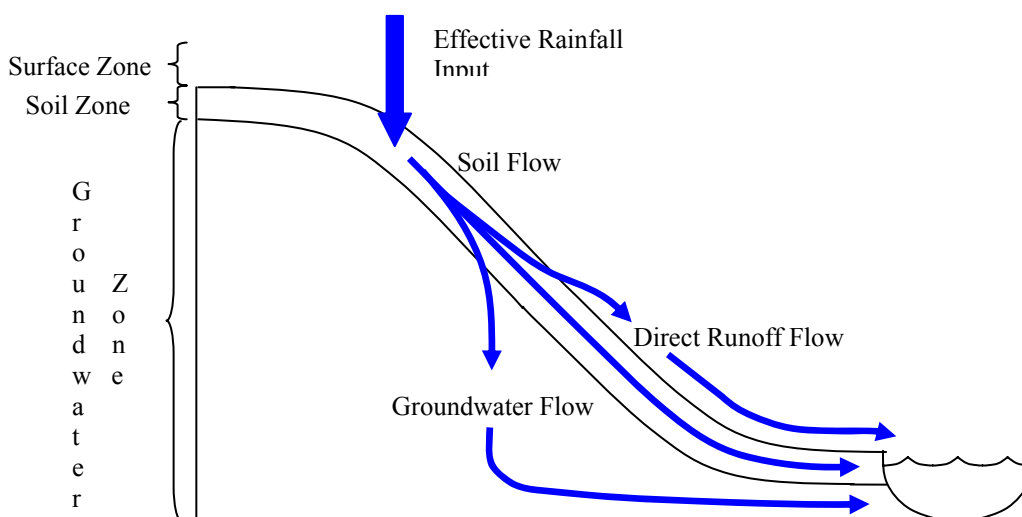
recepție, pentru a modifica lungimea sectorului, coeficienții de rată, utilizarea terenului, relațiile flux – viteză și pentru a diversifica sarcinile de depunere ale poluanților.

INCA furnizează următoarele rezultate:

- Seriile zilnice ale debitelor și rezultatele privind calitatea apei, de exemplu: metale, cianuri, nitrați și concentrațiile de amoniu, pe amplasamentele selectate de-a lungul râului;
- Profilurile debitelor sau ale calității apei de-a lungul râului la intervale selectate;
- Frecvențe cumulative de distribuție a debitelor și calitatea apei la amplasamentele selectate;
- Tabelul statistic al tuturor amplasamentelor;
- Analize zilnice și anuale privind calitatea apei pentru toate utilizările terenurilor și pentru toate procesele.
- Reprezentări 3D pentru debitul și calitatea apelor;
- Schițe temporale de reacție a solului și a apelor subterane;
- Rezultatele seriilor temporale pentru transferul către alte pachete de analiză, de exemplu Excel;
- Proceduri de salvare a seturilor de parametri modificate;
- Rezultatele scenariilor de simulare prezentate grafic sau ca fișiere de ieșire.

## 2.3 Modelul hidrologic

Modelul hidrologic furnizează informații cu privire la debitul care se deplasează prin sol, prin apele subterane și prin bazinul hidrografic. Figura 2.4 ilustrează modelul hidrologic ca un sistem simplu, cu 2 compartimente cu precipitații efective care se deplasează prin sol și apoi fie se încarcă în sistemul apelor subterane, fie se scurg în râu. Apele subterane sunt de asemenea direcționate în captările râului după o întârziere dată de timpul de retenție.



**Figura 2.4** - Structura modelului celular utilizat pentru a simula procesele hidrologice și procesele N, precum și mecanismele de transport în cadrul componentei terestre a modelului INCA-N.

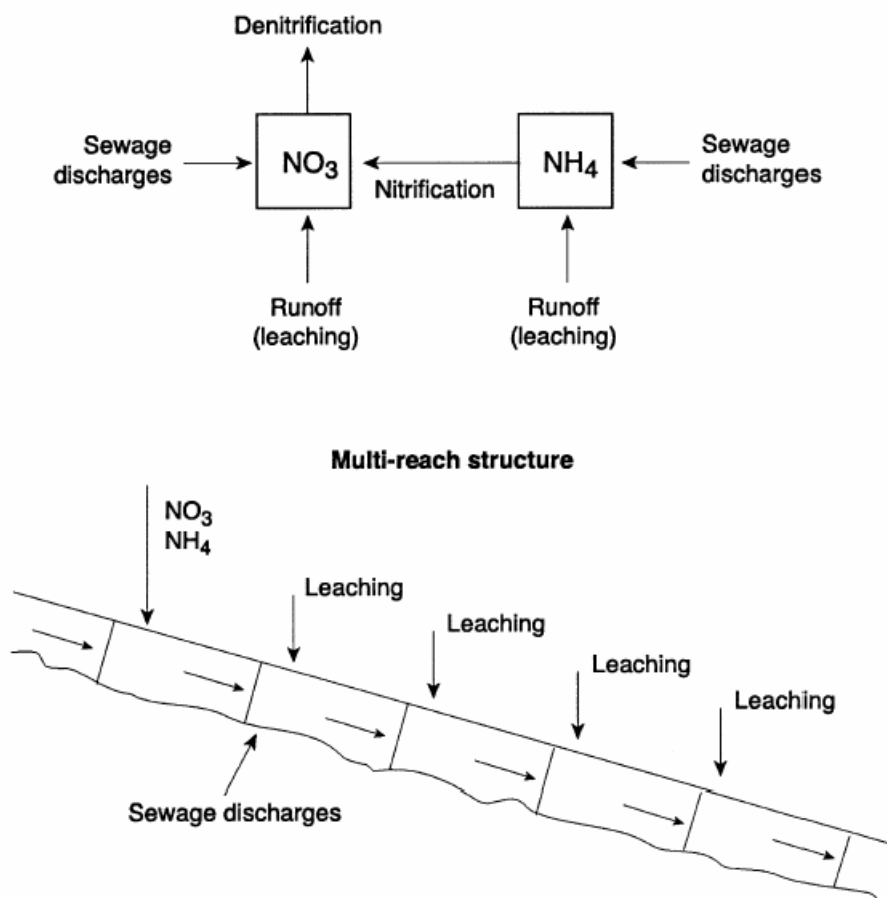
Modelul debitului pentru cele două zone din sistemul componentelor vegetale/ale solului din modelul INCA este



Zona solului 
$$\frac{dx_1}{dt} = \frac{1}{T_1}(U_1 - x_1) \quad (1)$$

Zona apelor subterane 
$$\frac{dx_2}{dt} = \frac{1}{T_2}(U_8 x_1 - x_2) \quad (2)$$

unde  $x_1$  și  $x_2$  sunt debite de ieșire ( $m^3 s^{-1}$ ) pentru cele două zone, iar  $U_1$  este intrarea precipitațiilor efective (HER).  $T_1$  și  $T_2$  sunt constante de timp asociate cu zonele, iar  $U_8$  este indexul debitului de bază (ex. proporția de apă transferată în zona cu apă subterană mai redusă). Datele HER pot fi obținute din analiza datelor prin utilizarea datelor standard colectate pe plan local sau național. Ieșirile din compartimentele de sol și din apele subterane sunt deversate în râu și sunt apoi direcționate de-a lungul bazinului râului, așa cum se indică în Figura 2.5.



**Figura 2.5** Procesele din cadrul râului și structura secțiunilor râului

Modelul debitului râului este bazat pe ecuațiile de masă ale nivelurilor reduse și utilizează o descriere multi-sectorială a bazinului hidrografic al râului. În cadrul fiecărei secțiuni, variația debitului este determinată printr-un model nelinier de rezervor. În termenii de direcționare a debitului hidrologic, relația dintre aflus,  $I$ , eflux,  $Q$  și sedimentare,  $S$ , în fiecare sector este reprezentată de

$$\frac{dS(t)}{dt} = I(t) - Q(t) \quad (3)$$

unde,  $S(t) = T(t) * Q(t)$ ,  $T$  este un parametru de timp, care poate fi exprimat ca

$$T(t) = \frac{L}{v(T)} \quad (4)$$

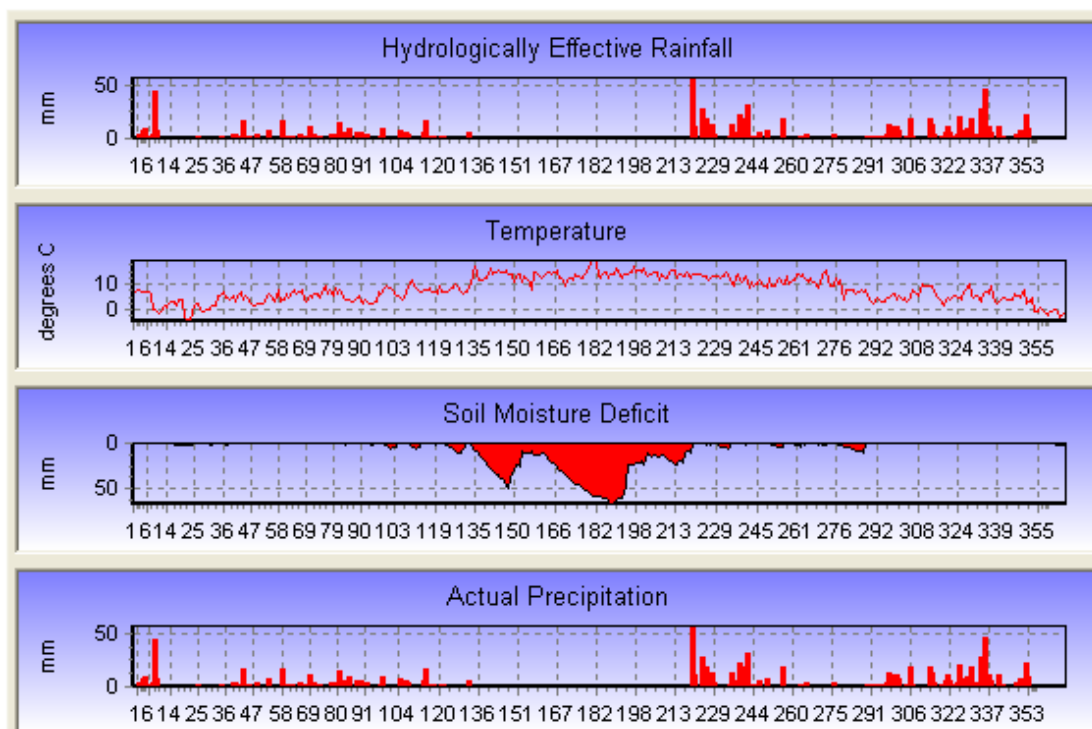
$L$  este lungimea sectorului și  $v$ , viteza medie a debitului în secțiune ( $\text{m s}^{-1}$ ), este legată de deversare,  $Q$  prin

$$v(t) = aQ^b(t) \quad (5)$$

unde  $a$  și  $b$  sunt constante care trebuie estimate din experimentele cu atomi-trasori sau din abordarea aspectelor teoretice.

Deși acest model este relativ simplu, este totuși eficient în simularea debitelor de-a lungul râurilor așa cum se indică în aplicațiile de la Bedford Ouse și dintr-o gamă largă de alte sisteme (Whitehead et al, 1979, 1981). Ecuațiile sunt rezolvate utilizându-se o metodă Runga Kutta de ordinul patru cu o lungime de integrare Merson variabilă. Aceasta permite integrarea numerică stabilă a ecuațiilor și reduce problemele numerice. Avantajul acestei scheme este acela că efortul științific poate fi direcționat mai degrabă spre asigurarea formulării corecte a proceselor și spre interacțiune, decât spre problemele de stabilitate numerică.

Modelul hidrologic utilizează precipitațiile efective (HER) indicate în figura 2.6 pentru a conduce modelul și generează fluxurile din soluri și din sistemul apelor subterane. Timpii de retenție din model controlează comportamentul de retragere din zona de recepție și din zonele de sub-captare supradimensionează debitele pentru a furniza debitul total al captării. Un model tipic de simulare a râului Tywi este oferit în figura 2.7, și indică o foarte bună corespondență. Această simulare hidrologică și alte rezultate sunt oferite în următoarele secțiuni și în referințele de mai jos.



**Figura 2.6** 1992 - Date hidrologice pentru râul Tywi din sudul Țării Galilor

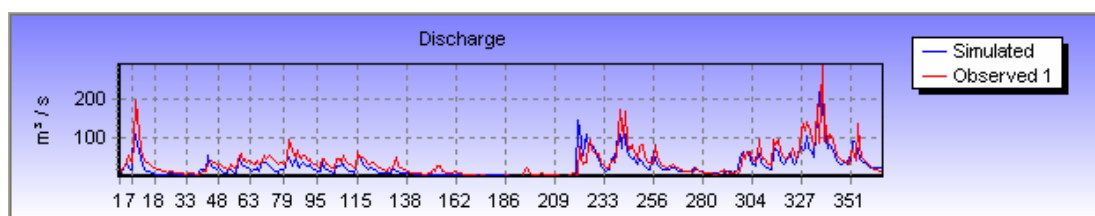
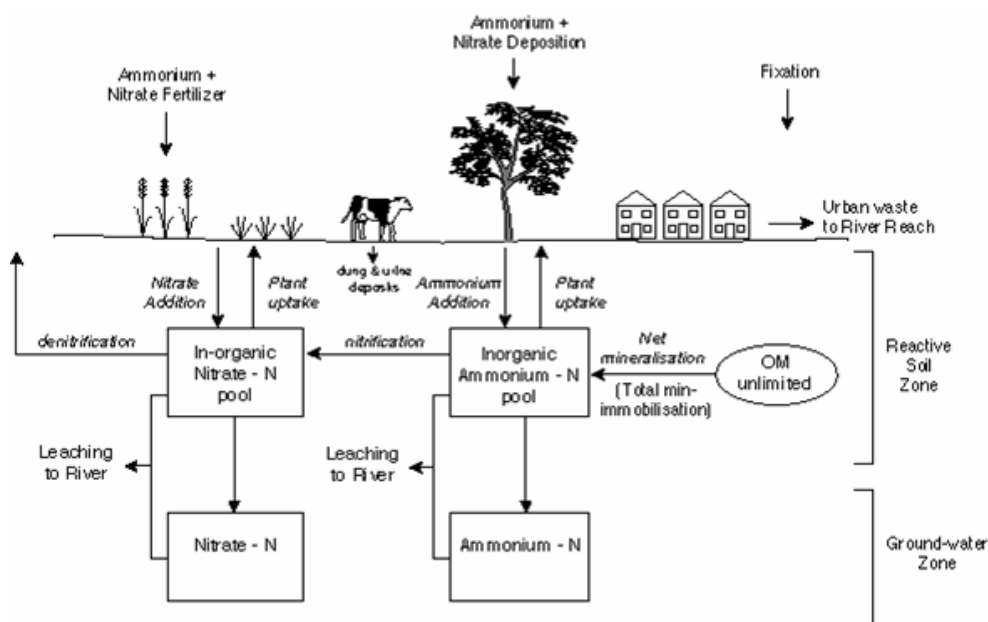


Figura 2.7 Debitele râului Tywi observate și simulate la Ffynnant în 1992

## 2.4 INCA-N: Modelul cu Azot și Amoniu

Modelul hidrologic furnizează informații cu privire la fluxul care se deplasează prin sol, prin apele subterane și prin bazinul hidrografic. Simultan, în timpul rezolvării ecuațiilor de debit este posibilă și rezolvarea ecuațiilor privind echilibrul masei atât pentru raportul nitrat-nitrogen cât și pentru raportul amoniu-nitrogen, în ambele zone: cu sol și cu ape subterane. Procesele cheie care necesită modelarea în zona cu sol, așa cum se indică în Figura 2.8, sunt absorbția în plante a  $\text{NH}_4\text{-N}$  și  $\text{NO}_3\text{-N}$ , nitrificarea amoniului, denitrificarea  $\text{NO}_3\text{-N}$ , mineralizarea amoniului, imobilizarea acestuia și fixarea N. Toate aceste procese vor varia în funcție de utilizarea terenului și este necesar un set generalizat de ecuații pentru care vor fi derivate seturi de parametri în funcție de diversele utilizări ale terenului. Faza de uscat a modelului trebuie de asemenea să justifice toate intrările care afectează fiecare utilizare a terenului, inclusiv depozitățile uscate și umede ale  $\text{NH}_4\text{-N}$  și  $\text{NO}_3\text{-N}$  și adăugarea îngrășămintelor atât pentru  $\text{NH}_4\text{-N}$  și pentru  $\text{NO}_3\text{-N}$  (ex: azotat de amoniu). De asemenea, temperatura și umiditatea solului vor controla anumite procese astfel încât, de exemplu, cinetica reacțiilor de nitrificare să fie dependentă de temperatură, iar denitrifierea și mineralizarea depind atât de temperatură, cât și de umiditatea solului.



Figura

Intrările, ieșirile și procesele cheie în componenta azotului

2.8

Din zona apelor subterane se presupune că nu apar reacții biochimice și că nu există ecuații privind echilibrul masei pentru  $\text{NH}_4\text{-N}$  și  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Ecuațiile utilizate în INCA sunt după cum urmează:

## NITRAT-N

$$\text{Zona solului} \quad \frac{dx_3}{dt} = \frac{1}{V_1} (U_3 - x_1 x_3) - C_3 U_7 x_3 + C_6 x_5 - C_1 U_5 x_3 + C_2 \quad (6)$$

$$\text{Apele subterane} \quad \frac{dx_4}{dt} = \frac{1}{V_2} (x_3 x_1 U_8 - x_2 x_4) \quad (7)$$

## AMONIU-N

$$\text{Zona solului} \quad \frac{dx_5}{dt} = \frac{1}{V_1} (U_4 - x_1 x_5) - C_{10} U_7 x_5 - C_6 x_5 + C_7 U_6 + C_8 x_5 \quad (8)$$

$$\text{Apele subterane} \quad \frac{dx_6}{dt} = \frac{1}{V_2} (x_5 x_1 U_8 - x_2 x_6) \quad (9)$$

Unde  $x_3$  și  $x_4$  sunt concentrațiile zilnice de  $\text{NO}_3\text{-N}$  (mg/l) în zona solului și respectiv a apelor subterane, iar  $x_5$  și  $x_6$  sunt concentrațiile zilnice de  $\text{NH}_4\text{-N}$  (mg/l), din zona de sol și respectiv de ape subterane.

$U_8$  reprezintă indicele debitului inițial, iar  $C_3, C_6, C_1, C_2, C_{10}, C_7, C_8$  sunt coeficienții de valoare (pe zi) pentru absorbția în plante a nitratului, nitrificarea amoniului, denitrificarea nitratului, fixarea acestuia, absorbția amoniului în plante, mineralizarea amoniului și imobilizarea amoniului.  $U_3$  și  $U_4$  sunt sarcinile zilnice de nitrat – azot și amoniu – azot care intră în zona de sol și constituie depunerea uscată și umedă suplimentară, precum și intrările din agricultură (ex. adăugarea substanțe fertilizatoare). Toți coeficienții de valoare sunt dependenți de temperatură, utilizând ecuația:

$$C_n = C_n 1.047^{(\theta_s - 20)} \quad (10)$$

Unde  $\theta_s$  este temperatura solului estimată dintr-o relație sezonieră dependentă de temperatura aerului, după cum urmează

$$\text{Temperatura Solului} = \text{Temperatura Aerului} + C_{16} \sin\left(\frac{3}{2} \pi \frac{zi \text{ nr.}}{365}\right) \quad (11)$$

Unde  $C_{16}$  este temperatura maximă, ( $^{\circ}\text{C}$ ), diferența maximă de temperatură între vară și iarnă.

$U_7$  este un indice sezonier de creștere a plantelor unde:

$$U_7 = 0.66 + 0.34 \sin\left(2\pi \frac{[zi \text{ nr.} - C_{11}]}{365}\right) \quad (12)$$

Unde  $C_{11}$  este numărul zilei asociat cu începerea sezonului de creștere,  $U_5$  este o limită a umezelii solului sub care nu apare denitrificarea. Denitrificarea va fi semnificativă numai când nivelele de umezeală a solului sunt ridicate. În mod similar,  $U_6$  este un indice al umezelii solului pentru mineralizare, ceea ce permite mineralizarea când conținutul de apă din sol depășește nivelul de prag.

## Ecuația procesului cu azot: bazinul hidrografic

În râu, procesele cheie sunt denitrificarea  $\text{NO}_3\text{-N}$ , nitrificarea  $\text{NH}_4\text{-N}$  și bilanțul masei. Ecuațiile de masă ale secțiunilor trebuie să includă valorile  $\text{NO}_3\text{-N}$  și  $\text{NH}_4\text{-N}$  din amonte și împreună cu intrările din zona solului și a apelor subterane, precum și descărcările directe ale efluenților, așa cum s-a indicat în Figura 2.5.

Ecuațiile pentru  $\text{NO}_3\text{-N}$  și  $\text{NH}_4\text{-N}$  pe secțiunile râului sunt:

$$\text{Nitrat} \quad \frac{dx_8}{dt} = \frac{1}{V_3}(U_{10}U_9 - x_7x_8) - C_{17}x_8 + C_{14}x_9 \quad (13)$$

$$\text{Amoniu} \quad \frac{dx_9}{dt} = \frac{1}{V_3}(U_{11}U_9 - x_7x_9) - C_{14}U_3x_9 \quad (14)$$

unde  $U_9$  este fluxul din amonte ( $\text{m}^3/\text{S}$ ),  $U_{10}$  este  $\text{NO}_3\text{-N}$  ( $\text{mg/l}$ ) din amonte, iar  $U_{11}$  este  $\text{NH}_4\text{-N}$  ( $\text{mg/l}$ ) din amonte,  $T_3$  este constanta de timp (sau timpul de retenție) care variază de la zi la zi,  $x_7$  este debitul estimat de curgere din aval ( $\text{m}^3/\text{S}$ ), iar  $x_8$  și  $x_9$  sunt concentrațiile din aval (rezultate din secțiune) ale nitraților și respectiv amoniului, și  $C_{17}$  și  $C_{18}$  sunt parametrii dependenți de temperatură pentru denitrificare și respectiv nitrificare. Efectele temperaturii sunt introduse cu privire la temperatura apei râului  $\sigma$  după cum urmează:

$$C_8 = C_8 1,047^{(\sigma - 20)} \quad (15)$$

Deși aceste trei ecuații sunt destul de complexe, soluția numerică este extrem de rapidă, astfel încât derularea modelului durează numai câteva secunde.

### 3. APLICAȚII ALE INCA-N ASUPRA BAZINELOR DE RECEPȚIE DE LA ROȘIA MONTANĂ ȘI ASUPRA BAZINULUI HIDROGRAFIC ABRUD-ARIEȘ-MUREȘ

Bazinele superioare de recepție din zona Roșia Montană includ 4 bazine separate, respectiv Roșia, Corna, Săliște și Abruzel, așa cum se indică în figura 3.1. Zonele celor patru bazine au suprafețe de 14,56, 9,93, 4,53 și 13,76 km<sup>2</sup>, iar lungimile râurilor sunt de 8, 5, 4 și respectiv 7 km. Chimismul variază semnificativ în bazinele de recepție, așa cum s-a indicat în tabelul 3.1, deoarece au diferite grade de contaminare generate de activitățile miniere istorice. De asemenea, chimismul găurilor de foraj și al puțurilor de mină, indicat în tabelul 3.2, indică nivelurile foarte ridicate ale poluării actuale cauzată de scurgerea apelor acide prin zonele miniere vechi. Înaintea oricărei alte modelări a calității apelor, este necesară stabilirea bilanțului hidrologic al apei pentru bazinele de recepție, utilizând datele înregistrate cu referire la precipitații și la înregistrările meteorologice aferente zonei.

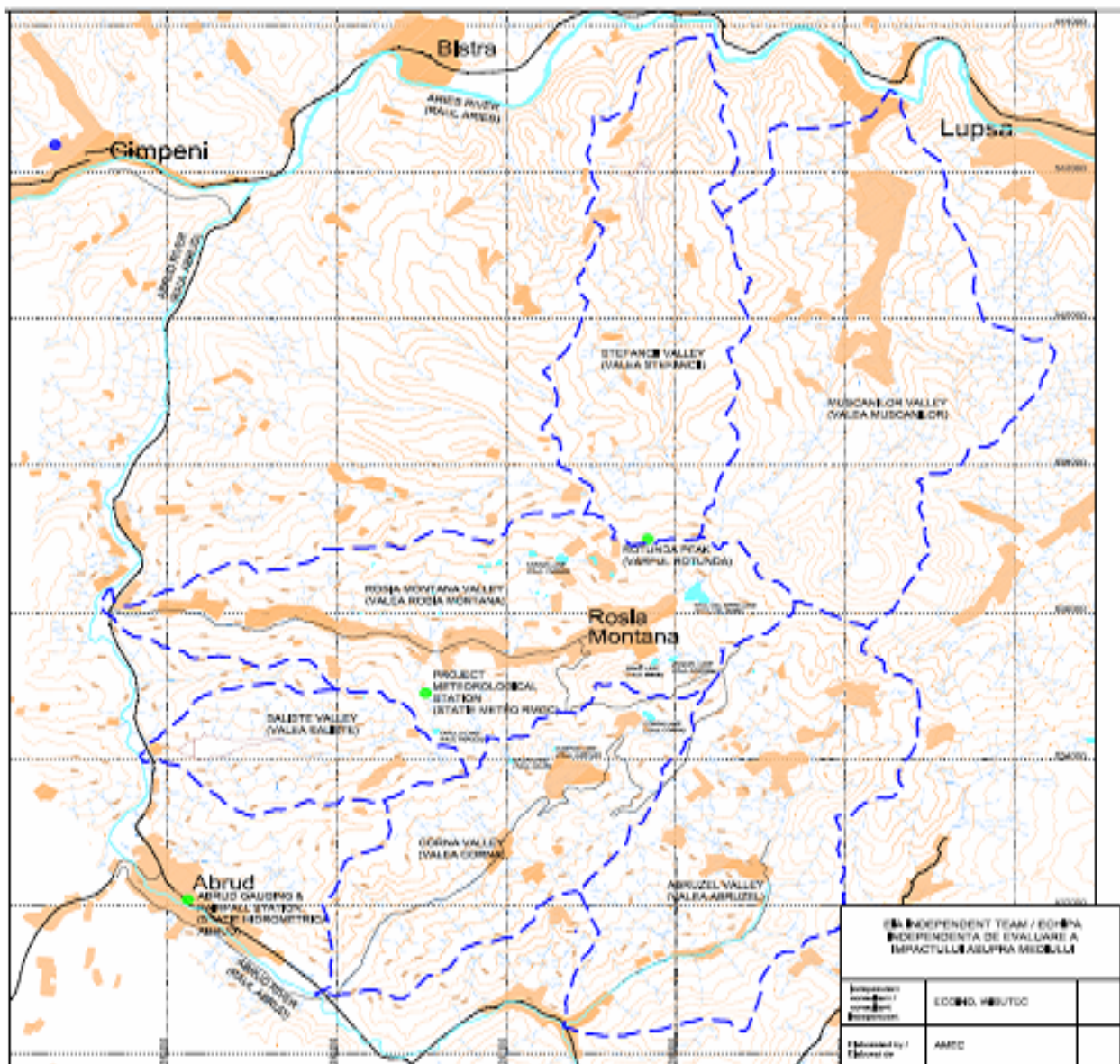


Figura 3.1: Bazinele secundare de recepție de la Roșia Montană

Amplasament	Pârâul Săliște			Pârâul Abruzel S002		
	15			15		
Nr de probe	MIN	MAX	MEDIU	MIN	MAX	MEDIU
Tip						
NO3 (as N) _mg/l	0,02	36,20	8,31	0,05	1,18	0,64
AsD _μg/l	0,00	90,00	14,18	0,00	22,10	5,94
CdT _μg/l	0,00	15,70	4,41	1,29	73,20	19,04
CdD _μg/l	0,00	14,80	3,89	0,00	68,40	17,58
CuT _μg/l	1,80	161,90	40,23	98,00	3175,70	835,19
CuD _μg/l	0,00	59,40	13,68	65,30	3062,60	697,51
PbT _μg/l	0,00	5,70	1,05	0,00	6,40	1,06
PbD _μg/l	0,00	4,25	0,70	0,00	5,30	0,70
ZnT _μg/l	58,20	3258,60	780,33	45,50	3763,50	766,29
ZnD _μg/l	20,40	2830,70	616,64	42,60	3353,00	733,51
ZnD _meql	0,00	0,09	0,02	0,00	0,10	0,02
CrT _μg/l	5,95	691,40	70,55	3,50	278,17	44,56
Mn _mg/l	1,11	985,00	80,27	0,01	1121,00	77,25
Mn _meql	0,04	1,82	0,53	0,00	0,23	0,09
Hg _μg/l	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Amplasament	Roșia S010			Corna S004		
	15			15		
Nr de probe	MIN	MAX	Mediu	MIN	MAX	Mediu
Tip						
NO3 (as N) _mg/l	0,37	10,24	2,43	0,21	2,31	0,72
AsD _μg/l	2,15	46,90	13,28	0,42	63,40	8,68
CdT _μg/l	1,90	432,00	59,62	0,00	20,40	3,47
CdD _μg/l	1,70	378,00	51,63	0,00	12,70	2,52
CuT _μg/l	134,00	1216,00	472,55	3,90	1020,00	120,44
CuD _μg/l	44,30	933,00	343,91	2,10	992,00	72,64
PbT _μg/l	0,00	16,80	2,39	0,00	12,10	2,23
PbD _μg/l	0,00	14,20	1,82	0,00	3,80	1,07
ZnT _μg/l	138,00	14825,00	5332,71	11,20	463,00	146,53
ZnD _μg/l	142,00	9243,00	3730,09	4,50	439,00	76,65
ZnD _meql	0,00	0,28	0,11	0,00	0,01	0,00
CrT _μg/l	4,20	1438,00	155,69	0,00	46,40	12,32
Mn _mg/l	12,38	90,00	40,46	0,03	8,74	2,33
Mn _meql	0,45	3,28	1,47	0,00	0,32	0,08
Hg _μg/l	0,00	0,16	0,05	0,00	0,00	0,00

**Tabelul 3.1:** Date privind chimismul celor 4 bazine superioare de recepție

Amplasament	Galeria Roșia R085			Forajul Roșia R087		
Nr de probe	15			15		
Tip	MIN	MAX	MEDIU	MIN	MAX	MEDIU
NO3( as N) mg/l	0,084	43,56	4,12	0,18	4,32	0,95
AsD_μg/l	0,000	1738,000	361,184	0,00	32,60	5,94
CdT_μg/l	26,400	875,000	331,093	0,00	5,80	1,94
CdD_μg/l	26,800	814,000	294,627	0,00	4,40	1,03
CuT_μg/l	366,0	12370,0	3361,5	5,000	315,600	77,461
CuD_μg/l	304,00	4705,00	2320,45	0,000	135,000	35,721
PbT_μg/l	2,50	266,00	59,01	0,00	83,00	19,35
PbD_μg/l	1,800	246,000	50,371	0,00	78,30	14,70
ZnT_μg/l	1672,40	169313,00	52288,57	14,6	405,0	119,1
ZnD_μg/l	1552,00	151230,00	44174,92	3,60	103,60	33,75
ZnD_meq/l	0,047	4,628	1,352	0,000	0,003	0,001
CrT_μg/l	52,00	14650	2387,84	7,60	878,81	129,04
Mn_mg/l	18,52	77200	5381,40	0,051	5394	361,862
Mn_meq/l	0,67	17,31	8,73	0,002	0,624	0,095
Hg_μg/l	0,000	0,310	0,106	0,000	0,100	0,012

Amplasament	Galeria Corna C122			Forajul Corna C166		
Nr de probe	15			15		
Tip	MIN	MAX	MEDIU	MIN	MAX	MEDIU
AsD_μg/l	0,00	651,80	57,91	2,00	15,10	5,16
CdT_μg/l	0,00	54,30	17,61	0,00	15,40	4,87
CdD_μg/l	0,00	44,50	12,21	0,00	10,40	3,15
CuT_μg/l	1,60	194,10	68,74	1,20	109,00	17,29
CuD_μg/l	2,80	149,00	55,72	0,00	27,00	5,85
PbT_μg/l	4,40	51,10	14,87	0,00	67,20	16,45
PbD_μg/l	0,00	36	8,94	0,00	49,60	8,21
ZnT_μg/l	28,40	12590	4316,13	6,80	422,90	109,42
ZnD_μg/l	7,00	10380	3637,39	6,00	431,00	62,09
ZnD_meq/l	0,0002	0,3176	0,1113	0,0002	0,0132	0,0019
CrT_μg/l	3,50	2964,25	379,02	0,90	588,15	57,01
Mn_mg/l	0,02	603000	40441,94	0,02	9600	647,08
Mn_meq/l	0,001	26,392	10,272	0,001	1,158	0,281
Hg_μg/l	0,00000	0,14000	0,02540	0,00000	0,16500	0,03707

**Tabelul 3.2:** Date privind chimismul pentru forajele selectate și pentru galeriile de probare

### 3.1 Analiza datelor hidrologice

Datele de intrare solicitate de modelul INCA-N sunt cele referitoare la precipitațiile zilnice reale ( $\text{mm zi}^{-1}$ ), precipitații efective ( $\text{mm zi}^{-1}$ ), deficitul de umiditate a solului ( $\text{mm}$ ) și temperatura aerului ( $^{\circ}\text{C}$ ). Datele privind debitul observat sunt utilizate pentru compararea predicțiilor cu realitatea pentru a evalua performanța modelului.

Modelul a fost aplicat în patru bazine de recepție: Abruzel (AW01), Corna (CW01), Roșia (RW01) și Săliște (SW01). Aplicațiile au fost bazate pe următoarele date.

- Precipitațiile zilnice, temperatura minimă și maximă a aerului, orele cu lumină solară și datele de evaporație reală de la stația meteo din Valea Roșia (tabelul 3.3);



- Datele privind precipitațiile zilnice de la stațiile meteo de pe Vârful Rotunda, Câmpeni și Abrud (tabelul 3.3)
- Datele privind debitele la fiecare 15 minute din patru puncte de monitorizare cantitativă a debitului, una în fiecare bazin studiat (Tabelul 3.4)
- Estimările zonelor de recepție și lungimea canalelor principale (Tabelul 3.5).

	Început	Final	Frecvență
<b>Stația meteo a proiectului</b>			
Precipitații	22/03/2001	20/07/2006	eveniment
Temperaturi minime și maxime	23/08/2001	30/06/2006	zilnic
Orele cu radiație solară	20/03/2001	30/06/2006	zilnic
Evaporația reală	01/04/2001	30/6/2006	zilnic
<b>Vârful Rotunda</b>			
Precipitații	01/01/2000	31/12/2005	zilnic
<b>Câmpeni</b>			
Precipitații	01/01/1999	31/12/2005	zilnic
<b>Abrud</b>			
Precipitații	01/01/1978	31/12/1999	zilnic

**Tabelul 3.3:** Un rezumat al datelor meteo furnizate pentru aplicarea modelului INCA-N pe patru amplasamente de la Roșia Montană.

	Început	Final	Frecvență
Abruzel	12/06/2001	31/06/2006	15 minute
Corna	13/04/2001	31/06/2006	15 minute
Roșia	03/04/2001	31/06/2006	15 minute
Săliște	19/03/2001	25/08/2004	15 minute

**Tabelul 3.4:** Un rezumat al datelor referitoare la debite furnizate pentru aplicarea modelului INCA-N pe patru amplasamente de la Roșia Montană.

	Zona de recepție (km <sup>2</sup> )	Lungimea secțiunii (m)
Abruzel	13,76	7000
Corna	9,93	5000
Roșia	14,56	8000
Săliște	4,53	4000

**Tabelul 3.5** - Un rezumat al caracteristicilor bazinelor de recepție furnizate pentru aplicarea modelului INCA-N pe patru amplasamente de la Roșia Montană.

Estimările precipitațiilor semnificative din punct de vedere hidrologic și deficitul de umiditate a solului la Stația Meteo a Proiectului au fost calculate după cum urmează:

- Evapotranspirația potențială a fost estimată prin utilizarea metodei Thornthwaite (1948) bazată pe temperatura medie a aerului și pe lungimea zilei, ultima fiind dependentă de latitudine;
- Evaporația reală, HER și SMD au fost calculate prin utilizarea ecuațiilor bazate pe cele date de Bernal et al. (2004) utilizând evapotranspirația potențială și reală.

Metodele detaliate ale lui Thornthwaite și Bernal sunt incluse în Anexa 1. Figura 3.2 ilustrează rezultatele obținute prin utilizarea tehnicilor de mai sus pentru a produce datele de intrare pentru INCA. Estimările precipitațiilor reale zilnice semnificative din punct de vedere hidrologic sunt exprimate grafic împreună cu temperatura și deficitul de umiditate din sol pentru o perioadă de 5 ani din luna mai 2002. Figura 3.3 indică simularea hidrologică a trei bazine de recepție care oferă o bună corespondență cu datele observate și o bună reprezentare a reacției bazinului de recepție<sup>5</sup>. Prin urmare, debitele simulate prezentate în figură reprezintă o estimare a apelor bazinului hidrografic.

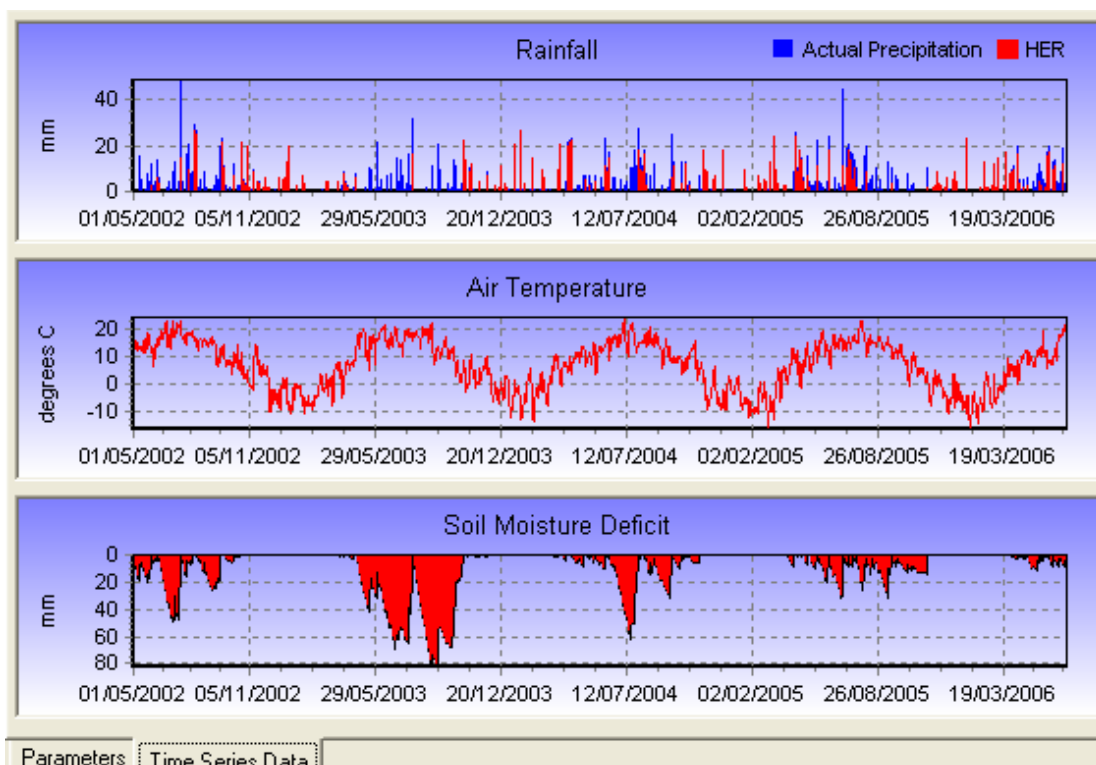
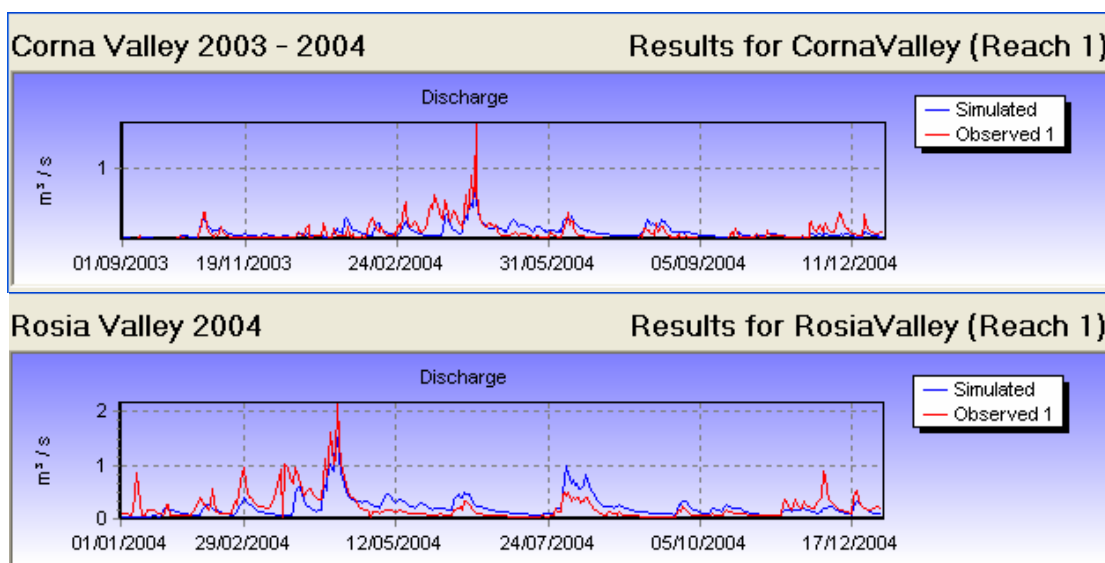


Figura 3.2: Precipitațiile reale, HER, deficitul de temperatură și umiditate din sol pentru bazinele superioare de recepție de la Roșia Montană



<sup>5</sup> Bazinul Săliște, figura 3.4, este mai lipsit de acuratețe, din cauza iazului de decantare activ. Astfel, nivelurile debitelor nu reflectă precipitațiile.

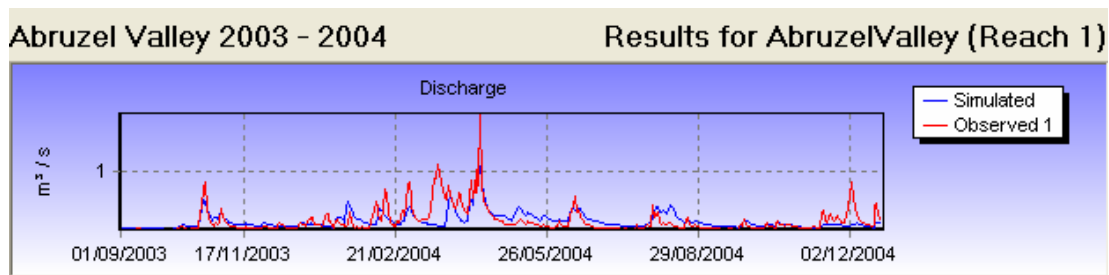


Figura 3.3: Hidrologia simulată și observată pentru bazinele superioare de recepție.

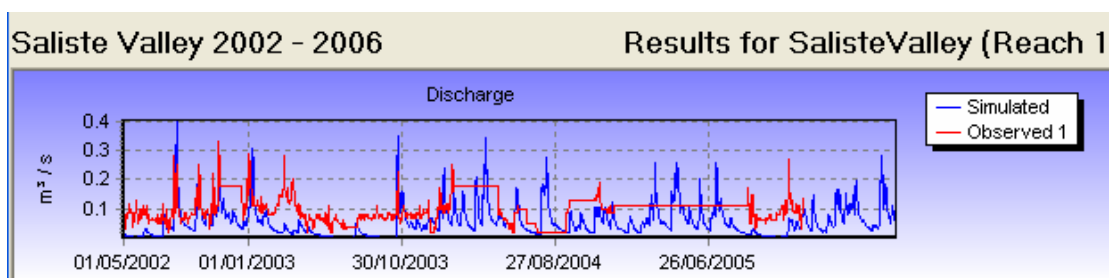


Figura 3.4: Hidrologia simulată și observată pentru Valea Săliștei

### 3.2 Modelarea Nitratului-N și Amoniului în bazinele superioare de recepție

Modelul a fost de asemenea realizat pentru a simula nitratul-azotul și amoniul în bazinele de recepție. Pentru stabilirea azotului și a amoniului, modelul presupune cunoașterea chimismului apelor subterane și coeficienții de valoare pentru o gamă variată de procese cum ar fi nitrificarea și denitrificarea. În timp ce datele privind chimismul sunt disponibile pentru puțuri de foraj și pâraie, așa cum se indică în tabelele 3.1 și 3.2, există puține informații privind coeficienții de valoare ai proceselor. Cu toate acestea, din proiectele INCA și din modelarea anterioară există cunoștințe considerabile asupra vitezelor proceselor tipice utilizate în asemenea captări și aceste viteze au fost selectate pe baza experienței anterioare (Whitehead et al, 1998). O simulare tipică pentru bazinul de recepție Corna este prezentată în figura 3.5 pentru perioada 2004 - 2006 și, așa cum se vede, azotul simulat este în general redus, așa cum e de așteptat pentru un bazin de recepție izolat din munți, departe de centrul poluării cu azot. Figura 3.6 indică rezultatele simulării prezentate într-o formă statistică pentru bazinul de recepție Corna, pe perioada 2002-2006 iar valoarea medie a chimismului nitraților este de 0,88 mg/l în comparație cu valoarea reală măsurată de 0,72 mg/l. Nivelurile de amoniac sunt reduse, reflectând intrări reduse de amoniac din atmosferă, precum și amoniul limitat din agricultură și procesele de nitrificare care apar în soluri și în apele pâraielor. Figurile 3.7 și 3.8 ilustrează simularea de la Roșia pentru perioada 2002-2006 și sunt observate modelele uniforme ale nitratului și amoniacului, din nou cu concentrații în general reduse.

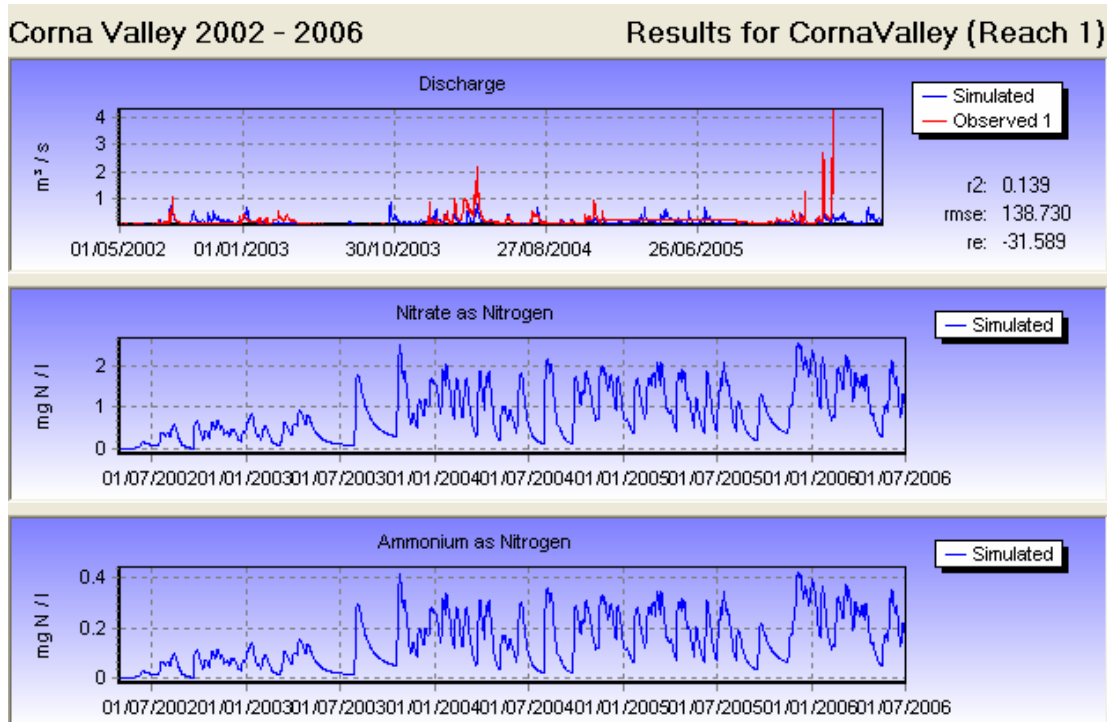


Figura 3.5: Simulările de Nitrat-N și Amoniu pentru bazinul de recepție Corna

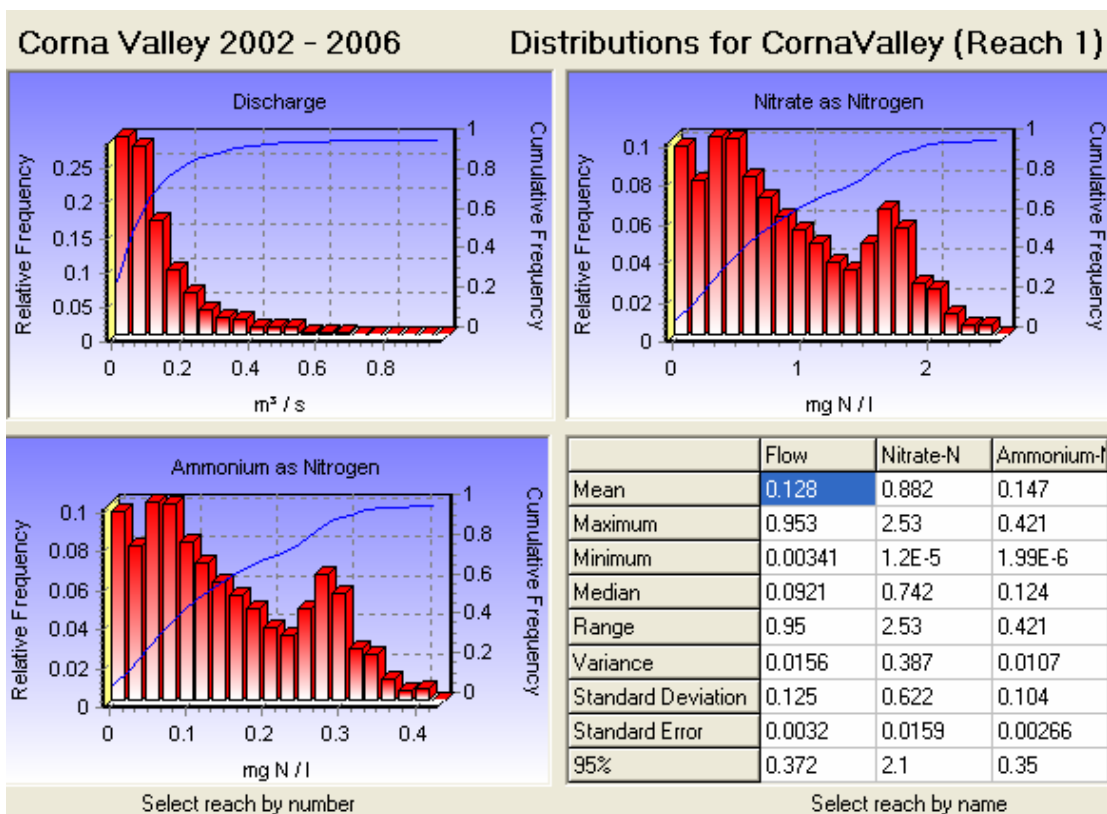


Figura 3.6: Analiza statistică a bazinului de recepție Corna pe perioada 2002-2006

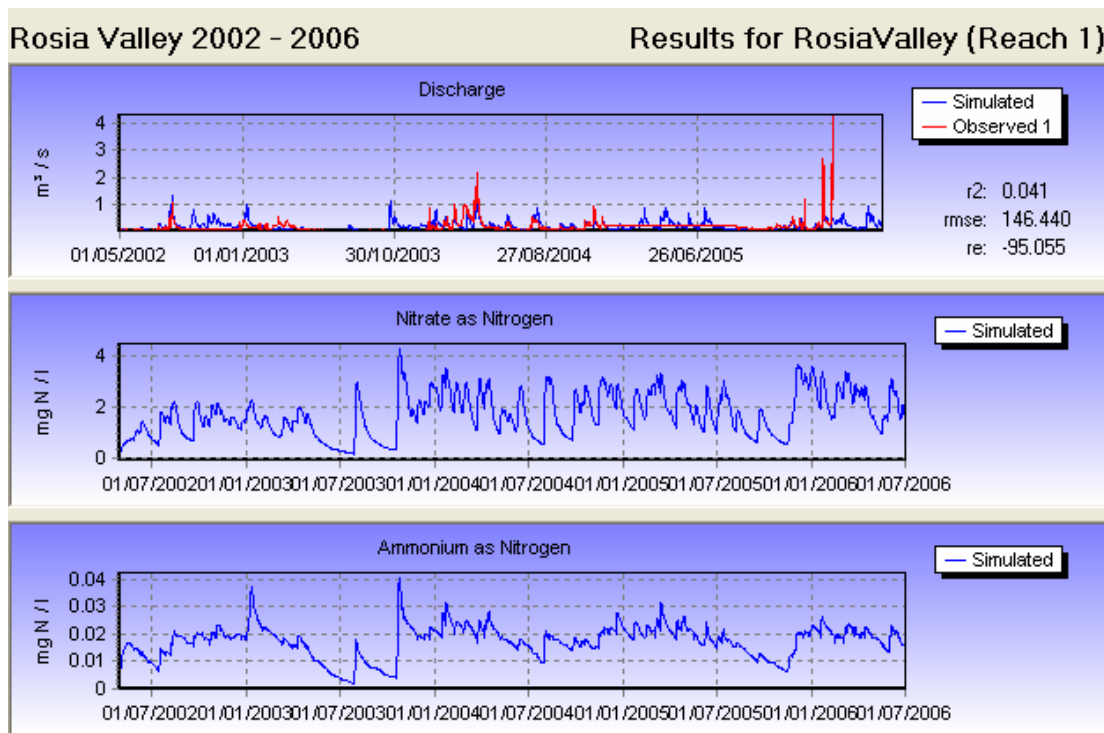


Figura 3.7 Simulările de la Roșia în perioada 2002-2006

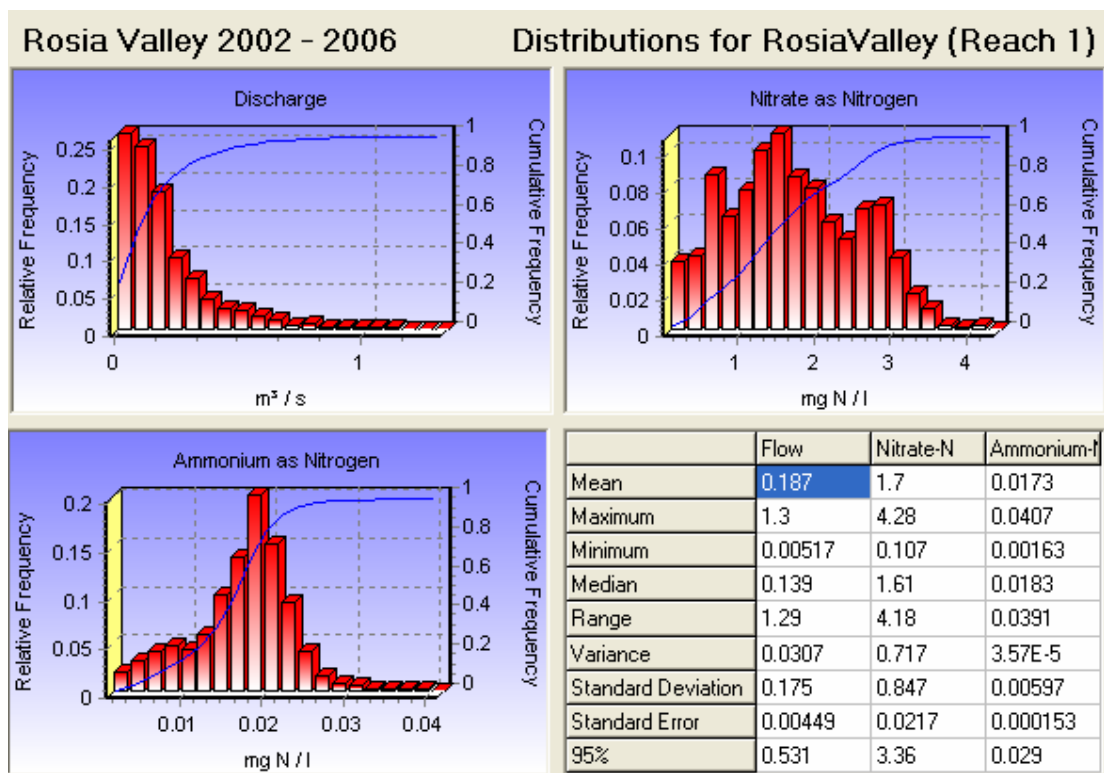


Figura 3.8 Rezultatele statistice ale INCA pentru simularea din bazinul de recepție de la Roșia

### 3.3 Modelarea bazinului hidrografic Abrud-Arieș- Mureș

Următoarea etapă a modelării INCA-N este aceea de a dimensiona modelul până la suprafața totală a bazinului de recepție pentru a simula bazinul hidrografic de la Roșia Montană până în aval la Abrud și bazinul hidrografic al Arieșului până la Turda, iar apoi în aval pe râul Mureș până la granița ungară, la Nădlac. Figura 1.2 ilustrează bazinul de recepție al bazinului hidrografic al Mureșului și indică secțiunea superioară a orașului Câmpeni, care se situează

imediat în aval de Roșia Montană. Figurile 3.9 și 3.10 ilustrează utilizarea terenului și cotele bazinului de recepție. Utilizarea terenului este reprezentată în principal prin păduri și pajiști în secțiunile superioare, deși în secțiunile inferioare ale râului Mureș sunt terenuri arabile. Tabelul 3.6 oferă o listă a stațiilor hidrometrice cheie din cadrul bazinului hidrografic al râului și de asemenea, distanțele până la râuri și la zonele de recepție. Această informație a fost utilizată pentru a stabili structura secțiunilor pentru modelul INCA, așa cum se indică în tabelul 3.7. De asemenea, sunt incluse în tabel parametrii a și b pentru râuri. Acești parametrii sunt necesari pentru a calcula timpii de curgere de-a lungul râului utilizând ecuația (5) de mai sus. Parametrii a și b au fost obținuți prin utilizarea ecuației lui Manning,

$$v = S^{0.5} R^{0.67} / n \quad (16)$$

unde v este viteza apei în m/s, S este panta, R raza hidraulică, iar n este factorul de fricțiune Manning. Pentru râuri puțin adânci și largi R reprezintă profunzimea debitului local, conform lui Beven (2000), iar n poate fi obținut din cercetări pe teren. USGS au publicat valori ale lui n pentru o serie de râuri (vezi:

<http://www.rcamnl.wr.usgs.gov/sws/fieldmethods/Indirects/nvalues/index.htm>) iar valorile pentru râurile Arieș și Mureș sunt estimate la 0,043 și respectiv 0,033. Pantele râurilor sunt disponibile din tabelul 3.6 și deci prin estimarea adâncimii medii sau a razei hidraulice a râurilor se pot estima vitezele medii. Utilizând această procedură, valorile a și b au fost estimate pentru râuri, așa cum s-a indicat în tabelul 3.7. Acestea sunt utilizate în modelul INCA pentru a calcula viteza zilnică a pâraului.

Modelul a fost stabilit pentru toate secțiunile arătate în tabelul 3.7 și s-a realizat un set de simulări utilizându-se datele din 2002-2006 pentru a simula debitul, nitrății și amoniul din bazinul hidrografic.

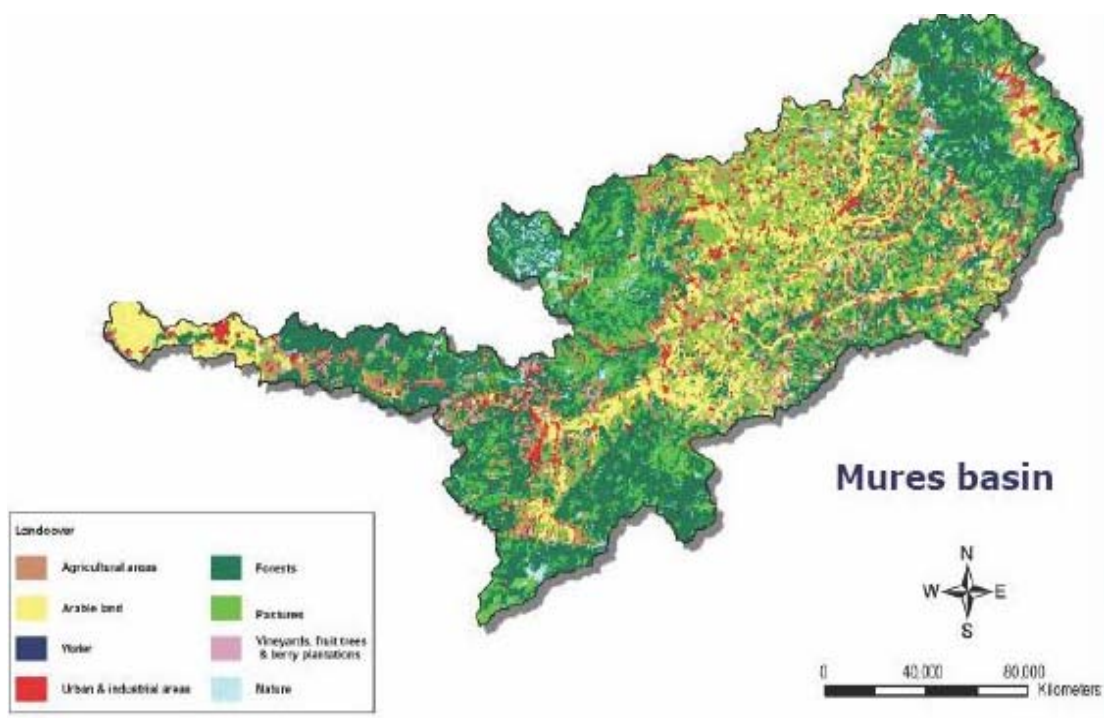


Figura 3.9 Utilizarea terenurilor în bazinul hidrografic Mureș

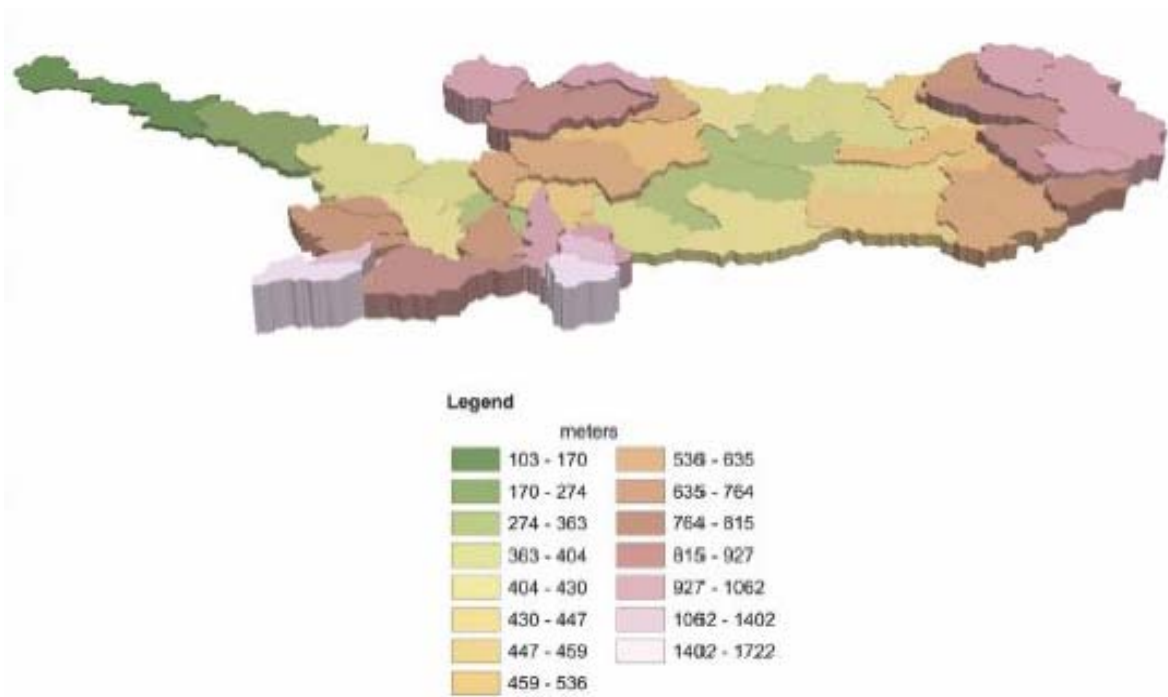


Figura 3.10 Creșterile din bazinul hidrografic al Mureșului

Număr secț.	Râul	Stația hidrometrică	Data începerii	Coordonate		Altitudinea(m)	Zona de recepție (km <sup>2</sup> )
				Latit.	Longit.		
1	Mureș	Suseni	1949	46.39.00	25.33.00	987	160
2	Mureș	Toplița	1986	46.55.00	25.22.00	935	1071
3	Mureș	Stânceni	1949	46.58.00	25.11.00	967	1532
4	Mureș	Galaoaia	1982	46.58.00	24.55.00	988	2135
5	Mureș	Glodeni	1956	46.38.00	24.36.00	849	3781
6	Mureș	Luduș	1987	46.28.00	24.07.00	670	6640
7	Mureș	Ocna Mureș	1901	46.23.00	23.52.00	703	9961
8	Mureș	Alba Iulia	1870	46.04.00	23.35.00	625	18055
9	Mureș	Acmariu	1977	45.56.00	23.55.00	635	19737
10	Mureș	Gelmar	1978	45.54.00	23.13.00	640	20260
11	Mureș	Branisca	1870	46.56.00	22.46.00	654	24501
12	Mureș	Savarsin	1883	46.00.00	22.13.00	643	25707
13	Mureș	Radna	1853	46.05.00	21.41.00	627	26760
14	Mureș	Arad	1861	46.10.00	21.19.00	618	27280
15	Mureș	Nadlac	1960	46.08.00	20.40.00	607	27850
27	Arieș	Scărișoara	1951	46.27.00	22.52.00	1126	203
28	Arieș	Albac	1989	46.28.00	22.57.00	1092	330
29	Arieș	Câmpeni	1951	46.22.00	23.01.00	1020	637
30	Arieș	Baia de Arieș	1899	46.25.00	23.17.00	965	1189
31	Arieș	Buru	1973	46.30.00	23.36.00	948	2000
32	Arieș	Turda	1899	46.35.00	23.47.00	897	2403
33	Albac	Albac	1978	46.28.00	22.00.00	1110	94
36	Abrud	Abrud	1962	46.17.00	23.60.00	861	108
37	Abrud	Câmpeni	1978	46.21.00	23.39.00	840	222

Tabelul 3.6 Caracteristicile secțiunilor Mureș, Arieș și Abrud

Nr. sect.	Denumirea secțiunii	Zona de recepție km <sup>2</sup>	Lungimea secțiunii m	a	b
1	Source	91	11000	0.1	0.67
2	Corna	10	3000	0.1	0.67
3	Abrud	5	1500	0.1	0.67
4	Săliște	73	1500	0.1	0.67
5	Roșia	20	7000	0.1	0.67
6	Confluența Abrud-Arieș	625	4000	0.1	0.67
7	Lupsa	220	13500	0.1	0.67
8	Baia de Arieș	332	13000	0.1	0.67
9	Salciua	200	14000	0.1	0.67
10	Buru	611	28000	0.1	0.67
11	Turda	403	20000	0.1	0.67
12	Câmpia Turzii	200	11000	0.1	0.67
13	Luncani	6640	13500	0.04	0.67
14	Ocna Mureș	400	22000	0.04	0.67
15	Aiud	500	33000	0.04	0.67
16	Teiuș	7194	29000	0.04	0.67
17	Alba Iulia	400	30000	0.04	0.67
18	Aemariu	1680	26000	0.04	0.67
19	Orăștie	510	25000	0.04	0.67
20	Gelmar	2000	21000	0.04	0.67
21	Deva	600	28000	0.04	0.67
22	Branisca	640	27000	0.04	0.67
23	Zam	600	40000	0.04	0.67
24	Săvârșin	600	32000	0.04	0.67
25	Radna	1053	76000	0.04	0.67
26	Arad	520	39000	0.04	0.67
27	Nădlac	570	36000	0.04	0.67

Tabelul 3.7 Structura secțiunilor INCA de la sursa Abrud până la Nădlac

Simulările modelului în perioada 2002 -2006 pot fi reprezentate printr-un număr de metode ilustrate pentru rezultatele din bazinele superioare de recepție. Figura 3.11 ilustrează matricea debitelor în timpul unui eveniment meteo extrem de vară și ilustrează formarea fluxurilor de-a lungul bazinului hidrografic. Aceasta este preconizată datorită creșterii foarte mari din zona de recepție, deoarece râul Arieș se unește cu Mureșul și afluenții majori se varsă în aval în bazinul hidrografic. Această creștere majoră în regimul debitelor constituie un mare avantaj pentru strategiile de remediere și control al poluării la Roșia Montană, deoarece înseamnă că diluția poluanților va fi semnificativă. Creșterea debitelor este reflectată în figura 3.12 care indică un profil în avalul sistemului într-o anumită zi a anului. Din nou, debitele se formează în avalul secțiunilor și există o matrice variabilă cu nitrat-N și amoniu, cu formarea nitratului pe măsură ce apa bogată în nitrat se varsă în râu, odată cu descreșterea amoniului deoarece procesele naturale de nitrificare reduc concentrațiile.



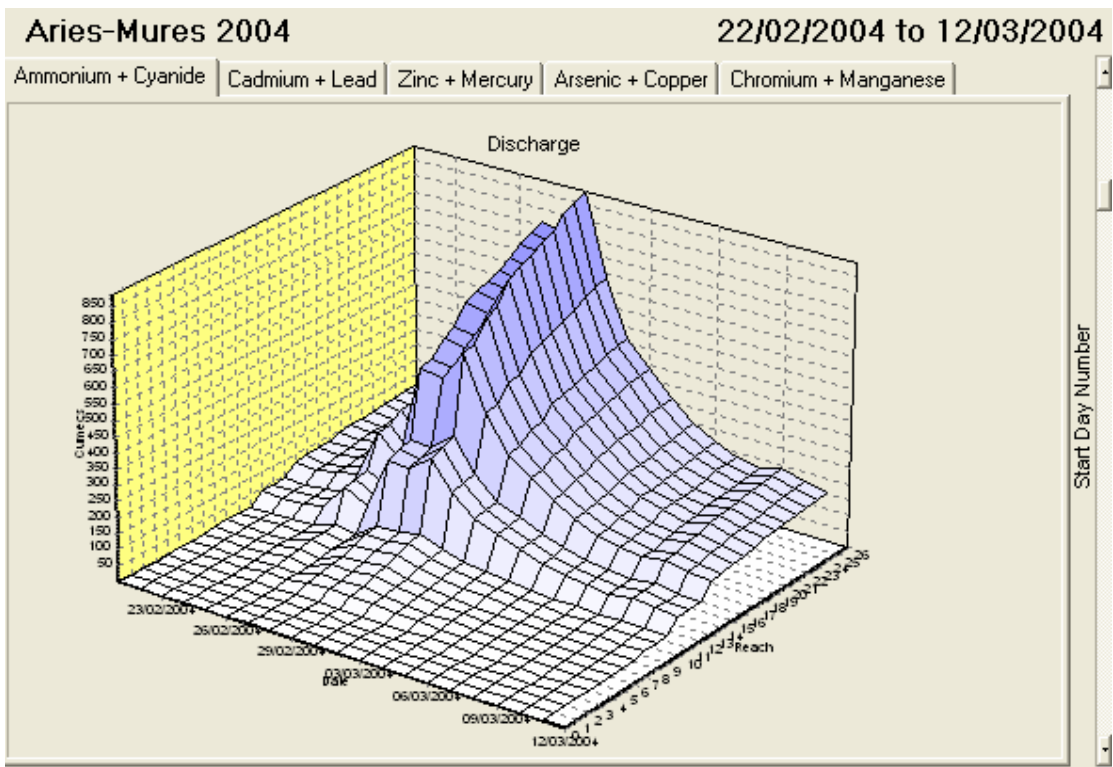


Figura 3.11 Modelele debitului de-a lungul bazinului hidrografic Arieș- Mureș (adică secțiunile 1-27) în figură și comportamentul debitului timp de 20 de zile, indicat pe parcursul unui eveniment extrem în luna februarie 2004

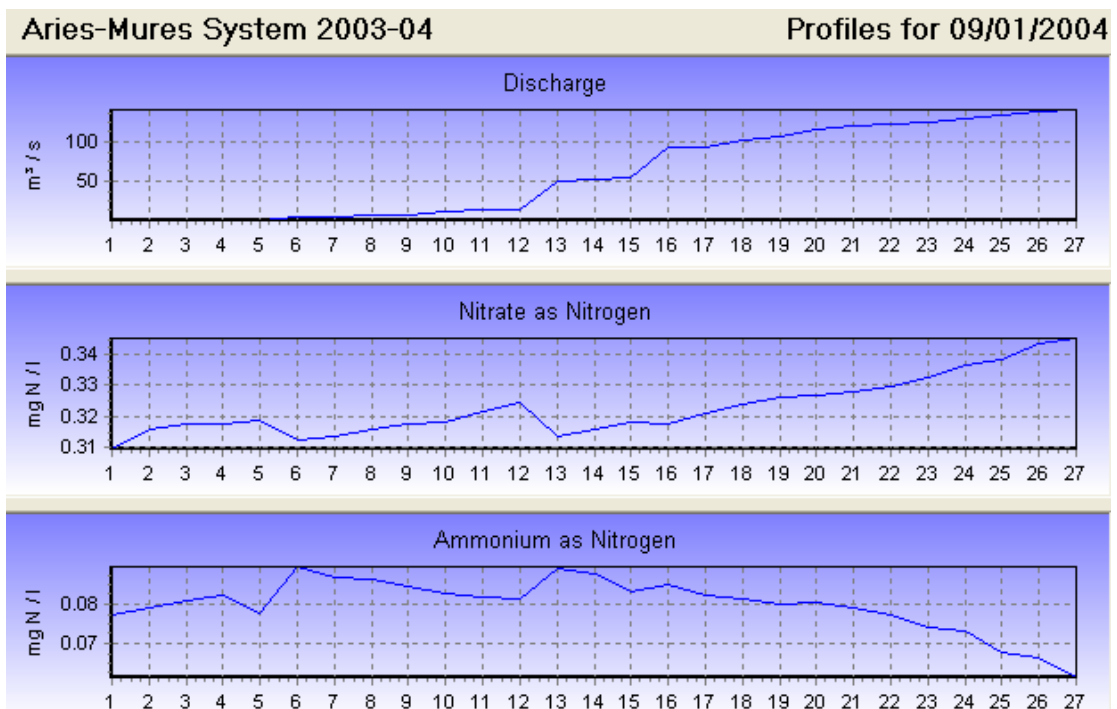


Figura 3.12 Debit, nitrat ca N și profilul amoniului în avalul râului în data de 9 ianuarie 2004

## 4. UN NOU MODEL INCA PENTRU CIANURI ȘI METALE

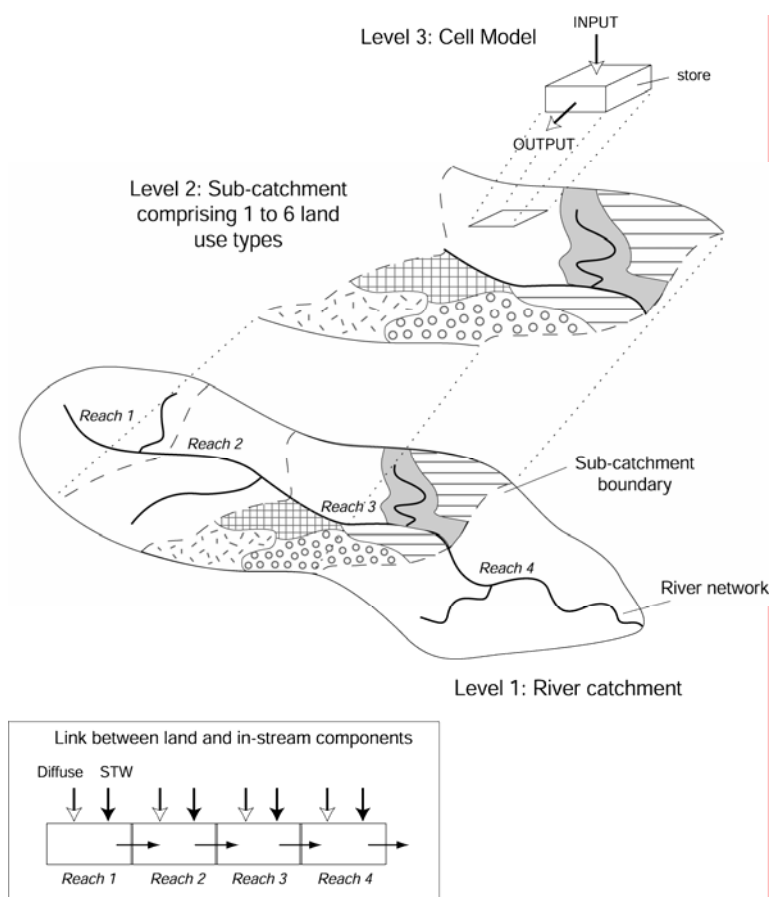
### 4.1 Scurtă prezentare a modelării metalelor și a proceselor

Modelarea metalelor în mediul înconjurător pare a fi întotdeauna dificilă, din cauza complexității proceselor chimice implicate și a lipsei de cunoștințe în ce privește comportamentul metalelor. Impactul apelor acide asupra râurilor a fost modelat de Whitehead și Jeffrey (1995), iar modelarea proceselor de generare a apelor acide în cadrul bazinului de recepție a fost întocmită pentru sistemele de roci și soluri din regiunile muntoase (Cosby et al, 1985a și b). În plus, au fost create modele conceptuale pentru modelarea retenției fierului și reciclarea sa în ecosistemele acvatice și mlăștinoase care captează ape acide (Mitsch et al, 1981, 1983, Fennessy și Mitsch 1989a și b). Flanagan et al (1994) au creat un model mai cuprinzător pentru retenția fierului, manganului, aluminiului și a sulfatului la un obiectiv reabilitat din Ohio, S.U.A. Acest model a fost apoi evaluat după construirea unei mlaștini pentru evaluarea strategiilor de reabilitare pentru controlul apelor acide (Mitsch și Wise, 1998). Cu toate acestea, modul tradițional de evaluare a transformărilor metalelor din apele subterane sau din sistemele de roci este utilizarea ecuațiilor termodinamice care simulează tranziția de fază a metalelor (Pourbaix, 1974). Într-un studiu important din Marea Britanie (Science of the Total Environment, Special Issue, 2005), s-a demonstrat faptul că procesele de transformare a metalelor în sistemele de apă dulce sunt controlate de multe ori de procese cinetice și microbiologice (Hall et al, 2005, Johnson și Hallberg, 2005). Acest lucru asigură o metodă alternativă pentru descrierea transformărilor metalelor în cursurile de apă curgătoare, care sunt aerobe și în stări mai agitate decât sistemele de ape subterane.

Similar, în cazul cianurii, chimismul este considerat complex în cazul unui lac, după cum a fost demonstrat de Mudder et al, 2001 (vezi și [www.cyantists.com](http://www.cyantists.com)). Cu toate acestea, Simovic et al, 1984 și Botz și Mudder, 2001, au demonstrat că procesele principale de volatilizare și descompunere pot fi reprezentate prin ecuații cinetice de ordinul întâi. În râuri, caracterizate de turbulență și amestec, aceste două procese controlează și pierderile de cianuri și pot fi reprezentate prin ecuații cinetice de ordinul întâi, dependente de temperatură, concentrație și timpul de rezidență în râu. Această abordare cinetică a modelării metalelor și poluanților a fost folosită cu succes în studiul de la Mina Wheal Jane de Whitehead et al, 2005, și pe această abordare se bazează și acest studiu.

### 4.2 Structura și ecuațiile noului model

INCA-Mine este un model dinamic care estimează fluxurile zilnice și concentrațiile de cianuri, amoniu și 8 metale din râuri. Aceste opt metale sunt cadmiul, plumbul, zincul, mercurul, arsenul, cuprul, cromul, manganul. Aceste estimări sunt realizate prin calcularea contribuției diferitelor date și transformări. Procesele de bază și rezervele existente în mediul înconjurător și în râu sunt prezentate în figurile 4.1 - 4.5.



**Figura 4.1: Prezentarea generală a structurii modelului INCA-Mine**

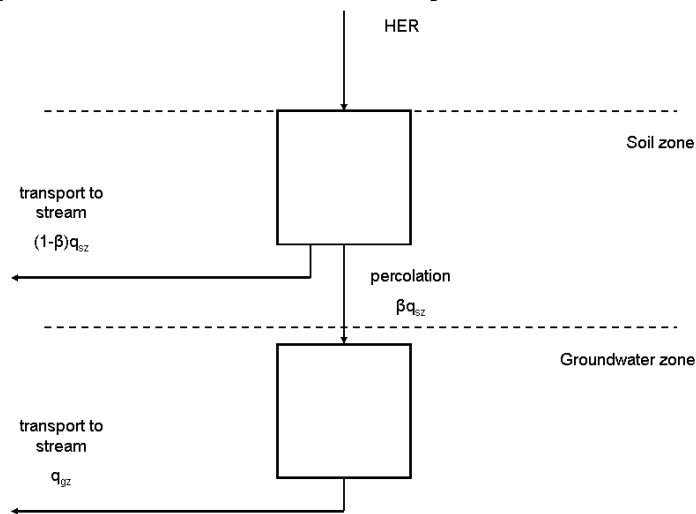
Ecuțiile folosite pentru modelul INCA-mine se bazează pe cele scrise pentru Integrated Catchment model of Nitrogen (INCA-N; Whitehead et al., 1998; Wade et al., 2002) dar au fost adaptate pentru a descrie adsorbția metalelor în sedimente, descompunerea cianurii în amoniu și volatilizarea cianurii. Datele introduse și rezultatele obținute diferă în funcție de tipul de peisaj și de condițiile din mediul înconjurător: umiditatea solului și temperatura. Modelul ia în considerare rezervele de amoniu, cianuri și opt metale din sol, din apele subterane și din diferite sectoare ale râului. Modelul simulează curgerea apei prin sol și apele subterane din diferite tipuri de sol și utilizări ale terenului înainte să ajungă în râu. Acest volum de apă curge apoi în aval și se iau următoarele date: date directe de la sursele punctiforme; captări; sedimentarea metalelor în râuri; nitrificări; descompunerea și volatilizarea cianurii. Sursele cum ar fi scurgerile din galeriile de coastă, de pe haldele de rocă sterilă sau din iazuri de decantare a sterilului pot fi direcționate către oricare bazin secundar sau secțiune din model.

Conceptul modelului INCA-Mine este asigurarea unei reprezentări bazată pe procese a factorilor și a proceselor care controlează dinamica cianurii, amoniului și a metalelor atât în mediul înconjurător cât și în râurile unui bazin de recepție, odată cu minimizarea necesarului de date, precum și a complexității structurale a modelului. INCA-Mine realizează estimări zilnice ale deversărilor în râu, ale concentrațiilor de cianuri, amoniu și metale atât de la suprafață cât și din râu și ale fluxurilor de-a lungul canalului principal. Modelul este semi-distribuit, astfel că variațiile din utilizările teritoriului și din sol pot fi luate în considerare, deși conectivitatea hidrologică dintre diferitele utilizări ale terenului și parcelele de sol nu este modelată în același mod ca prin utilizarea unui model complet-distribuit. Fluxurile volumelor de apă din diferite utilizări ale terenului și din diferite clase de sol sunt modelate simultan, iar informațiile sunt introduse secvențial într-un model cu mai multe sectoare ale râului. Metoda numerică pentru rezolvarea ecuațiilor se bazează pe o tehnică Runge-Kutta de ordinul patru, deoarece aceasta permite soluționarea simultană a ecuațiilor din model și se asigură că nici un proces nu devine mai important decât altul. Soluționarea este rapidă. De obicei, modelul rulează pentru fiecare din cele patru rețele hidrografice în mai puțin de 5 secunde pe un calculator cu 512 Mbytes de RAM

și cu un procesor de 1 GHz. Ecuațiile sunt descrise în următoarele trei secțiuni și variabilele și constantele introduse sunt descrise în tabelul 4.1, iar variabilele calculate sunt date în tabelul 4.2.

Bilanțurile de masă din mediul înconjurător ale apei, cianurii, amoniului și a celor opt metale se bazează pe o celulă de 1 km<sup>2</sup> (fig. 4.1). Datele introduse în model pot varia în funcție de bazinul de recepție și în funcție de tipul de sol și de utilizare a terenului. Mai mult, constantele din model pot varia în funcție de sol și de modul de utilizare a terenului. Acești doi factori permit volumelor depozitate, ratelor de procesare, căilor de curgere a apei să varieze spațial, în funcție de variații ale umidității solului, temperaturii, potențialului de absorbție și a gospodăririi terenului. Volumele de apă și masa de cianuri, amoniu și cele opt metale sunt însumate în concordanță cu suprafețele relative ale fiecărui mod de utilizare a terenului și a tipului de sol din cadrul unui bazin secundar de recepție (Fig. 4.1).

### Simularea curgerii apei și a stocării în mediul înconjurător



**Figura 4.2: Depozite hidroligice și căi de curgere în mediul înconjurător**

Există două depozite: solul și apele subterane (Fig. 4.2). Curgerea apei prin aceste două zone este redată prin următoarele două ecuații:

Zona solului

$$\frac{dq_{sz}}{dt} = \frac{P_{eff} - q_{sz}}{T_{sz}} \quad (1)$$

Zona apelor subterane

$$\frac{dq_{gz}}{dt} = \frac{\beta q_{sz} - q_{gz}}{T_{gz}} \quad (2)$$

unde  $q_{sz}$  și  $q_{gz}$  reprezintă curgerile din sol și din apele subterane ( $m^3 s^{-1} km^{-2}$ );  $P_{eff}$  reprezintă precipitațiile ce influențează bazinul hidrografic ( $m^3 s^{-1} km^{-2}$ );  $\beta$  este indexul de bază al scurgerii ( $\emptyset$ ); și  $T_{sz}$  și  $T_{gz}$  sunt timpi de răspuns asociați zonelor de sol și de ape subterane (zile).

În cadrul solului, se presupune că apa poate fi împărțită în două volume: drenare și retenție. Volumul de drenaj reprezintă apa din sol care răspunde imediat la aflusul de apă și se scurge datorită gravitației; se poate asemăna cu un macropor sau cu un flux de scurgere: curgerea care influențează cel mai mult creșterea acului hidrografului. Volumul de retenție din sol reprezintă apa reținută în sol în urma drenajului gravitațional; ea răspunde mai greu decât apa de drenaj și reprezintă majoritatea apei din sol.

Valoarea inițială a volumului de apă de drenaj din sol ( $V_D$ ,  $m^3 km^{-2}$ ) se calculează pornind de la un flux inițial oferit de utilizator ( $q_{sz,initial}$ ,  $m^3 km^{-2}$ ) și timpul de răspuns al apei din sol:

$$V_{D,initial} = q_{sz,initial} \cdot T_{sz} \cdot 86400 \quad (3)$$

unde  $V_{D,initial}$  este volumul de apă de drenaj din sol ( $m^3 km^{-2}$ ),  $q_{sz,initial}$  este debitul de apă din sol introdus de utilizator ( $m^3 s^{-1}$ ) și  $T_{sz}$  este constanta de timp pentru apa din sol, introdusă de utilizator (zile).

Valoarea inițială a volumului de apă reținută în sol ( $V_R$ ,  $m^3 km^{-2}$ ) este calculată pe baza seriei de timp pentru deficitul de umiditate ( $SMD$ , mm), estimării deficitului maxim de umiditate din sol ( $SMD_{max}$ , mm) și a unui parametru care descrie relația liniară dintre deficitul de umiditate din sol și volumul de retenție al solului,  $C_1$ . Valoarea acestui parametru reprezintă raportul dintre volumul total de apă colectată și volumul de apă disponibilă imediat, adică aproape de punctul minim de umiditate a solului. Valoarea parametrului derivă din calibrare și de obicei este cuprins între 1 și 3. Valoarea  $SMD_{initial}$  este estimată din deficitul de umiditate din prima zi a simulării.

$$V_{R,initial} = C_1 (SMD_{max} - SMD_{initial}) 1000 \quad (4)$$

Volumul inițial de apă subterană ( $V_{gw}$ ,  $m^3 km^{-2}$ ) se estimează pornind de mărimea maximă a depozitului și de la proporția dintre spațiile goale și porii umpluți cu apă, la începutul rulării modelului:

$$V_{gw,initial} = d_{eff,gw} \cdot C_2 \cdot 10^6 \quad (5)$$

unde  $V_{gw,initial}$  este volumul inițial de apă subterană ( $m^3 km^{-2}$ ),  $d_{eff,gw}$  este adâncimea maximă a apei subterane, introdusă de utilizator (m, adâncimea activă x porozitatea efectivă) și  $C_2$  este proporția dintre spațiul gol și porii umpluți cu apă, introdusă de utilizator ( $\emptyset$ ). Datorită complexității geologice din majoritatea modelelor, nu se încearcă separarea apei subterane în componente specifice, de drenaj și retenție; prima fiind apa care se poate drena din rocă datorită gravitației și a doua fiind apa reținută împotriva gravitației. Volumele drenate și reținute din sol sunt recalulate la fiecare pas, pentru a se adapta valorilor introduse și obținute.

### Simularea transportului, a depozitării și a transformărilor cianurii, amoniului și a metalelor în mediul înconjurător

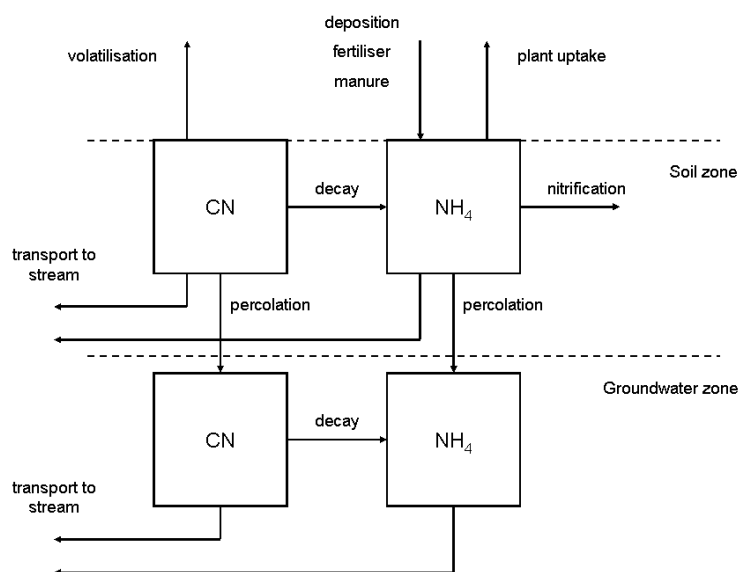


Figura 4.3: Depozitele de cianură și amoniu, transformările și căile de transport în mediul înconjurător

Modificarea masei de cianură din depozitele din sol,  $m_{cn,sz}$  (kg CN km<sup>-2</sup>) și din apa subterană,  $m_{cn,gz}$  (kg CN km<sup>-2</sup>) sunt date de ecuațiile (6) și (7)

Zona solului

$$\frac{dm_{cn,sz}}{dt} = \frac{-m_{cn,sz}q_{sz}86400}{V_D + V_R} - \frac{C_3 S_{SMD} m_{cn,sz} 10^6}{V_D + V_R} - \frac{C_4 S_{SMD} m_{cn,sz} 10^6}{V_D + V_R} \quad (6)$$

Zona apelor subterane

$$\frac{dm_{cn,gz}}{dt} = \frac{\beta m_{cn,gz} q_{sz} 86400}{V_{gw}} - \frac{m_{cn,gz} q_{gz} 86400}{V_{gw}} - \frac{C_5 m_{cn,gz} 10^6}{V_{gw}} \quad (7)$$

unde  $C_3$ ,  $C_4$  și  $C_5$  sunt ratele de volatilizare a cianurii și ale transformării cianurii din sol și din apele subterane în amoniu (Fig. 4.3). Toți ceilalți termeni au fost definiți mai sus, cu excepția  $S_{SMD}$  care este factorul de umiditate al solului și care descrie dependența liniară dintre rata proceselor din sol și umiditatea solului. Se presupune că nu există intrări difuze de cianură în bazinul de recepție. Primul termen din partea dreaptă a ecuației (6) reprezintă transportul lateral al cianurii cu apa din sol în râu; al doilea termen reprezintă volatilizarea cianurii; și al treilea termen reprezintă descompunerea cianurii în amoniu. Primul și al doilea termen din ecuația (7) reprezintă fluxul de cianură din sol în apa subterană și curgerea laterală a cianurii din apa subterană în râu; al treilea termen reprezintă descompunerea cianurii în amoniu în apa subterană. Factorul de umiditate al solului este calculat la fiecare pas după formula

$$S_{SMD} = \frac{SMD_{MAX} - SMD}{SMD_{MAX}} \quad (8)$$

unde  $SMD$  este seria deficitului zilnic de umiditate a solului introdusă de utilizator (mm). Factorul este cuprins între 0 și 1, și descrie situația în care odată cu uscarea solului, rata proceselor din sol scade. În plus, fiecare parametru din rata proceselor depinde de temperatura solului.

$$C_n = C_n t_{Q10}^{\frac{\theta_s - t_{Q10bas}}{10}} \quad (9)$$

unde  $\theta_s$  este temperatura solului (°C),  $C_n$  este parametrul pentru procesele din sol și  $t_{q10}$  (°) și  $t_{Q10bas}$  (°C) sunt parametri determinați prin calibrare. Parametrul  $t_{q10}$  reprezintă schimbarea factorilor odată cu schimbarea cu 10 grade a temperaturii, iar parametrul  $t_{Q10bas}$  este temperatura de bază pentru procesul la care răspunsul este 1. Temperatura solului este estimată pornind de la o relație dependentă de temperatura aerului, după cum urmează

$$\theta_s = \theta_A - C_6 \sin\left(\frac{3}{2}\pi \frac{\text{day no.}}{365}\right) \quad (10)$$

unde  $\theta_s$  este temperatura aerului (°C), iar  $C_6$  este diferența maximă de temperatură între vară și iarnă (°C). Această relație generează un model periodic pentru fiecare mod de utilizare al terenului care este controlat de parametrul  $C_6$ . Pentru grosimea stratului de zăpadă, ecuația este corectată folosind ecuația (4) a lui Rankinen et al (2002). Această dependență de temperatură se aplică tuturor parametrilor de proces din sol, nu numai celor pentru cianură.

**Amoniu-N**

Modificarea masei de cianură din depozitele din sol,  $m_{nh4,sz}$  (kg N km<sup>-2</sup>) și din apa subterană,  $m_{nh4,gz}$  (kg N km<sup>-2</sup>) sunt date de ecuațiile (11) și (12) Sol

Zona solului

$$\frac{dm_{nh4,sz}}{dt} = 100m_{nh4,in} - \frac{m_{nh4,sz}q_{sz}86400}{V_D + V_R} - \frac{C_7S_{SMD}S_{PGI}m_{nh4,sz}10^6}{V_D + V_R} - \frac{C_8S_{SMD}m_{nh4,sz}10^6}{V_D + V_R} + \frac{C_4S_{SMD}m_{cn,sz}10^6}{V_D + V_R} \quad (11)$$

Zona apelor subterane

$$\frac{dm_{nh4,gz}}{dt} = \frac{\beta m_{nh4,gz}q_{sz}86400}{V_{gw}} - \frac{m_{nh4,gz}q_{gz}86400}{V_{gw}} - \frac{C_9m_{nh4,gz}10^6}{V_{gw}} \quad (12)$$

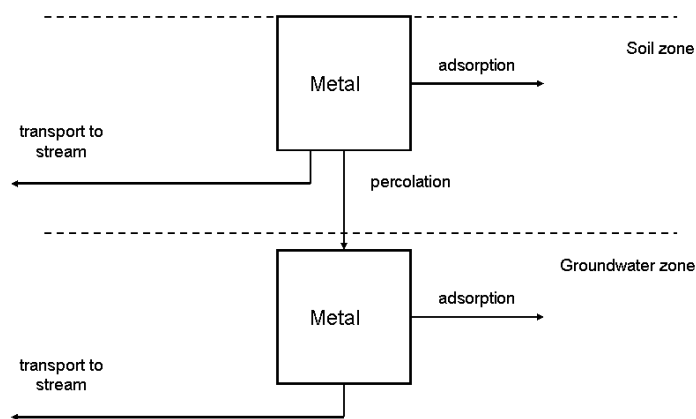
unde  $C_7$ ,  $C_8$  și  $C_9$  sunt ratele de absorbție a amoniului de plante din sol, și ratele de nitrificare ale amoniului din sol și din apa subterană (Fig. 3). Masa de amoniu introdusă zilnic în sol,  $m_{nh4,in}$  (kg N ha day<sup>-1</sup>), reprezentată de primul termen din partea dreaptă a ecuației (11), include gunoiul de la animale, îngrășăminte și depunerea uscată și umedă. Toți ceilalți termeni au fost definiți mai sus, cu excepția  $S_{PGI}$ , care reprezintă indexul de creștere al plantelor și care descrie variațiile sezoniere ale radiației solare și astfel, ale creșterii plantei în timpul diferitelor anotimpuri. Indexul este dat de următoarea formulă

$$S_{PGI} = 0.66 + 0.34 \sin\left(2\pi \frac{[day\ no. - C_{10}]}{365}\right) \quad (13)$$

unde  $C_{10}$  este numărul zilei asociat cu începutul sezonului de creștere. Al doilea termen din partea dreaptă a ecuației (11) reprezintă curgerea laterală a amoniului cu apă din sol în râu; al treilea termen reprezintă absorbția amoniului de către plante; al patrulea termen reprezintă trecerea amoniului în nitrat prin nitrifiere; și al patrulea termen reprezintă creșterea concentrației de amoniu, ca rezultat al descompunerii cianurii. Primul și al doilea termen din partea dreaptă a ecuației (12) reprezintă cantitatea de amoniu introdusă din sol în apa subterană și curgerea laterală în râu; al treilea termen reprezintă nitrificarea amoniului în apa subterană.

## Metale

Ecuațiile de mai jos se referă la fiecare din cele opt metale incluse în model. Ecuațiile de aici sunt generale pentru toate cele opt metale, în timp ce în cadrul modelului există parametri diferiți pentru fiecare metal, astfel că transportul, descompunerea și stocarea fiecăruia sunt independente.



**Figura 4.4: Stocarea, transformarea și căile de transport ale metalelor în mediul înconjurător**

Modificarea masei fiecărui metal din depozitele din sol,  $m_{metal,sz}$  ( $kg\ km^{-2}$ ) și din apa subterană,  $m_{metal,gz}$  ( $kg\ km^{-2}$ ) sunt date de ecuațiile (14) și (15)

Zona solului

$$\frac{dm_{metal,sz}}{dt} = -\frac{m_{metal,sz} q_{sz} 86400}{V_D + V_R} - \frac{C_{11} S_{SMD} m_{metal,sz} 10^6}{V_D + V_R} \quad (14)$$

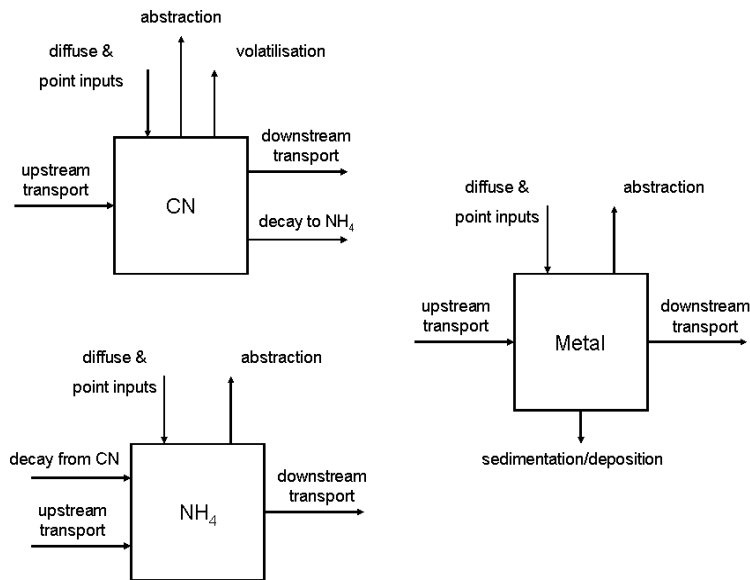
Zona apelor subterane

$$\frac{dm_{metal,gz}}{dt} = \frac{\beta m_{metal,sz} q_{sz} 86400}{V_{gw}} - \frac{m_{metal,gz} q_{gz} 86400}{V_{gw}} - \frac{C_{12} m_{metal,gz} 10^6}{V_{gw}} \quad (15)$$

unde  $C_{11}$  și  $C_{12}$  reprezintă ratele de absorbție a metalului în sol și în pânzele freatice. Se presupune că nu există intrări difuze de metale în bazinul de recepție (Fig. 4). Primul termen din partea dreaptă a ecuației (14) reprezintă mișcarea laterală a metalelor transportate în râu. Al doilea termen reprezintă absorbția metalului în sol. Primul termen din partea dreaptă a ecuației (15) reprezintă introducerea unui metal din sol în apa subterană prin percolare; al doilea termen reprezintă curgerea laterală a metalului din apa subterană în râu; iar al treilea termen reprezintă absorbția metalului în pânza freatică.

**Simularea curgerii și depunerii în râu**





**Figura 4.5: Depuneri, transformări și căi de transport în mediul înconjurător**

Constanta de timp pentru rezidența pe sector,  $T_{reach}$  (zile) este calculată ca fiind

$$T_{reach} = \frac{L}{aq_{reach,out}^b 86400} \quad (16)$$

unde  $L$  este lungimea sectorului,  $q_{reach,out}$  este deversarea din sector, iar  $a$  și  $b$  sunt parametri care leagă viteza din sectorul de râu cu deversarea. Parametrii  $a$  și  $b$  sunt determinați prin calibrare, cu toate că în general, parametrul  $b$  are valoarea de 0,67. Parametrii pot fi determinați și prin măsurători. Schimbarea debitului din sector se calculează folosind o ecuație privind echilibrul de mase la intrări-ieșiri de forma

$$\frac{dq_{reach,out}}{dt} = \frac{q_{reach,in} - q_{reach,out}}{T_{reach}} \quad (17)$$

unde  $q_{reach,in}$  este suma debitelor de intrare din amonte, dacă nu este vorba de sectorul superior, ale efluentului de la sursa punctiformă, ale intrărilor difuze din sol și din apa subterană și din pierderea prin separare.

### **Ecuțiile de proces pentru cianuri, amoniu și metal: bazinul hidrografic**

În râu, procesele de bază sunt volatilizarea și descompunerea cianurii, nitrificarea amoniului și pierderea metalelor din cauza sedimentării și a precipitării. Ecuația de masă pentru fiecare sector include calitatea apei din amonte, împreună cu intrările difuze din sol și din apa subterană, precum și deversările directe ale efluenților și separările (Fig. 4.5).

Masa de cianuri,  $m_{cn,reach}$  (kg) stocată într-un sector de râu este dată de ecuația de mai jos

$$\begin{aligned} \frac{dm_{cn,reach}}{dt} = & m_{cn,reach\_in} - \frac{m_{cn,reach} q_{reach,out} 86400}{V_{reach}} - \frac{C_{13} c_{cn,reach} V_{reach}}{1000} \\ & - \frac{C_{14} c_{cn,reach} V_{reach}}{1000} - m_{cn,abs} \end{aligned} \quad (18)$$

unde masa care ajunge în sector,  $m_{cn,reach\_in}$  (kg zi<sup>-1</sup>) este suma intrărilor din amonte, a efluenților și a intrărilor difuze din sol și din apele subterane. Al doilea termen din partea dreaptă a ecuației (18) reprezintă transferul de masă realizat odată cu debitul de apă; al treilea termen reprezintă volatilizarea cianurii; al patrulea termen reprezintă descompunerea cianurii în amoniu; iar al cincilea termen reprezintă orice masă care poate fi îndepărtată din sector prin separare. Parametrii care descriu volatilizarea cianurii,  $C_{13}$  și descompunerea sa,  $C_{14}$  depind de temperatură, astfel

$$C_n = C_n 1.047^{\theta_w - 20} \quad (19)$$

unde  $\theta_w$  este temperatura apei (°C) care se presupune a fi egală cu cea a temperaturii aerului.

Masa de amoniu,  $m_{cn,reach}$  (kg N) stocată într-un sector al râului este dată de ecuația

$$\begin{aligned} \frac{dm_{nh4,reach}}{dt} = & m_{nh4,reach\_in} - \frac{m_{nh4,reach} q_{reach,out}}{V_{reach}} \frac{86400}{1000} - \frac{C_{15} c_{nh4,reach} V_{reach}}{1000} \\ & + \frac{C_{14} c_{cn,reach} V_{reach}}{1000} - m_{nh4,abs} \end{aligned} \quad (20)$$

unde masa care ajunge în sector,  $m_{nh4,reach\_in}$  (kg zi<sup>-1</sup>) este suma intrărilor din amonte, efluenților și a intrărilor difuze din sol și din apele subterane. Al doilea termen din partea dreaptă a ecuației (20) reprezintă transferul de masă înspre aval odată cu debitul de apă; al treilea termen reprezintă nitrificarea amoniului; al patrulea termen reprezintă creșterea concentrației de amoniu din cauza descompunerii cianurii; iar al patrulea termen reprezintă orice masă care poate fi înlăturată din sector prin separare. Parametrul care descrie nitrificarea  $C_{15}$  depinde de temperatură.

Masa de metal,  $m_{metal,reach}$  (kg N) stocată într-un sector de râu este dată de

$$\frac{dm_{metal,reach}}{dt} = m_{metal,reach\_in} - \frac{m_{metal,reach} q_{reach,out}}{V_{reach}} \frac{86400}{1000} - \frac{C_{16} c_{metal,reach} V_{reach}}{1000} - m_{metal,abs} \quad (21)$$

unde masa care ajunge în râu,  $m_{metal,reach\_in}$  (kg zi<sup>-1</sup>) este suma intrărilor din amonte, ale efluenților și ale intrărilor difuze din sol și din apele subterane. Al doilea termen din partea dreaptă a ecuației (21) reprezintă transferul de masă înspre aval odată cu debitul de apă; al treilea termen reprezintă sedimentarea metalului; iar al patrulea termen reprezintă orice masă care poate fi îndepărtată din sector prin separare. Parametrul care descrie sedimentarea  $C_{16}$  depinde de temperatură.

Simbol	Definiție	U.M.
Intrări introduse de utilizator ca serii de timp		
$p_{eff}$	Precipitații semnificative din punct de vedere hidrologic	$m^3 s^{-1} km^2$
$SMD$	Deficitul de umezeală din sol	Mm
$\theta_A$	Temperatura aerului	$^{\circ}C$
$m_{nh4,in}$	Masa de intrare a amoniului (include amoniul din gunoiul de la animale, de la îngrășăminte și depunerea umedă și uscată)	$kg N ha^{-1} day^{-1}$
Intrări introduse de utilizator ca și constante		
$B$	Indexul de bază pentru debit	$\emptyset$
$T_{sz}$	Timpul de răspuns pentru sol	Days
$T_{gz}$	Timpul de răspuns pentru apa subterană	Days
$q_{sz,initial}$	Curgerea inițială din sol	$m^3 s^{-1} km^2$
$SMD_{max}$	Deficitul maxim de umiditate din sol	Mm
$d_{eff,gw}$	Adâncimea efectivă a apei subterane egală cu adâncimea apei subterane active multiplicată cu porozitatea efectivă	M
$C_1$	Raportul dintre volumul de apă reținută în sol și umiditatea "disponibilă" din sol	$\emptyset$
$C_2$	Fracțiunea de spațiu efectiv din pori din apa subterană ocupat de apă	$\emptyset$
$C_3$	Rata de volatilizare a cianurii în sol	$m zi^{-1}$
$C_4$	Rata de descompunere a cianurii în amoniu în sol	$m zi^{-1}$
$C_5$	Rata de descompunere a cianurii în amoniu în apele subterane	$m zi^{-1}$
$C_6$	Diferența maximă de temperatură între vară și iarnă	$^{\circ}C$
$C_7$	Rata de absorbție a amoniului de către plante	$m zi^{-1}$
$C_8$	Rata de nitrificare a amoniului în sol	$m zi^{-1}$
$C_9$	Rata de nitrificare a amoniului în apele subterane	$m zi^{-1}$
$C_{10}$	Ziua asociată cu începutul perioadei de creștere	$\emptyset$
$C_{11}$	Rata de absorbție a metalelor în sol	$m zi^{-1}$
$C_{12}$	Rata de absorbție a metalelor în pânza freatică	$m zi^{-1}$
$t_{Q10}$	Modificarea factorilor odată cu modificarea temperaturii cu 10 grade	$\emptyset$
$t_{Q10bas}$	Temperatura de bază pentru procesele la care răspunsul este 1	$^{\circ}C$
Variabile în ecuațiile referitoare la mediul înconjurător		
$q_{sz}$	Debitul de curgere din sol	$m^3 s^{-1} km^2$
$q_{gw}$	Debitul de curgere din apele subterane	$m^3 s^{-1} km^2$
$V_D$	Volumul drenat din sol	$m^3 km^2$
$V_R$	Volumul de retenție din sol	$m^3 km^2$
$V_{gw}$	Volumul apei subterane	$m^3 km^2$
$S_{SMD}$	Factorul de umiditate al solului	$\emptyset$
$S_{PGI}$	Indexul de creștere al plantelor	$\emptyset$
$m_{cn,sz}$	Masa de cianură din sol	$kg km^{-2}$
$m_{cn,gz}$	Masa de cianură din apele subterane	$kg km^{-2}$

$m_{nh4,sz}$	Masa de amoniu din sol	kg N km <sup>-2</sup>
$m_{nh4,gz}$	Masa de amoniu din apele subterane	kg N km <sup>-2</sup>
$m_{metal,sz}$	Masa de metale din sol	kg km <sup>-2</sup>
$m_{metal,gz}$	Masa de metale din apele subterane	kg km <sup>-2</sup>

Tabelul 4.1: Constante și variabile în ecuațiile de masă referitoare la mediul înconjurător

Simbol	Definiție	U.M.
Intrări introduse de utilizator ca și constante		
$T_{reach}$	Timpul de rezidență în sector	Zile
$L$	Lungimea sectorului	m
$A$	Viteza de descărcare	m <sup>-2</sup>
$B$	Viteza de descărcare	∅
$C_{13}$	Rata de volatilizare a cianurii	m zi <sup>-1</sup>
$C_{14}$	Rata de descompunere a cianurii în amoniu în râu	m zi <sup>-1</sup>
$C_{15}$	Rata de nitrificare a amoniului în sector	m zi <sup>-1</sup>
$C_{16}$	Rata de sedimentare a metalelor în râu	m zi <sup>-1</sup>
Variabile în ecuațiile referitoare la râu		
$q_{reach,out}$	Debitul de curgere din sector	m <sup>-3</sup> s <sup>-1</sup>
$q_{reach,in}$	Debitul de curgere din sector care provine din amonte, efluenți și intrări difuze din sol și apele subterane și pierderile prin separare	m <sup>-3</sup> s <sup>-1</sup>
$m_{cn,reach}$	Masa de cianuri în sector	Kg
$m_{cn,reach}$	Masa de cianuri din sector provenite din amonte, efluenți și intrări difuze din sol și apele subterane	Kg
$m_{cn,abs}$	Masa de cianuri separate din sector	Kg
$m_{nh4,reach}$	Masa de amoniu din sector	Kg
$m_{nh4,reach}$	Masa de amoniu din sector provenite din amonte, efluenți și intrări difuze din sol și apele subterane	Kg
$m_{nh4,abs}$	Masa de amoniu separată din sector	Kg
$m_{metal,reach}$	Masa de metale din sector	Kg
$m_{metal,reach}$	Masa de metale din sector provenite din amonte, efluenți și intrări difuze din sol și apele subterane	Kg
$m_{metal,abs}$	Masa de metale separată din sector	Kg
$C_{cn,reach}$	Concentrația de cianuri din sector	Mg l <sup>-1</sup>
$C_{nh4,reach}$	Concentrația de amoniu din sector	Mg l <sup>-1</sup>
$C_{metal,reach}$	Concentrația de metale din sector	Mg l <sup>-1</sup>
$V_{reach}$	Volumul sectorului	m <sup>3</sup>

Tabelul 4.2: Constante și variabile din ecuațiile de masă din râu

### 4.3 Aplicarea modelului INCA-Mine pentru bazinul superior al bazinului hidrografic al râurilor Abrud-Arieș- Mureș.

Modelul a fost aplicat bazinelor de recepție ale rețelelor hidrografice, adică bazinelor Roșia, Săliște, Corna și Abruzel, în același mod în care au fost descrise aplicațiile pentru azot de mai sus. Problema cea mai importantă pe care o prezintă aceste aplicații este includerea scurgerilor apelor acide prin galeriile de acces sau a scurgerilor de ape acide, care afectează calitatea apei din râuri. Fiind parte a proiectului Roșia Montană, acestea au fost monitorizate din punct de vedere al chimismului și al debitului.

Tabelele 4.3, 4.4 și 4.5 prezintă chimismul surselor principale de scurgeri de mină din bazinele râurilor Abruzel, Corna și Săliște. Chimismul din galeriile de acces pentru bazinul Roșia este prezentat în tabelul 3.2 de mai sus.

Amplasament	Scurgeri de ape de mină în Abruzel		S021
	MIN	MAX	MEDIU
NO3_mg/l	1,93	12,24	5,54
NO3_meql	0,031	0,19	0,089
AsT_μg/l	0	265	27,58
AsD_μg/l	0	249	25,61
CdT_μg/l	2,04	107,3	30,29
CdD_μg/l	1,99	85,11	24,68
CuT_μg/l	107	8070	2878,0
CuD_μg/l	6,5	7305	2524,12
PbT_μg/l	0	66,7	10,87
PbD_μg/l	0	66,7	8,42
ZnT_μg/l	478	13090	4414
ZnD_μg/l	28,1	11810	3433,7
ZnD_meql	0,00086	0,36	0,10
CrT_μg/l	6,4	954	175,58
Mn_mg/l	1,132	14640	1228,2
Mn_meql	0,041209	0,73	0,342915
Hg_μg/l	0	0,001	0,0

Tabelul 4.3: Chimismul apelor de scurgere pentru bazinul Abruzel

Amplasament	BAZINUL CORNA		HALDA VALEA VERDE
	MIN	MAX	C122
	MIN	MAX	MEDIU
AsT_μg/l	0,00	684,20	59,46
AsD_μg/l	0,00	651,80	54,97
CdT_μg/l	0,00	54,30	17,38
CdD_μg/l	0,00	44,50	12,27
CuT_μg/l	1,60	381,00	88,26
CuD_μg/l	2,80	292,00	70,48
PbT_μg/l	4,40	67,90	18,18
PbD_μg/l	0,00	36,00	9,38
ZnT_μg/l	28,40	14590	4958,24
ZnD_μg/l	7,00	11110	4104,43
ZnD_meql	0,00	0,34	0,13
CrT_μg/l	3,50	2964,25	356,06
Mn_mg/l	0,02	603000	37940,63
Mn_meql	0,00	26,39	10,59
Hg_μg/l	0,00	0,14	0,02

Table 4.4: Chimismul apelor de scurgere pentru halda de steril Valea Verde din bazinul de recepție Corna

Amplasament	BAZINUL SĂLIȘTE		Exfiltrații IDS
			D000
	<b>MIN</b>	<b>MAX</b>	<b>MEDIU</b>
AsT_μg/l	0,9	42,8	13,57
AsD_μg/l	0,95	28,5	10,59
CdT_μg/l	1,22	73,2	16,06
CdD_μg/l	1,46	51,9	11,31
CuT_μg/l	14,6	211	81,06
CuD_μg/l	16,4	189	68,35
PbT_μg/l	0	4,8	1,91
PbD_μg/l	0	3,6	1,42
ZnT_μg/l	250,3	3129	1009,71
ZnD_μg/l	235,4	2604	863,23
ZnD_meql	0,0072	0,079	0,026
CrT_μg/l	5,36	532	207,37
Mn_mg/l	26,605	188	115,13
Mn_meql	0,968511	6,84	4,13
Hg_μg/l	0	0,17	0,028

Tabelul 4.5: Chimismul exfiltrațiilor iazului de decantare a sterilului (IDS) din bazinul de recepție Săliște

Debitele pentru diversele galerii și scurgeri de ape acide de pe halde sunt de 25 l/sec pentru Roșia, 0,76 l/sec pentru scurgerile de apă de mină în bazinul Corna, 10 l/sec pentru scurgerile din IDS în bazinul Săliște și un debit necunoscut în bazinul Abruzel. Aceste debite și chimismul asociat lor au fost integrate în model, pentru a simula chimismul celor 4 bazine de recepție. Modelele tipice de simulări sunt date pentru bazinul de recepție Roșia, pentru o serie de metale pentru perioada 2002 – 2006, iar o comparație între chimismul simulat și cel observat pentru această perioadă este prezentată în tabelele 4.6 - 4.9. În general, concentrațiile simulate sunt similare celor observate, dar trebuie acordată mare atenție la realizarea comparațiilor. De exemplu, modelul INCA-MINE generează o serie de timp zilnică pentru debitul de curgere din bazin, și după cum se vede în figurile 4.6 și 4.8, chimismul variază mult în perioada 2002 – 2006. Această variație este cauzată de condițiile de curgere din râuri, adică timpul de staționare, vitezele râurilor și temperaturile diferite. Datele observate, din tabelele 4.6 - 4.9, se bazează pe 15 mostre colectate în perioada 2002-2006 și de aceea ele pot ridica probleme legate de prelevare și, de asemenea, pot da naștere unor incertitudini. În timp ce debitele pentru gurile de acces în galerii sunt cunoscute, în cazul râului Abruzel datele nu sunt disponibile și de aceea este necesară estimarea unei valori. De fapt, debitul pentru râul Abruzel poate fi modelat dacă se ia în considerare un debit de curgere pentru apele de scurgere din galerii, care a fost estimat folosind bilanțul de masă, la aproximativ 35 l/sec. De asemenea, există procese de sedimentare care afectează chimismul râurilor. În cazul râului Roșia, se pierd multe metale, lucru indicat de culoarea portocalie a albiei și a fost necesară setarea ratelor de sedimentare pentru metale în model la ordinul 0.1 ore<sup>-1</sup> pentru bazinul de recepție Roșia. În concluzie, în bazine de recepție cum ar fi Săliște, unde există scurgeri, concentrațiile metalelor din râu vor crește semnificativ în timpul perioadelor cu debit scăzut, pentru că diluția este redusă în apele exfiltrate. Acest lucru este ilustrat în figura 4.8 care arată valorile de vârf, ce cresc în timpul perioadelor cu debit scăzut. Ca și în cazul INCA-N, noua versiune INCA generează chimismul sub formă de distribuții, după cum este prezentat în figura 4.7 pentru bazinul de recepție Roșia. În general, modelele simulează comportamentul observat, după cum se vede în tabelele 4.6 – 4.9 pentru cele 4 bazine. Compararea rezultatelor obținute ca urmare a aplicării acestui model cu chimismul observat al apei va fi utilizată pentru calibrarea acestui model.

Metal	Concentrația observată în pârâu mg/l	Concentrația simulată în pârâu mg/l
Cadmiu	0,051	0,048
Plumb	0,002	0,0026
Zinc	3,73	3,97
Mercur	0,00005	0,0003
Arsen	0,013	0,021
Cupru	0,34	0,38
Crom	0,155	0,177
Mangan	0,04	0,056

Tabelul 4.6: Concentrațiile de metale observate și simulate în bazinul Roșia

Metal	Concentrația observată în pârâu mg/l	Concentrația simulată în pârâu mg/l
Cadmiu	0,003	0,0018
Plumb	0,001	0,0009
Zinc	0,076	0,051
Mercur	0,0	0,0
Arsen	0,008	0,001
Cupru	0,072	0,001
Crom	0,012	0,01
Mangan	0,010	0,096

Tabel 4.7 Concentrațiile de metale observate și simulate în bazinul de recepție Corna

Metal	Concentrația observată în pârâu mg/l	Concentrația simulată în pârâu mg/l
Cadmiu	0,0039	0,003
Plumb	0,0007	0,0004
Zinc	0,616	0,235
Mercur	0,0	0,0
Arsen	0,014	0,0027
Cupru	0,059	0,018
Crom	0,070	0,056
Mangan	2,38	0,56

Tabel 4.8 Concentrațiile de metale observate și simulate în bazinul de recepție Săliște

Metal	Concentrația observată în pârâu mg/l	Concentrația simulată în pârâu mg/l
Cadmiu	0,0176	0,007
Plumb	0,001	0,023
Zinc	0,733	0,96
Mercur	0,0	0,0
Arsen	0,006	0,007
Cupru	0,697	0,714
Crom	0,044	0,049
Mangan	0,077	0,001

Tabel 4.9 Concentrațiile de metale observate și simulate în bazinul de recepție Abruzel

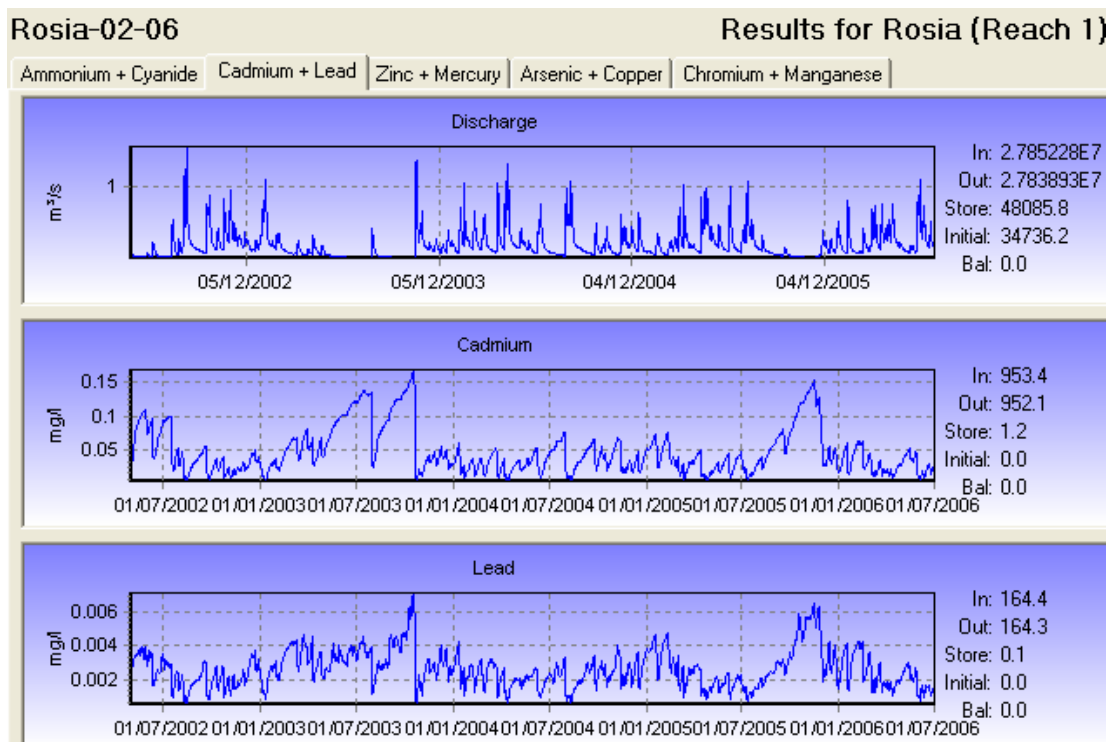


Figura 4.6 Debiturile simulate pentru cadmiu și plumb pentru perioada 2002-2006 în bazinul de recepție Roșia

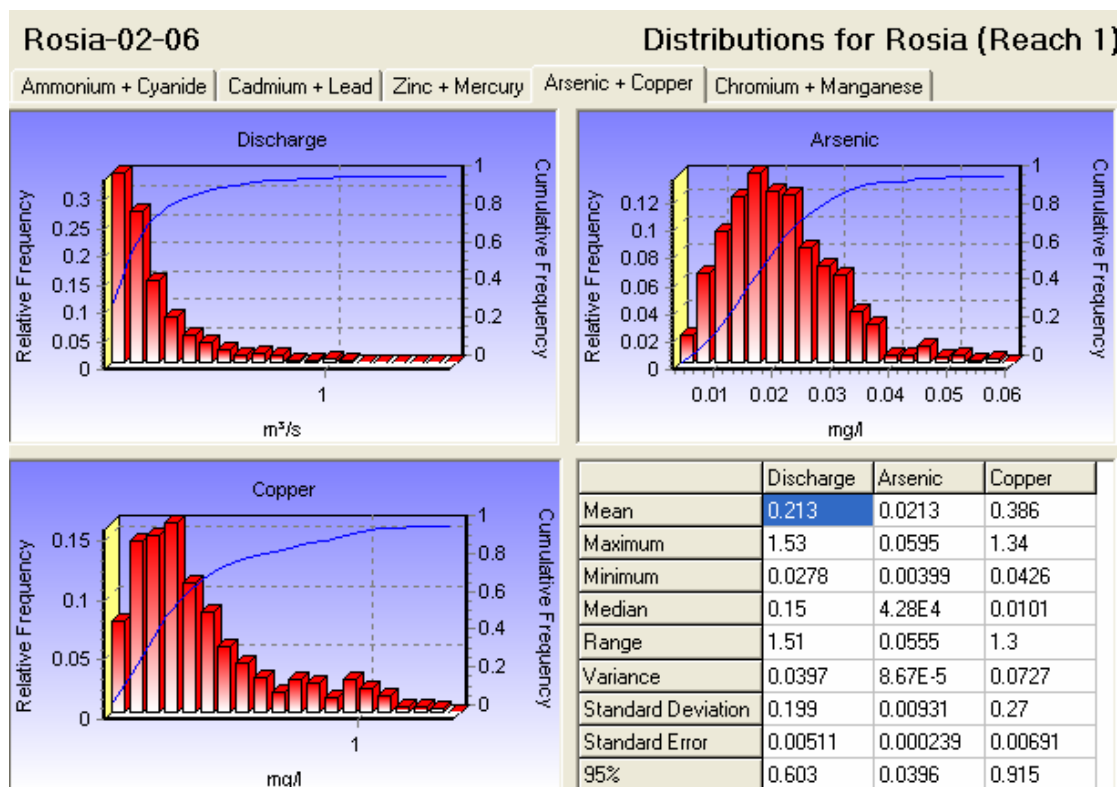


Figura 4.7 Distribuția debiturilor simulate pentru arsen și cupru în bazinul de recepție Roșia



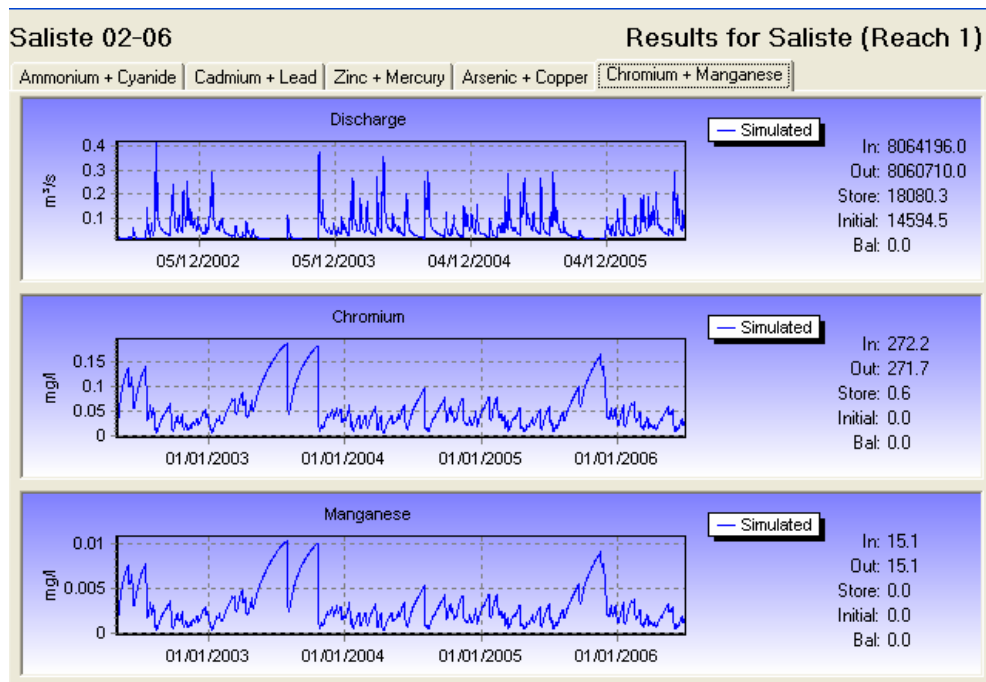


Figura 4.8 Debitul simulat pentru crom și mangan pentru perioada 2002-2006 în bazinul de recepție Săliște

### 4.3 Modelarea metalelor în bazinul hidrografic Abrud-Arieș- Mureș

Modelul INCA-Mine a fost aplicat întregului bazin hidrografic Abrud-Arieș-Mureș, folosind aceeași procedură ca cea pentru modelarea INCA-N. Modelul simulează 27 sectoare din partea superioară a râului Abrud și continuă apoi de-a lungul râurilor Arieș și Mureș, până la granița cu Ungaria la Nădlac. Aceste sectoare reprezintă o lungime importantă a sistemului și primește ape de la mulți afluenți și din alte surse. Cu toate acestea, în acest studiu se pune accentul pe impacturile activităților miniere actuale și viitoare de la Roșia Montană. Perioada 2002 – 2006 este considerată perioada model, deoarece din această perioadă sunt disponibile informații despre calitatea apelor pentru bazinele superioare de recepție. Modelul simulează debitul, precum și concentrația celor opt metale, a cianurii și amoniacului, astfel pot fi investigate pierderile prin scurgeri accidentale precum și scenariile de rupere a barajului. O caracteristică importantă a modelului ia în considerare faptul că debitul de apă crește spre aval, datorită afluenților. Această mărire a debitului va reduce concentrația metalelor provenite din amontelee văii Roșia Montană. Acest lucru este ilustrat de chimismul observat pentru bazinul hidrografic, după cum se indică în tabelul 4.10. Aici, concentrațiile de metale în râul Mureș la Nădlac, adică la aproape 600 km în aval de zona minieră, sunt reduse. În realitate, concentrațiile la Nădlac sunt foarte asemănătoare concentrațiilor de la Câmpeni, care este ***în amonte*** de orice descărcări din activități miniere și reflectă chimismul apei curate naturale din râu.

Modelul generează multe informații, prea multe pentru a fi incluse într-un raport și de aceea doar câteva sunt prezentate aici. Modelul generează debitul zilnic și chimismul în 27 de sectoare ale râului, pe o perioadă de 5 ani, echivalentul a 440.000 informații la fiecare rulare a programului. Modelul a fost creat pentru a investiga impacturile deversărilor prezente și viitoare din Roșia Montană, acestea fiind prezentate în secțiunea următoare a acestui raport.

Determinat în mg/l ex.pH	Câmpeni (în amonte de activitățile miniere )	Nădlac (595km în aval)
interval pH	6,5-8,5	6,5-8,5
Cadmiu	0,001	0,001
Plumb	0,04	0,04
Zinc	0,02	0,19
Mercur	0,0001	0,0002
Arsen	0,01	0,02
Cupru	0,04	0,04
Crom	0,05	0,05
Mangan	0,1	0,1

Tabel 4.10 Calitatea apei observată la Câmpeni și Nădlac (media pentru perioada 2002-2005)

Figurile de la 4.9 la 4.14 prezintă simulările tipice modelului. Graficele pentru seriile de timp din figurile 4.9 și 4.10, aferente râului la Turda și la Arad prezintă debitele variabile și concentrațiile în timp. O caracteristică importantă este debitul mare la amplasamentul din Arad și concentrația scăzută a metalelor. De asemenea, trebuie menționate concentrațiile ridicate ale metalelor în condiții de debit scăzut. Acest lucru se datorează diluției reduse a IDS-urilor și a scurgerilor și exfiltrațiilor din amonte. Această caracteristică este ilustrată în continuare, în figura 4.11, care prezintă o imagine a debitului și a calității apei în aval în decursul unei zile. Aici, debitele sunt prezentate ca fiind în creștere de-a lungul bazinului hidrografic, iar nivelele de concentrație ale metalelor scad de-a lungul bazinului hidrografic. Acest lucru este o reflectare a diluției crescute a metalelor și a efectului dispersiei și a sedimentației asupra nivelului concentrațiilor. Figura 4.12 prezintă un grafic tridimensional al debitelor râurilor din bazinul hidrografic și indică creșterea debitului, după confluența râului Arieș cu Mureș în aval de Turda. Figurile 4.13 și 4.14 prezintă distribuția debitelor și a concentrațiilor metalelor pentru râul Arieș la Turda și pentru râul Mureș la Arad. Distribuțiile oferă o analiză statistică a datelor simulate, pentru compararea comportamentului simulat cu standardele de calitate a apelor din râuri.

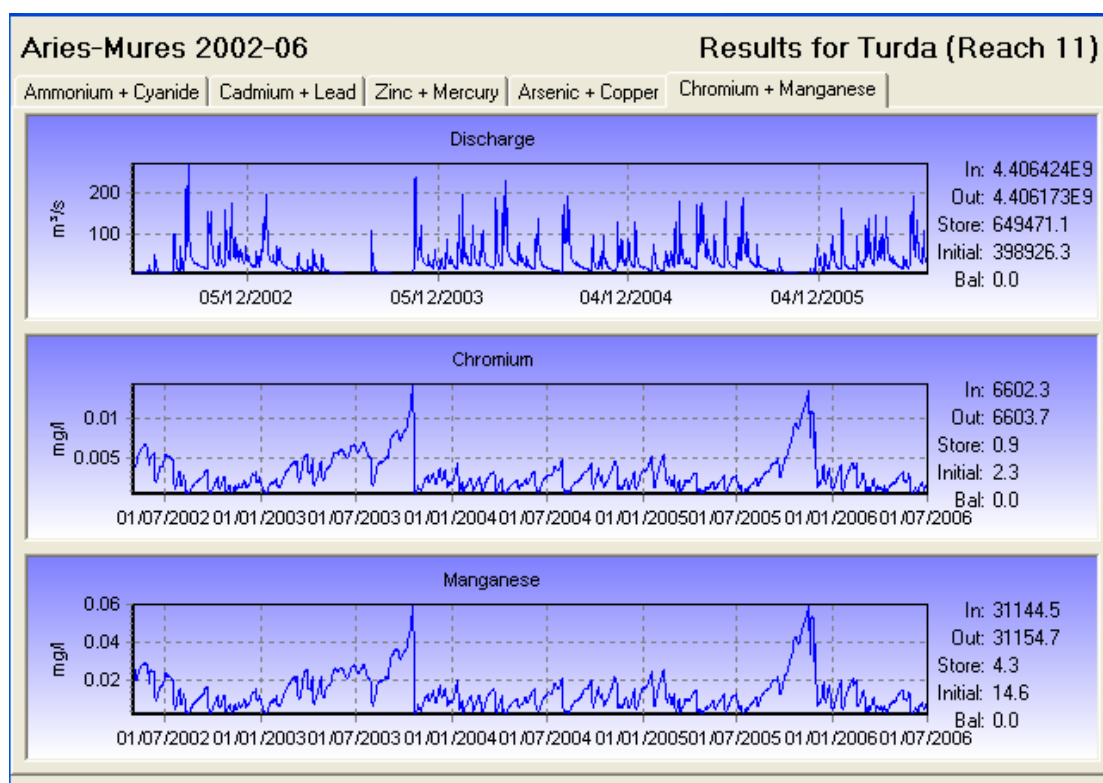


Figura 4.9 Simularea concentrațiilor de crom și zinc la Turda 2002-2006

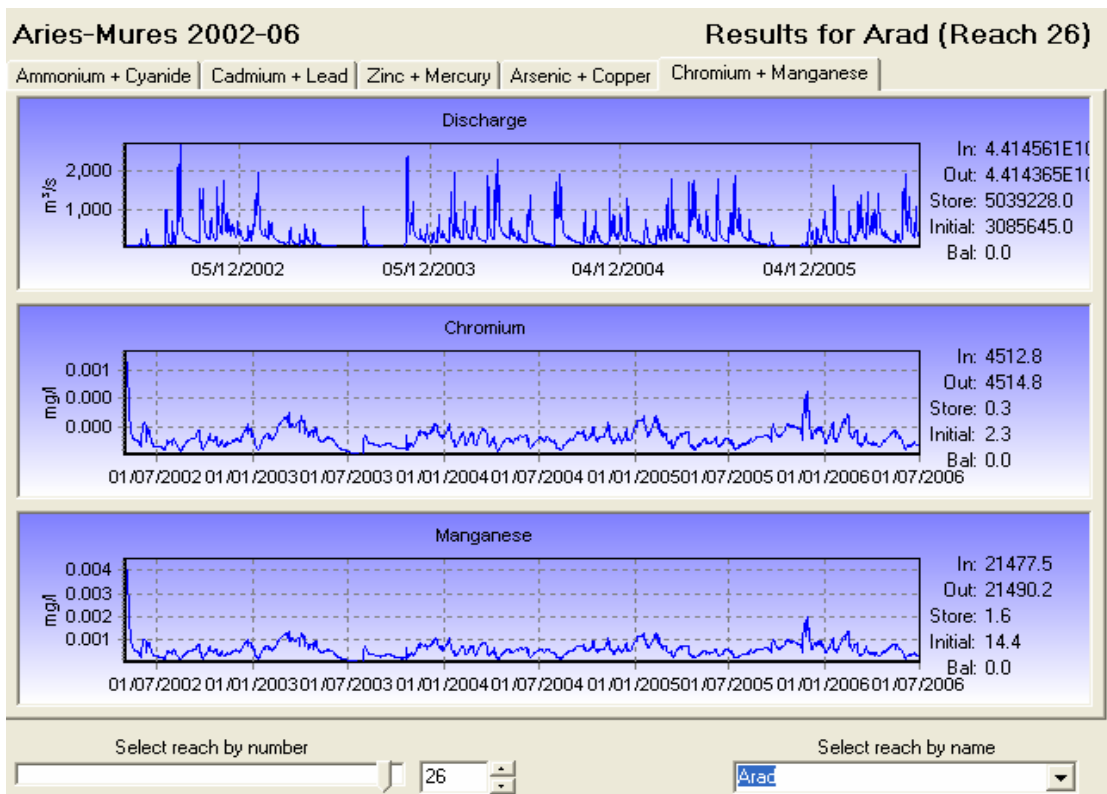


Figura 4.10 Simularea concentrațiilor de crom și zinc la Arad 2002-2006

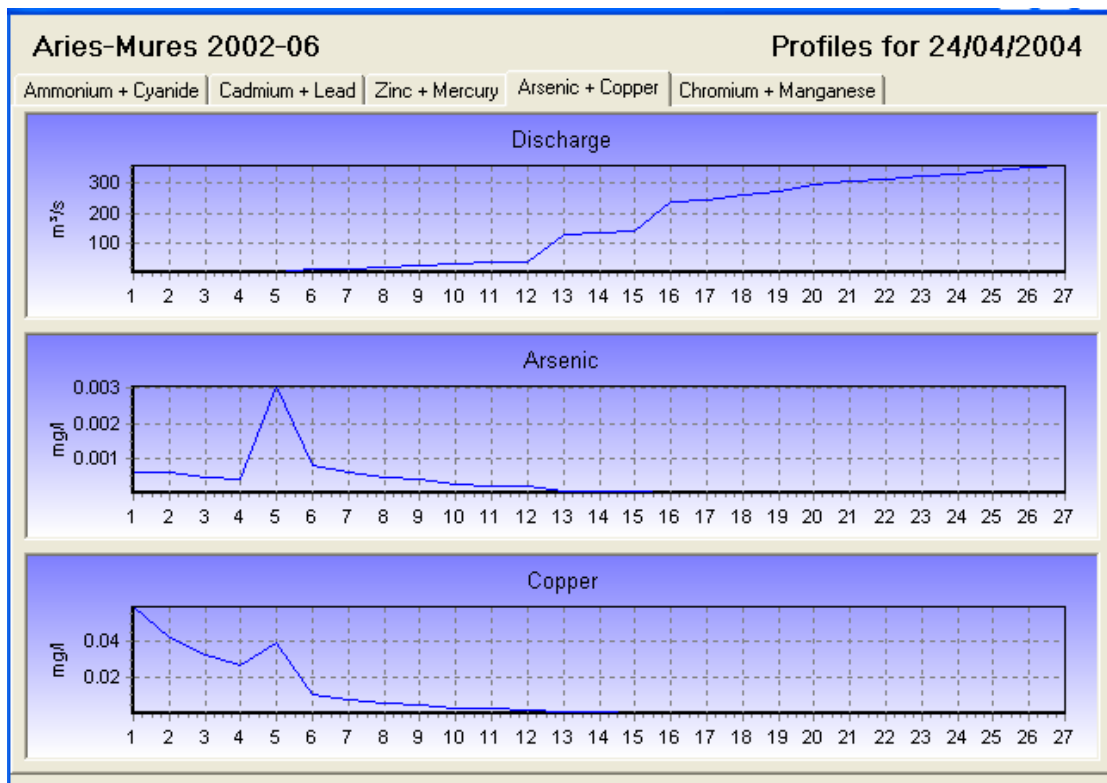


Figura 4.11 Grafic pentru concentrația arsenului și a cuprului

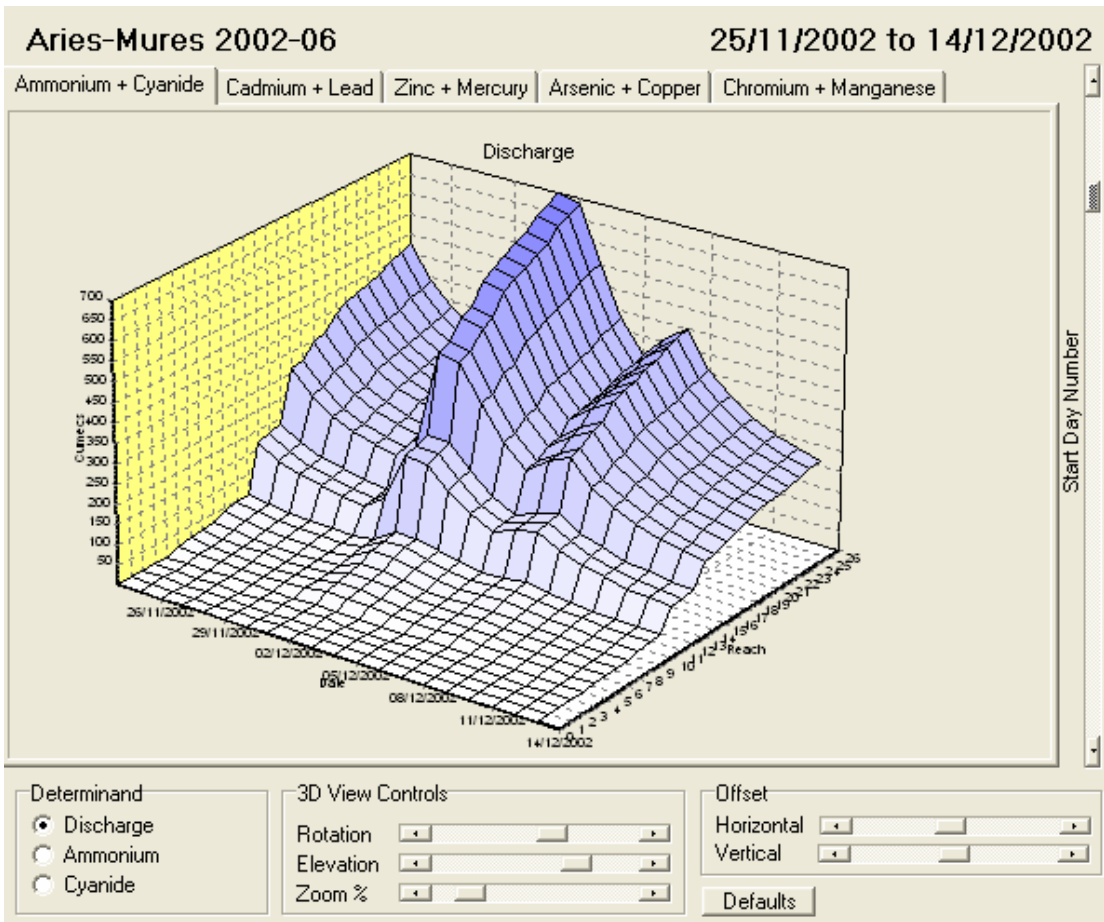


Figura 4.12 Grafic 3D al debitului în timpul unei furtuni în 2002

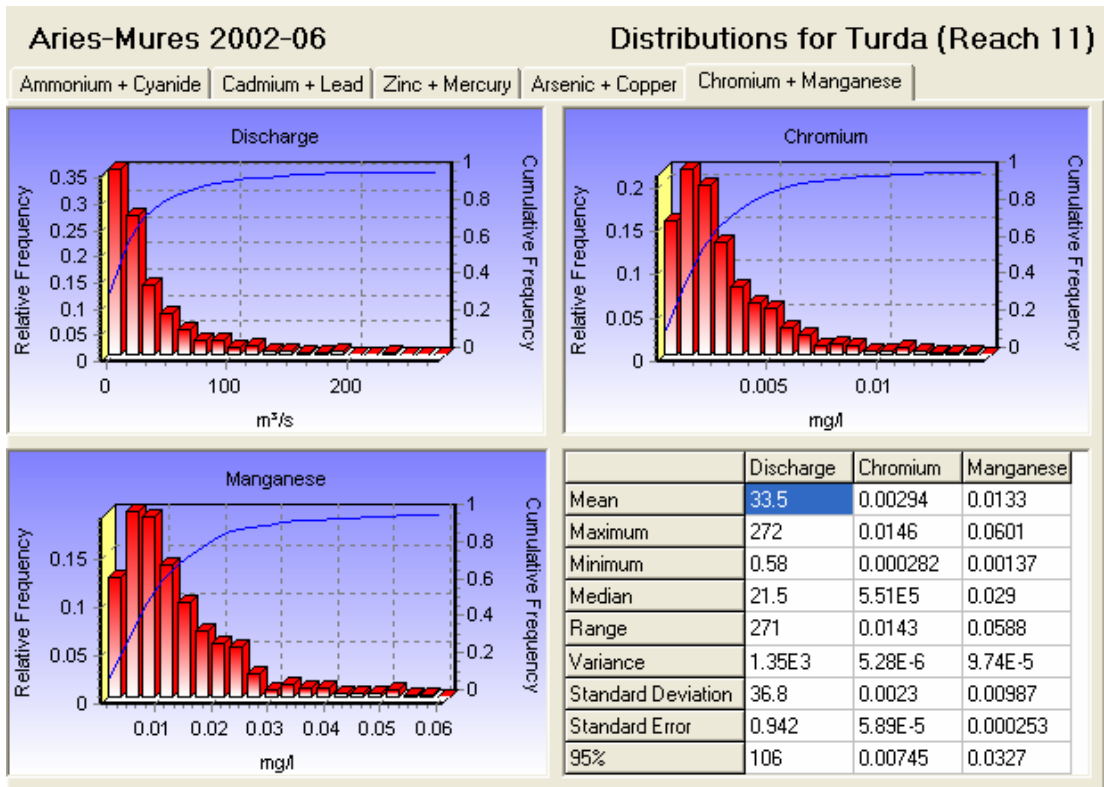


Figura 4.13 Distribuția și statistica concentrațiilor de crom și mangan la Turda

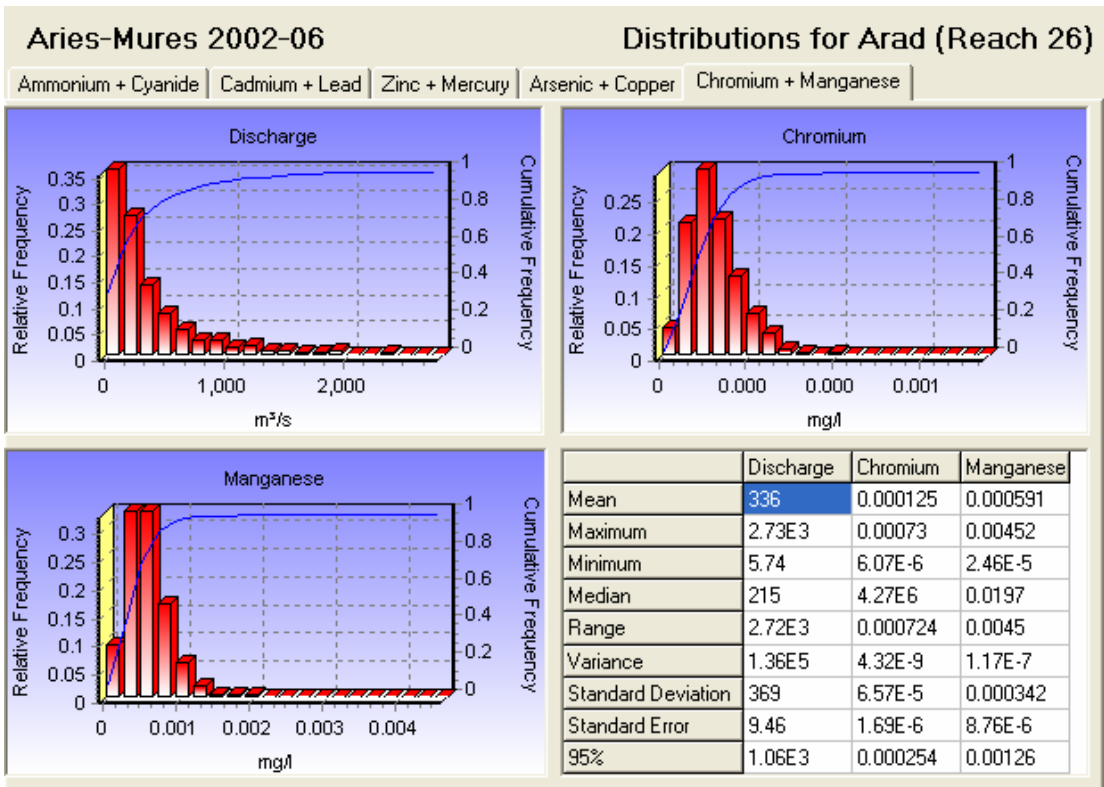


Figura 4.14 Distribuția și statistica concentrațiilor de crom și mangan la Arad

## 5. ANALIZA SCENARIULUI PENTRU EVALUAREA STRATEGIILOR DE RECONSTRUCȚIE ȘI A EVENIMENTELOR DE POLUARE POTENȚIALĂ

### 5.1 Evaluarea impactului, luând în considerare scenariile inițiale.

Situația actuală de la Roșia Montană este caracterizată prin faptul că galeriile vechi existente drenează ape cu concentrații ridicate de metale din galerii, halde de steril sau iazuri de decantare, ceea ce are un impact semnificativ asupra încărcării cu metale și concentrațiilor din aval. Tabelele 5.1 și 5.2 prezintă concentrațiile zilnice medii și încărcările modelate pentru perioada 2002 – 2006 la unele amplasamente cheie de-a lungul cursurilor de apă. După cum se vede, concentrațiile diferă în funcție de metal, iar încărcările depind de afluurile de la sectoarele din amonte. Încărcările cu metale scad în aval, deoarece metalele sunt într-o anumită măsură eliminate prin sedimentare. De asemenea, concentrațiile scad atât ca urmare a sedimentării, cât și a diluției datorate aflurului de apă din afluenții care se varsă în râul principal. Tabelele 5.1 și 5.2 reprezintă impactul actual al poluării de la Roșia Montană în bazinul hidrografic și formează baza de referință pentru compararea scenariilor viitoare.

Conc. de metale mg/l	Sectorul Roșia	Turda	Nădlac
Cadmiu	0,0075	0,0005	0,00002
Plumb	0,0031	0,0002	0,00001
Zinc	1,13	0,076	0,0035
Mercur	0,0	0,0	0,0
Arsen	0,0092	0,00062	0,00003
Cupru	0,111	0,0076	0,00037
Crom	0,063	0,0042	0,00019
Mangan	0,152	0,010	0,00047

**Tabel 5.1** Concentrațiile zilnice medii (mg/l) în bazinul hidrografic

Încărcătura cu metale Kg/zi	Sectorul Roșia	Turda	Nădlac
Cadmiu	0,85	0,72	0,46
Plumb	0,32	0,28	0,22
Zinc	104,8	88,6	69,9
Mercur	0	0	0
Arsen	0,85	0,72	0,56
Cupru	11,5	9,9	7,9
Crom	5,8	4,89	3,86
Mangan	14,1	11,9	9,3

**Tabel 5.2** Încărcarea zilnică medie cu metale (kg/zi) în bazinul hidrografic

### 5.2 Evaluarea impactului, când se ia în considerare colectarea și tratarea apelor acide

Pentru evaluarea efectelor operațiunilor de colectare și tratare propuse pentru Roșia Montană, a fost realizată o simulare care folosește modelul, care ia în considerare faptul că apele acide au fost colectate și tratate într-o instalație de epurare a apelor. S-a considerat că debitele totale deversate nu s-au modificat. Totuși, s-a considerat că chimismul apelor a fost modificat pentru a se conforma chimismului specificat în tabelele 4.1-16 din secțiunea 4.1 din studiul EIM. Efectele modificării chimismului deversărilor este semnificativ astfel cum este ilustrat în tabelele 5.3, 5.4 și 5.5 și în figurile 5.1- 5.3.

În tabelele 5.3 și 5.4 sunt prezentate chimismul și încărcările prevăzute pentru Câmpeni, Turda și Nădlac și acestea pot fi comparate cu concentrațiile și încărcările actuale ale poluanților din

sistem (tabelele 5.1 și 5.2 de mai sus). Se constată o îmbunătățire vizibilă a calității apelor după tratarea deversărilor din mină. Tabelul 5.5 prezintă mai clar îmbunătățirile, pentru că arată reducerea în procente a încărcării din aval. Reducerile sunt semnificative, existând reduceri de aproximativ 60%, iar în unele cazuri, cum ar fi pentru zinc, chiar mai mari. Acest lucru demonstrează eficacitatea procesului de îndepărtare a metalelor din stația de epurare a apelor. Cuprul nu prezintă o reducere foarte mare; acest lucru se datorează surselor numeroase de cupru în sectoarele din amonte ale râului Abrud, în amonte de Roșia Montană.

Figurile 5.1 și 5.2 prezintă seriile de timp simulate pentru concentrații în aval de Roșia și la Nădlac, pentru mai multe metale cu și fără tratare. Operația de tratare s-a dovedit a fi foarte eficientă în reducerea concentrațiilor de-a lungul bazinelor hidrografice ale râurilor. Proiectul Roșia Montană va elimina majoritatea surselor istorice de ape acide din Roșia Montană și Corna care în prezent poluează bazinele hidrografice cu metale cum ar fi cadmiu, plumb, zinc, arsen, cupru, crom și mangan. Acest lucru este ilustrat în figura 5.3, care prezintă o serie de metale pentru fiecare sector din bazinul hidrografic, în zile cu debit mediu. Concentrațiile simulate înainte și după tratare demonstrează o reducere semnificativă a majorității concentrațiilor metalelor.

Conc. de metale mg/l	Sectorul Roșia	Turda	Nădlac
Cadmiu	0,0016	0,00008	0,0
Plumb	0,0024	0,0001	0,0
Zinc	0,056	0,003	0,0001
Mercur	0	0,0	0,0
Arsen	0,0028	0,0001	0,0
Cupru	0,041	0,002	0,0001
Crom	0,0061	0,0003	0,0
Mangan	0,0084	0,0004	0,0

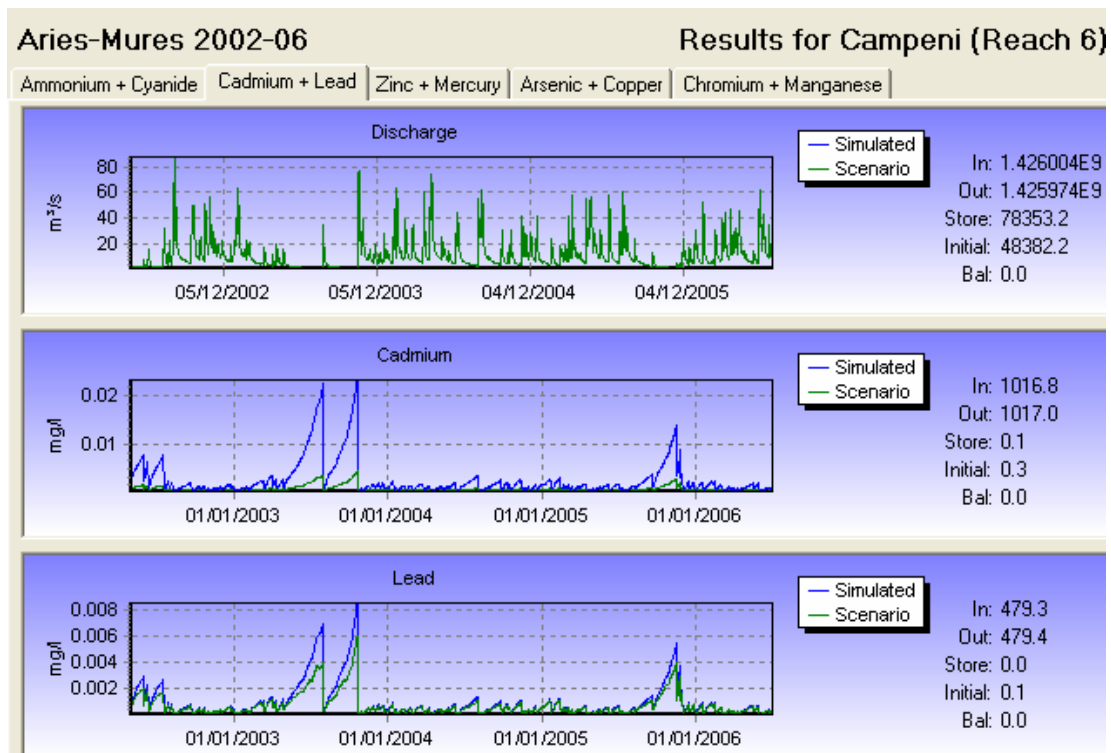
**Tabelul 5.3** Concentrații simulate de metale luând în considerare procesul de colectare și tratare

Încărcătura cu metale kg/zi	Sectorul Roșia	Turda	Nădlac
Cadmiu	0,176	0,13	0,09
Plumb	0,30	0,23	0,16
Zinc	7,9	6,2	4,4
Mercur	0	0,0	0,0
Arsen	0,3	0,22	0,15
Cupru	5,8	4,5	3,2
Crom	0,73	0,56	0,39
Mangan	0,86	0,63	0,42

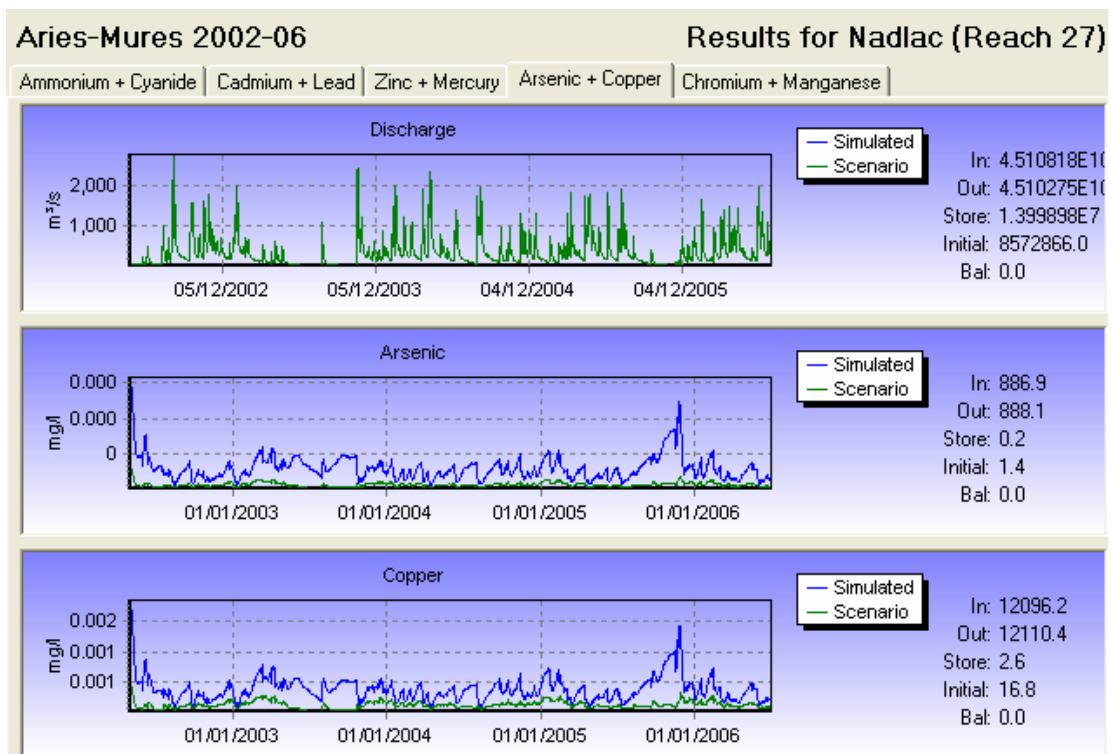
**Tabelul 5.4** Simularea încărcării cu metale luând în considerare procesul de colectare și tratare

Pierderile de metal %	Sectorul Roșia	Turda	Nădlac
Cadmium	79,3	81,9	80,4
Cadmiu	6,2	17,9	27,2
Plumb	92,5	93,0	93,6
Zinc	0	0	0
Mercur	64,5	69,4	73,2
Arsen	49,5	54,5	59,4
Cupru	87,4	88,5	89,9
Crom	93,9	94,7	95,5

**Tabelul 5.5** Reducerea procentuală a încărcării cu metale luând în considerare procesul de colectare și tratare

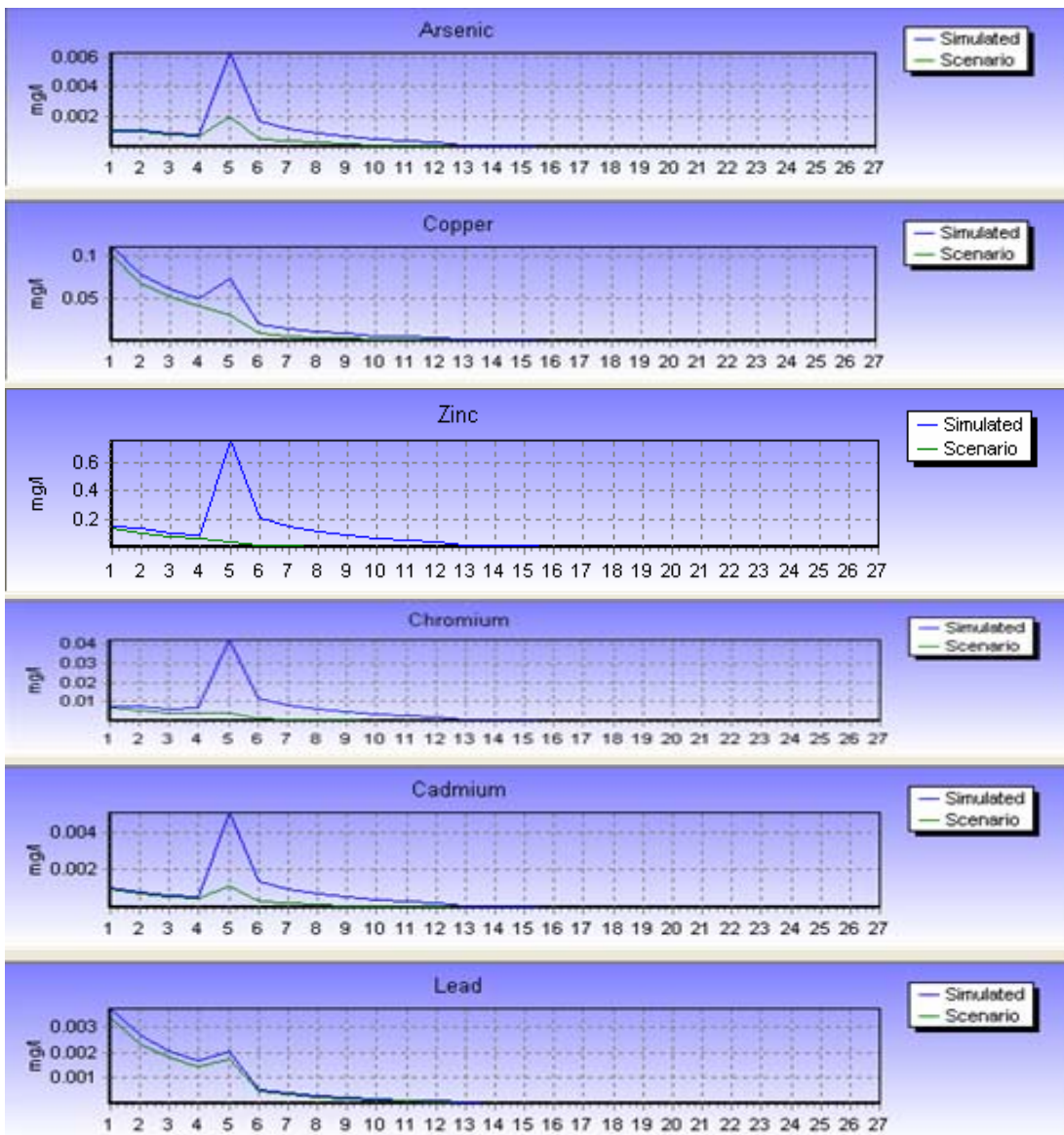


**Figura 5.1:** Concentrațiile simulate de cadmiu și plumb la Secțiunea Roșia cu (linia verde) și fără (linia albastră) stația de epurare a apelor acide.



**Figura 5.2** Concentrațiile simulate de arsen și cupru la Nădlac





**Figura 5.3:** Profile ale concentrațiilor simulate de metale în bazinul hidrografic Abru- Arieș- Mureș, demonstrând efectele epurării asupra concentrațiilor de metale – Linia verde corespunde condițiilor de colectare și epurare.

### 5.3 Evaluarea impactului, în funcție de scenariile de rupere a barajului

Impacturile în cazul ruperii barajului au fost analizate folosind și modelul INCA-Mine. Modelul permite analiza deversării de la o sursă punctuală pe o perioadă scurtă de timp, similară unei ruperi a barajului principal al iazului de decantare a sterilului (IDS), sau unei avarii generate de gospodărirea defectuoasă a apelor rezultând în revărsarea peste dig. Folosind acest model s-a analizat mai multe seturi de scenarii.

#### **Poluarea cu cianură ca urmare a revărsării peste dig: ca și în cazul accidentului de la Baia Mare din anul 2000**

Adeseori, prima întrebare care se pune când se vorbește despre Roșia Montană și impactul transfrontieră este: „Ce s-ar întâmpla dacă evenimentele de la Baia Mare din anul 2000 s-ar repeta la Roșia Montană?”. Având în vedere faptul că accidentul de la Baia Mare s-a întâmplat ca urmare a unor condiții meteorologice neexcepționale, aceasta este o întrebare logică.

Evenimentele care au dus la accidentul de la Baia Mare, conform Raportului Echipei internaționale pentru evaluarea accidentului de la Baia Mare, UNDP (2000) sunt următoarele:

“• Ploaia puternică și căderile de zăpadă masive (dar nu excepționale) din decembrie 1999 și ianuarie 2000, combinate cu o topire rapidă a zăpezii în data de 27 ianuarie 2000 când temperatura a crescut subit de la sub 0°C la 9,5°C, și precipitații de aproape 40mm în 30 ianuarie 2000, au determinat creșterea nivelului de apă până la nivelul critic. Pereții digului au devenit saturați și instabili pentru că zăpada s-a topit direct pe suprafața acestora.  
 • În data de 30 ianuarie, iazul s-a revărsat și a spălat o bucată din dig pe o lungime de 25m și o adâncime de 2,5 m. A început să curgă în râul Lăpuș o cantitate de aproximativ 100.000 m<sup>3</sup> de apă amestecată cu steril cu conținut de cianură.”

În cazul proiectului Roșia Montană, conform strategiei de gospodărire a apelor, planul barajului cuprinde o capacitate de înmagazinare a debitelor de viitură și din topirea zăpezii egală cu două PMF. Înainte de apariția unei revărsări peste dig, în iazul de decantare a sterilului trebuie să intre debitele rezultate din două evenimente PMF. Acest lucru ar genera o diluție considerabilă înainte de revărsare, după cum se indică în tabelul 5.6, având în vedere că două fenomene PMF în valea Corna înseamnă 5,5 milioane metri cubi de apă proaspătă. Odată ce aceste două fenomene au avut loc unul după altul, trebuie să apară un alt fenomen meteorologic. Pentru exemplificare, se analizează impactul generat de:

1. 2 fenomene PMF înmagazinate urmate de o viitură cu perioada de revenire de 1: 10 ani rezultată din precipitații / topirea zăpezii (2,3 m<sup>3</sup>/sec)
2. 2 fenomene PMF înmagazinate urmate de o viitură cu perioada de revenire de 1: 100 ani rezultată din precipitații / topirea zăpezii (13 m<sup>3</sup>/sec)
3. 2 fenomene PMF înmagazinate urmate de o viitură cu perioada de revenire de 1: 1000 ani rezultată din precipitații / topirea zăpezii (20 m<sup>3</sup>/sec)

De reținut că astfel de fenomene, deși extrem de rare (respectiv, presupunerea a două fenomene PMF unul după altul urmate imediat de o viitură) ar fi controlate printr-un descărcător de siguranță, pentru a evita situația de la Baia Mare unde revărsarea peste dig a dus la ruperea acestuia.

Pentru exemplificare, aceste evenimente sunt analizate în condiții de funcționare cu apă (steril) înmagazinată în iaz, în spatele barajului, la începutul activității miniere și către sfârșitul acesteia.

- a. Pentru condițiile de funcționare la începutul activității miniere: volumul de exploatare a iazului este de 1.000.000 metri cubi
- b. Pentru condițiile de funcționare către finalul activității miniere: volumul de exploatare a iazului este de 3.000.000 metri cubi.

Concentrațiile de cianură în iaz, în spatele barajului, înainte și după fenomenele extreme sunt date în tabelul 5.6 și reflectă atât condițiile pe timp de vară, cât și cele pe timp de iarnă. (De reținut că aceste valori sunt acoperitoare, pentru că de, cele mai multe ori, capacitatea în spatele barajului este mai mare decât cea necesară pentru două fenomene PMF, mai ales către finalul exploatării când capacitatea de înmagazinare crește până la 3 - 4 fenomene PMF).

Volum de exploatare în iaz în spatele barajului (m <sup>3</sup> )	Concentrație de cianură (totală) în spatele barajului (mg/l)		Apă de diluție adăugată în iaz ca urmare a două PMF. (m <sup>3</sup> )	Factor de diluție	Concentrație de cianură (totală) în spatele barajului înainte de revărsare (mg/l)	
	Vară <sup>6</sup>	Iarnă			Vară	Iarnă
1.000.000	2	6	5.500.000	5,50	0,36	1,09
3.000.000	2	6	5.500.000	1,83	1,09	3,27

<sup>6</sup> Concentrațiile mai scăzute de cianură se datorează ratelor de pierdere în urma unor procese cum ar fi volatilizarea și degradarea care sunt semnificativ mai mari comparativ cu cele din timpul iernii.

**Tabelul 5.6** Efectele diluției ca urmare a apei suplimentare din iaz

Fenomenele de precipitații menționate mai sus (punctele 1-3) ar cauza o deversare prin descărcătorul de siguranță al barajului care a fost proiectat special pentru astfel de evenimente. Pentru simularea acestor efecte s-a utilizat modelul INCA. În tabelele 5.7-5.9 sunt date rezultatele pentru concentrațiile de vârf ale cianurii rezultate în context transfrontieră în râul Mureș la granița dintre România și Ungaria (Nădlac) și în Tisa imediat după confluența cu Mureșul. Rezultatele (tabelele 5.7-5.9) indică faptul că fenomenele hidrologice de amploarea celor de la Baia Mare nu vor genera la Roșia Montană concentrații nici pe departe asemănătoare celor de la Baia Mare și indică faptul că, la graniță, concentrațiile de cianuri totale sunt deja mult sub limita admisă de UE de 0,1 mg/l. Acest lucru se datorează în primul rând concentrațiilor mult mai mici de cianură depozitate în iaz, în spatele barajului de la Roșia Montană. Este efectul respectării Directivei UE privind deșeurile miniere, aplicării BAT-urilor și diluției ca urmare a două fenomene PMF rezultată din volumele de stocare disponibile mult mai mari - plus faptul că granița cu Ungaria este situată la o distanță de 595 km de Roșia Montană.

Datele pentru accidentul de la Baia Mare relevă faptul că, în iaz, concentrațiile totale de cianură au fost de 400mg/l (Cyanide Spill at Baia Mare, Romania, UNEP/OCHA Assessment Mission March 2000), cu diluție foarte mică, iar punctul de deversare a fost situat la numai 60 km de granița cu Ungaria.

Scenariu presupunând viitura de 1:10 ani debit prin descărcător 2,3 m <sup>3</sup> /sec	Concentrație totală de cianură în spatele iazului (mg/l)	Concentrație totală de cianură maximă la graniță (mg/l)	Concentrație totală de cianură maximă în Tisa (imediat în amonte de Szeged) (mg/l)
Vară – condiții inițiale în IDS	0,36	0,00011	0,00002
Vară – condiții finale în IDS	1,09	0,00034	0,00007
Iarnă – condiții inițiale în IDS	1,09	0,0012	0,00024
Iarnă – condiții finale în IDS	3,27	0,0035	0,0007

**Tabelul 5.7** Concentrația totală de cianură maximă în cazul unui fenomen cu perioada de revenire de 1: 10 ani apărut după cel puțin 2 fenomene PMF au determinat utilizarea completă a capacității de înmagazinare date de baraj.

Scenariu presupunând viitura de 1:100 ani debit prin descărcător 13 m <sup>3</sup> /sec	Concentrație totală de cianură în spatele iazului (mg/l)	Concentrație totală de cianură maximă la graniță (mg/l)	Concentrație totală de cianură maximă în Tisa (imediat în amonte de Szeged) (mg/l)
Vară – condiții inițiale în IDS	0,36	0,00072	0,00014
Vară – condiții finale în IDS	1,09	0,0022	0,00045
Iarnă – condiții inițiale în IDS	1,09	0,0071	0,0014
Iarnă – condiții finale în IDS	3,27	0,021	0,0042

**Tabelul 5.8** Concentrația totală de cianură maximă în cazul unui fenomen cu perioada de revenire de 1: 100 ani apărut după cel puțin 2 fenomene PMF au determinat utilizarea completă a capacității de înmagazinare date de baraj.

Scenariu presupunând viitura de 1:1000 ani debit prin descărcător 20 m <sup>3</sup> /sec	Concentrație totală de cianură în spatele iazului (mg/l)	Concentrație totală de cianură maximă la graniță (mg/l)	Concentrație totală de cianură maximă în Tisa (imediat în amonte de Szeged) (mg/l)
Vară – condiții inițiale în IDS	0,36	0,0012	0,00024
Vară – condiții finale în IDS	1,09	0,0036	0,00051
Iarnă – condiții inițiale în IDS	1,09	0,011	0,0021
Iarnă – condiții finale în IDS	3,27	0,033	0,0066

**Tabelul 5.9** Concentrația totală de cianură maximă în cazul unui fenomen cu perioada de revenire de 1: 1000 ani apărut după cel puțin 2 fenomene PMF au determinat utilizarea completă a capacității de înmagazinare date de baraj.

Acestea dau naștere la următoarea întrebare: “deci care sunt condițiile în care proiectul Roșia Montană ar provoca un impact transfrontieră ca urmare a unei cedări a barajului iazului de decantare a sterilului?” În cadrul studiului de Evaluare a Impactului asupra Mediului (EIM) pentru proiectul Roșia Montană s-au creat scenarii care să răspundă la această întrebare, fiind numerotate cu 1a, 1b, 1c, 2a, 2b și 2c. În secțiunea următoare sunt analizate aceste scenarii.

#### **Studiu de investigare a altor scenarii de cedare a barajului și a efectelor transfrontieră cauzate**

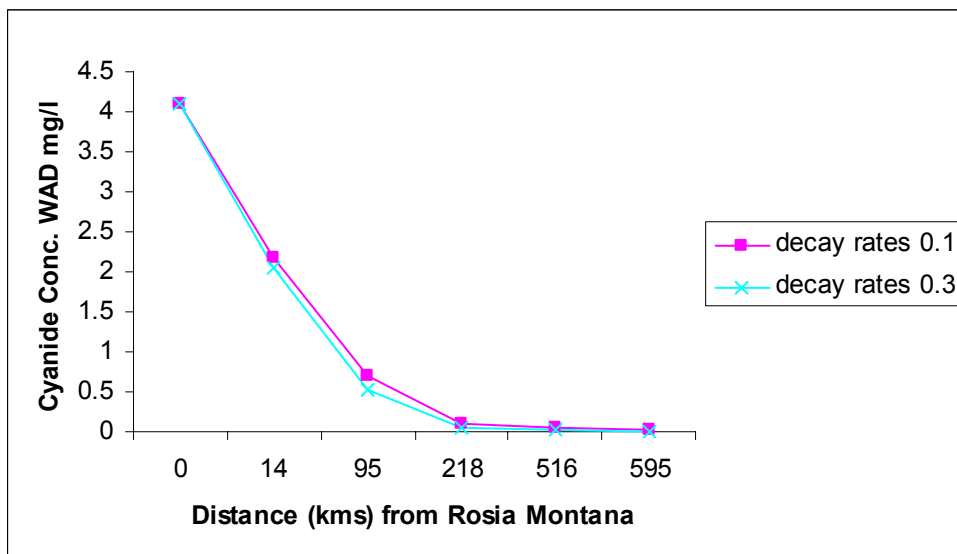
În cadrul evaluării impactului asupra mediului s-a realizat un studiu de analiză a posibilităților de cedare a barajului. Acestea au fost analizate de MWH (<http://www.mwhglobal.com/>), o firmă de consultanță tehnică și de mediu și sunt prezentate în studiul EIM, Capitolul 7, Situații de risc, secțiunile 6.4.3.1 și 6.4.3.2. MWH a analizat două serii de scenarii de cedare a barajului, primul set reprezentând cedarea barajului la finalului Anului 1, iar al doilea set a presupus cedarea barajului la finalului anului 17. De asemenea, MWH a calculat concentrațiile de cianură WAD pentru fiecare scenariu și a luat în considerare regimurile de debite medii și mari în râurile din aval. Astfel, au rezultat șase scenarii prezentate sintetic în Tabelul 5.10. Se consideră, de asemenea, că apa este deversată pe parcursul unei zile.

Scenariu	Concentrație de cianură WAD în iaz mg/l	Volum deversat prin baraj m <sup>3</sup>	Debit pe râuri
1a	4,1	1078000	Mediu
1b	4,8	1689000	Mediu
1c	4,1	1078000	Ridicat
2a	4,4	3811200	Mediu
2b	5,0	5880800	Mediu
2c	4,4	3811200	Ridicat

**Tabelul 5.10** Cele șase scenarii analizate

Figura 5.4 prezintă în formă grafică rezultatele simulării pentru scenariul 1a. Liniile din această diagramă reprezintă amestecul, diluția și ratele scăzute de descompunere pentru volatilizare și degradare (linia roz) și amestec, diluție și rate ridicate pentru volatilizare și degradare (linia albastru deschis). Efectele amestecului și diluției din model sunt considerabile pentru că unda de poluare este răspândită, astfel că în aval concentrațiile sunt semnificativ mai scăzute. De asemenea, efectele volatilizării și ale descompunerii sunt destul de importante deoarece în condiții de debite scăzute există timp de reacție suficient pentru reducerea în continuare a concentrațiilor. Rezultatele demonstrează concentrații maxime de cianură mult mai scăzute în funcție efectele dispersiei, diluției, volatilizării și descompunerii. Tabelul 5.11 redă sintetic concentrațiile maxime de cianură în bazinul hidrografic la Nădlac (la graniță) și pe Tisa imediat

după confluența cu râul Mureș. Tabelul indică faptul că, la graniță și în Tisa, concentrațiile maxime în cazul unui scenariu de cedare a barajului la Roșia Montană ar fi sub limitele admise pentru cianură în Ungaria pentru râurile din categoria 1 (0,1 mg/l CN WAD). Nivelurile scăzute din râul Tisa reflectă diluția suplimentară din bazinul hidrografic al acestuia.



**Figura 5.4:** Graficul rezultatelor scenariului 1a pentru concentrațiile maxime de cianură de-a lungul râurilor Abrud-Arieș-Mureș. Notă: coeficienții se referă la rata de volatilizare a cianurii și la rata de degradare a cianurii utilizate în simulări

Scenariu	Concentrație maximă de cianură WAD la Nădlac mg/l	Concentrație maximă de cianură WAD la Szeged (Tisa) mg/l
1a	0,012	0,0024
1b	0,022	0,0044
1c	0,0065	0,0013
2a	0,05	0,01
2b	0,093	0,018
2c	0,025	0,005

**Tabelul 5.11** Concentrații maxime de cianură WAD simulate la graniță pentru diferite scenarii și luând în considerare diluția suplimentară din Tisa

### Impacturi potențiale cauzate de poluarea cu metale ca urmare a cedării barajului

O altă chestiune importantă este impactul metalelor eliberate conform scenariilor descrise anterior. S-au efectuat mai multe simulări pentru cele 8 metale în cadrul modelului INCA-Mine. Scenariile au fost stabilite la fel ca în cazul simulărilor cianurii utilizând scenariile 1 și 2 împreună cu geochimismul estimat al sterilelor, după cum se specifică în studiul EIM, capitolul 2 din Planul de management al iazului de decantare a sterilului. Concentrația medie de metale estimată este redată în tabelul 5.12.

Metal	Concentrația de metal în IDS mg/l
Cadmiu	0,1
Plumb	0,0
Zinc	0,1
Mercur	0,0
Arsen	0,2
Cupru	0,1
Crom	0,1
Mangan	0,4

**Tabelul 5.12** Concentrațiile de metal în IDS

Rezultatele simulării pentru analiza scenariului celui mai pesimist sunt redate în tabelul 5.13 care prezintă rezultatele scenariului 2b pentru principalele metale afectate de o deversare accidentală. Toate concentrațiile sunt sub standardele de clasificare din România, Ungaria și ICPDR pentru fluviul Dunărea și afluenții acestuia (ICPDR, TNMN Yearbook 2003), prezentate în tabelul 5.14. Impactul metalelor în cazul unui accident trebuie să fie sub standardele de clasificare ICPDR la graniță. Acest lucru se datorează efectelor diluției și dispersiei, precum și descompunerii naturale și pierderii de metale pe măsură ce se înaintează în aval.

<b>Metal</b>	<b>Concentrația la Nădlac (graniță) mg/l</b>	<b>Concentrația la Szeged mg/l</b>
<b>Cadmiu</b>	0,0009	0,0002
<b>Zinc</b>	0,003	0,0006
<b>Arsen</b>	0,0037	0,0007
<b>Cupru</b>	0,0017	0,00032
<b>Crom</b>	0,0016	0,00031
<b>Mangan</b>	0,0067	0,0013

**Tabelul 5.13** Concentrații simulate de metale în puncte cheie luând în considerare scenariul pesimist 2b

<b>Metal</b>	<b>Standarde de clasificare a apelor de suprafață din România mg/l</b>	<b>Standarde de clasificare ICPDR mg/l</b>	<b>Standarde de clasificare a apelor de suprafață din Ungaria mg/l</b>
<b>Cadmiu</b>	0,0005	0,001	0,005
<b>Zinc</b>	0,1	0,1	1
<b>Arsen</b>	0,010	0,005	0,05
<b>Cupru</b>	0,020	0,02	0,5
<b>Crom</b>	0,025	0,05	0,2
<b>Mangan</b>	0,05	-	2

**Table 5.14** Standardele din România, Ungaria și ICPDR pentru concentrațiile de metale

## 6. MODELUL HERMES ȘI ACCIDENTUL DE LA BAIA MARE

Modelul HERMES este un model pentru debitul multi-sectorial și pentru calitatea apei, similar componentei pentru râuri din INCA, și care poate fi utilizat la evaluarea rapidă a calității apelor în situații de urgență sau accidente. De exemplu, modelul ar fi putut fi folosit în răspunsul la accidentul din Baia Mare din România, atunci când o deversare masivă de cianuri a afectat bazinul hidrografic al râurilor Someș și Tisa (UNEP, 2002). Detalii referitoare la versiunea originală a modelului HERMES pentru debitul și calitatea apei sunt date de Whitehead și Green (2001). În acest studiu, modelul a fost modificat pentru a simula concentrațiile de cianuri, amoniac, cupru, zinc și oxigen dizolvat (DO). Evenimentul de la Baia Mare oferă o testare foarte utilă a modelului, fiind unul dintre puținele evenimente unde există date detaliate referitoare la chimismul apei pentru un bazin hidrografic în puncte cheie.

### 6.1 Modelul ecuațiilor de debit și de calitate a apei

Pentru modelarea calității apei, este necesară în primul rând simularea debitului de curgere în toate sectoarele râului. Ca și în cazul modelului INCA, primul pas în aplicarea modelului HERMES este împărțirea râului într-o serie de sectoare, specificate de utilizator. Limitele sectoarelor pot fi specificate la orice distanță de-a lungul râului și pot fi localizate, de exemplu, la stațiile de monitorizare și măsurare a debitelor, la stațiile de monitorizare a calității apelor, la stăvilare, confluențe, la marile deversări de ape sau la amplasamentele de separare. Modelul pentru simularea variațiilor de debit în fiecare sector se bazează pe un model de rezervor neliniar. Modelul poate fi caracterizat în termeni hidrologici, printr-o relație între aflus,  $I$ , flux,  $Q$  și stocare,  $S$ , în care fiecare sector este reprezentat prin următoarea ecuație:

$$\frac{dS(t)}{dt} = I(t) - Q(t) \quad (1)$$

unde  $S(t) = T(t) * Q(t)$ ,  $T$  este un parametru de timp, care poate fi exprimat astfel:

$$T(t) = \frac{L}{V(t)} \quad (2)$$

unde  $L$  este lungimea sectorului (m), și  $V$ , viteza medie a apei în sector,  $m \text{ sec}^{-1}$  se referă la deversare,  $Q$ , prin

$$V(t) = aQ(t)^b \quad (3)$$

unde  $a$  și  $b$  sunt constante calculate din experimente anterioare sau din considerații teoretice, la fel ca cele din studiul INCA de mai sus.

#### Modelul de calitate al apei

Modelul dinamic pentru simularea calității apei HERMES se bazează pe o abordare similară, dar include și factori care permit introducerea variabilelor legate de natura ne-conservatoare a calității apei. De exemplu, cianura din râuri depinde de sursele de cianuri și de pierderile prin volatilizare și descompunere. Ecuațiile de bază ale bilanțului de masă necesare pentru simularea oricărei variabile pot fi scrise sub forma unei ecuații diferențiale:

$$\frac{dX(t)}{dt} = \frac{U(t)}{T(t)} - \frac{X(t)}{T(t)} \pm Z(t) \quad (4)$$

unde: X se referă la concentrația din aval (în sector) mg l<sup>-1</sup>

U se referă la concentrația din amonte (în sector) mg l<sup>-1</sup>

T este timpul de rezidență în sector, care variază în funcție de debit (ecuațiile (2) și (3) de mai sus)

Z se referă la sursele suplimentare care ajung în sector.

Ecuațiile diferențiale folosite în model pentru cianuri, amoniac, DO și metale sunt aceleași ca și cele folosite în modelul INCA descris în capitolul 4 de mai sus, dar DO este modelat conform descrierii făcute de Whitehead și Green (2001). Astfel, procesele de bază care afectează calitatea apei sunt incluse în model, iar parametrii cinetici pot fi specificați de utilizator. Procesele de bază incluse sunt volatilizarea și descompunerea cianurii, nitrificarea amoniacului și descompunerea metalelor (de exemplu, prin sedimentare) pentru metale și re-aerare pentru DO.

Inițial, modelul a fost creat pentru a simula atât bazinul hidrografic Abrud-Arieș-Mureș, cât și accidentul de la Baia Mare. Accidentul de la Baia Mare este extrem de interesant, pentru că reprezintă un exemplu real al unei poluări accidentale. De asemenea, a fost creată o bază de date de către autoritățile române și maghiare în zilele și săptămânile imediat următoare accidentului de la Baia Mare. În plus, a fost dezvoltat un proiect special de monitorizare de către UNEP (UNEP report, 2000), ca parte a procedurilor în caz de urgență.

## 6.2 Modelarea accidentului de la Baia Mare

Accidentul de la Baia Mare s-a produs pe data de 30 ianuarie 2000, când un iaz de decantare de 93 hectare a cedat și un volum mare de apă cu concentrații ridicate de cianură a fost deversat în râul Someș. Valul de cianură a ajuns din râurile Lăpuș și Someș în Tisa, și apoi în Dunăre. Valul de poluare a avut o formă clasică, de scădere a concentrațiilor, deoarece acestea au fost reduse prin diluare, dispersie și descompunere. Cu toate acestea, nivelele au fost mult peste standardul maghiar pentru concentrații de cianură în râurile din categoria 1 (de 0,1 mg/l CN WAD). Datele adunate oferă informații precise despre transportul cianurii de-a lungul râului și pot fi astfel folosite la testarea modelului HERMES. Figura 6.1 prezintă structura râurilor afectate. Modelul urmărește deversarea de la punctul din Baia Mare, din nordul României, până la granița cu Ungaria, la Csenger și apoi de-a lungul râului Tisa, până la granița ungară cu Bulgaria, la Sziget. În figura 6.1, sunt dați parametrii a și b, care controlează viteza apei și apoi distanța străbătută pe fiecare secțiune, în metri. Viteza este egală cu cea observată, estimată la 0,66 m/s. (UNEP, 2000).

Accidentul este modelat ca fiind o deversare bruscă, care s-a produs pe o perioadă de 8 ore timp în care s-a deversat o cantitate de apă cu conținut ridicat de cianură în râu (UNEP Report, 2000). Debitul de scurgere în râul Someș în acel moment erau de aproximativ 106 m<sup>3</sup>/s. Figura 6.2 prezintă reprezentarea făcută cu ajutorul modelului și concentrațiile maxime de aproximativ 20 mg/l la granița ungară și nivelele scăzute de la granița bulgară, de 1 mg/l. Concentrațiile ating nivelele din Raportul UNEP (2000), după cum se poate observa în figura 6.3. De asemenea, viteza și timpul de curgere pentru valul de poluare sunt aproximativ corecte.



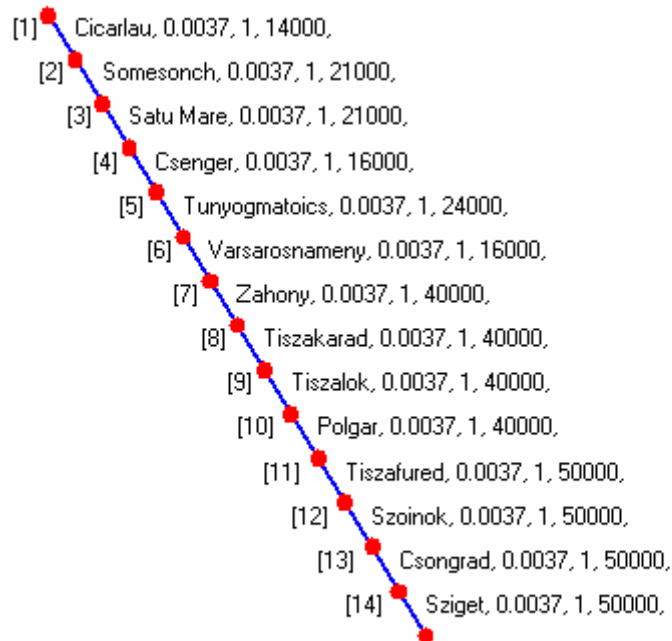


Figura 6.1: Structura pe secțiuni pentru Modelul HERMES, pentru accidentul petrecut la Baia Mare, cu locațiile, parametrii a și b, și distanța în metri a fiecărei secțiuni.

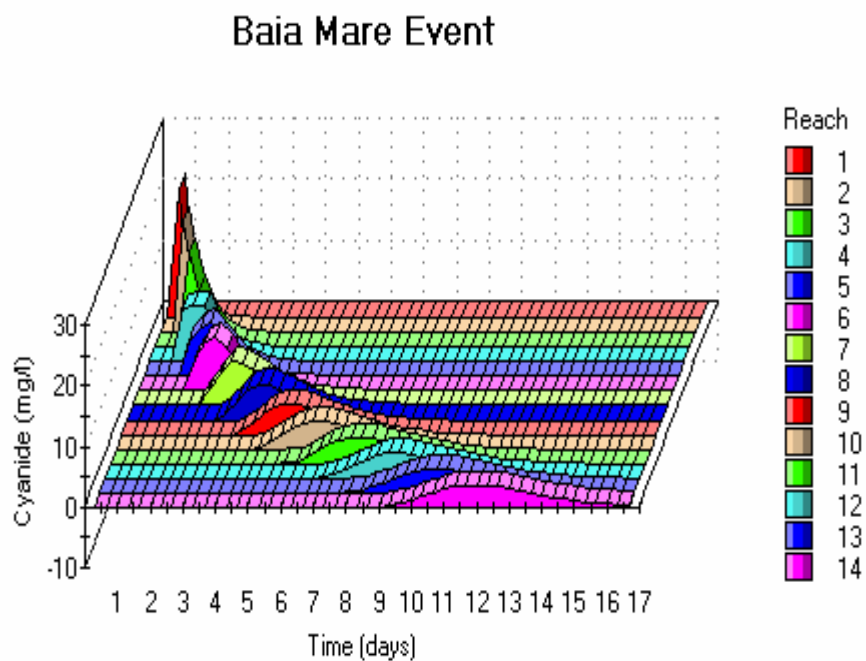


Figura 6.2 Simularea accidentului de la Baia Mare din 2000

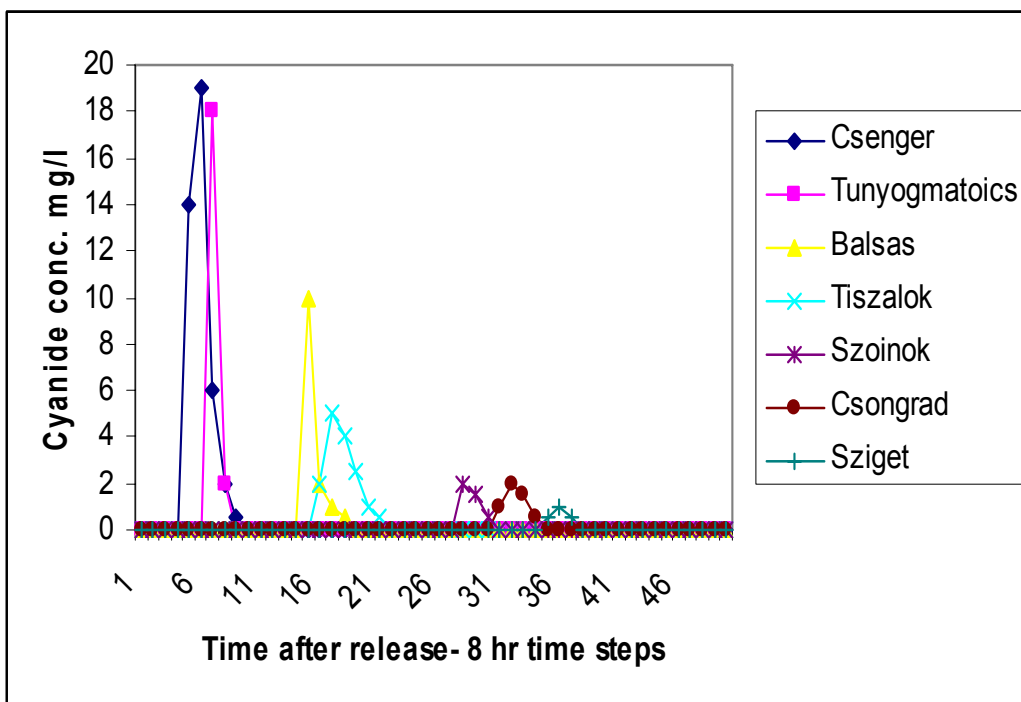


Figura 6.3 Concentrații de cianuri observate în diferite locuri de-a lungul râurilor Someș și Tisa

O caracteristică interesantă a cianurii este aceea că pe parcursul procesului de degradare amoniacul este eliberat ca un produs natural de degradare. Acest efect este simulat atât de modelul INCA-Mine, cât și de HERMES, și figura 6.4 prezintă concentrațiile de amoniac ce cresc de-a lungul râului. Amoniacul traversează de asemenea o reacție chimică și se nitrifică în nitrat până la înlăturarea oxigenului din râu și producându-se o reducere a DO. Toate aceste efecte sunt incluse în modelul Hermes. Impacturile de la Baia Mare au fost simulate luând în considerare generarea de amoniac, descompunerea sa și impactul asupra DO. Figura 6.4 și 6.5 prezintă simulările aferente amoniacului și DO. Cu toate acestea, acest lucru se datorează derulării operațiunilor ce au fost desfășurate în condițiile unor temperaturi scăzute, pe timp de iarnă, atunci când s-a petrecut accidentul și datorită ratei scăzute de degradare a cianurii și datorită descompunerii amoniacului.

### Baia Mare Event

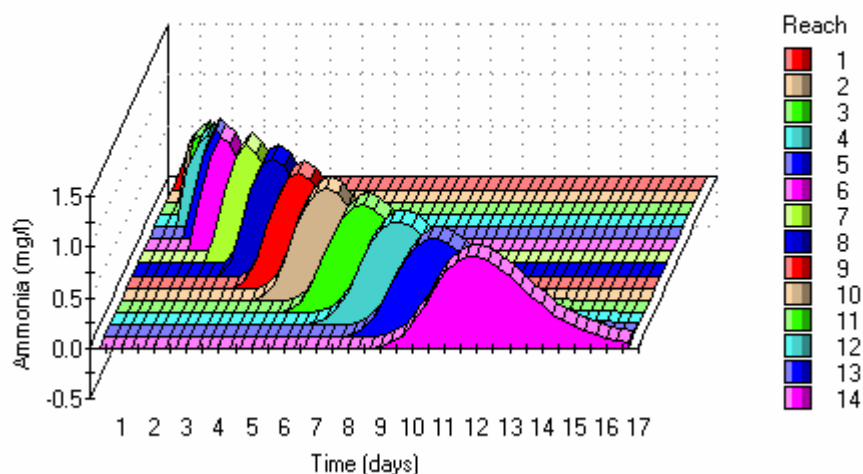


Figura 6.4 Simularea unei generări de amoniac ca urmare a accidentului de la Baia Mare

## Baia Mare Event

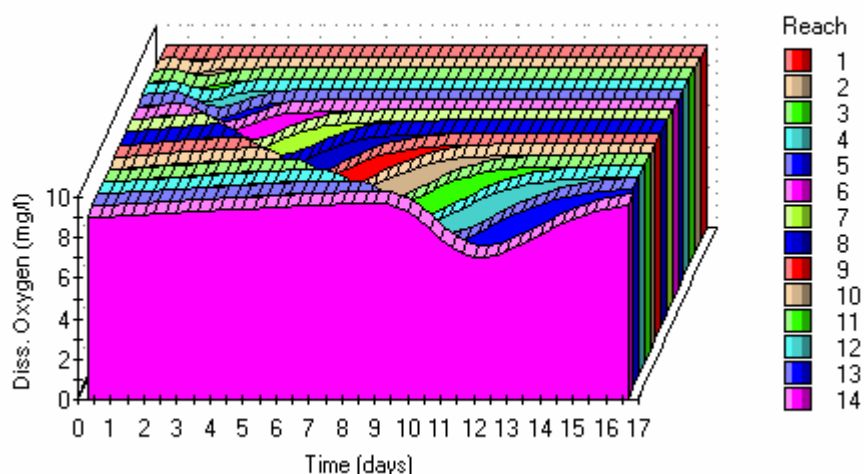


Figura 6.5: Cantități de oxigen dizolvat generate prin nitrificarea amoniacului

### 6.3 Modelarea unui accident ipotetic la Roșia Montană

În final, modelul HERMES a fost folosit și pentru rețeaua hidrografică Abrud-Arieș-Mureș, pentru a verifica modelul INCA și a analiza impacturile descompunerii cianurii asupra oxigenului dizolvat (DO). Figura 6.6 prezintă o simulare care a folosit aceeași structură de secțiuni ca și modelul INCA de mai sus, dar cu o secțiune suplimentară corespunzătoare râului Mureș care se varsă în Tisa la Szeged. Valul de poluare se deplasează de-a lungul sistemului de râuri și duce la obținerea unor rezultate similare cu cele din modelul INCA, cu concentrații scăzute de cianuri la Nădlac și la granița cu Ungaria și în Tisa. Simulările corespunzătoare amoniacului și oxigenului dizolvat (DO) sunt prezentate în figurile 6.7 și 6.8. Trebuie remarcate concentrațiile scăzute de amoniac în râu datorate în primul rând gradului mare de diluare și descompunere și impactul minim corespunzător asupra concentrațiilor de DO.

Trebuie de asemenea să scoatem în evidență faptul că accidentul de la Baia Mare este destul de diferit față de cazul imaginat pentru accidentul de la Roșia Montană. Este foarte important faptul că la Roșia Montană concentrațiile sunt semnificativ mai mici. La Baia Mare concentrațiile de cianură în iazul de decantare a sterilului sunt foarte ridicate, atingând 400 mg/l (UNEP report, 2000). La Roșia Montană, concentrațiile sunt de aproximativ 6mg/l cianură totală datorită recirculării apei cu conținut de cianuri înainte de descărcare, procedeeului de recuperare mai performant și limitelor legale pentru concentrațiile de cianuri deversate în iazuri de decantare, conform studiului EIM și legislației UE (10 mg/l CN WAD). De asemenea, râurile Arieș și Mureș prezintă grade mult mai ridicate de diluare comparativ cu situația de la Baia Mare, adăugându-se încă 595 de kilometri de sistem hidrografic de-a lungul cărora se vor produce procesele de diluție, dispersie și degradare. Acest lucru va contribui într-o mare măsură la reducerea concentrațiilor din râuri după cum a fost demonstrat în studiile de modelare.

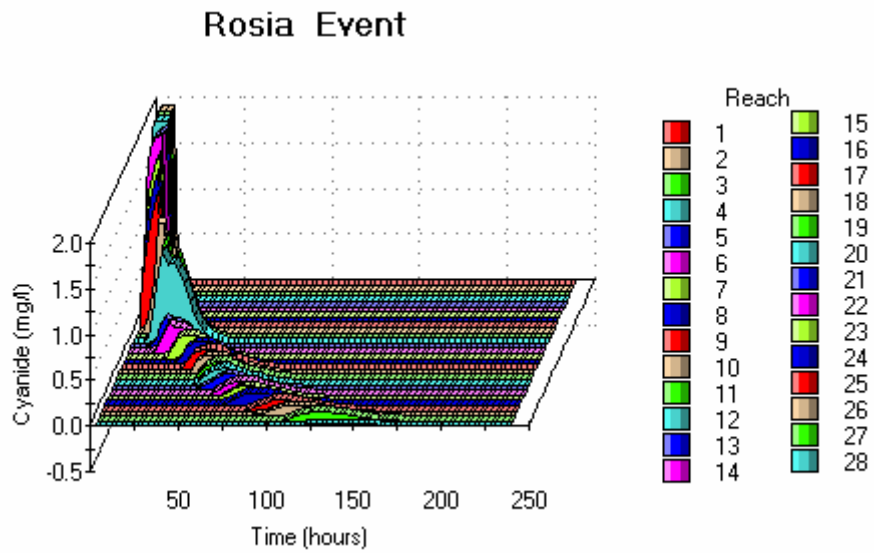


Figura 6.6: Simularea cianurii în cazul unui accident ipotetic la Roșia Montană

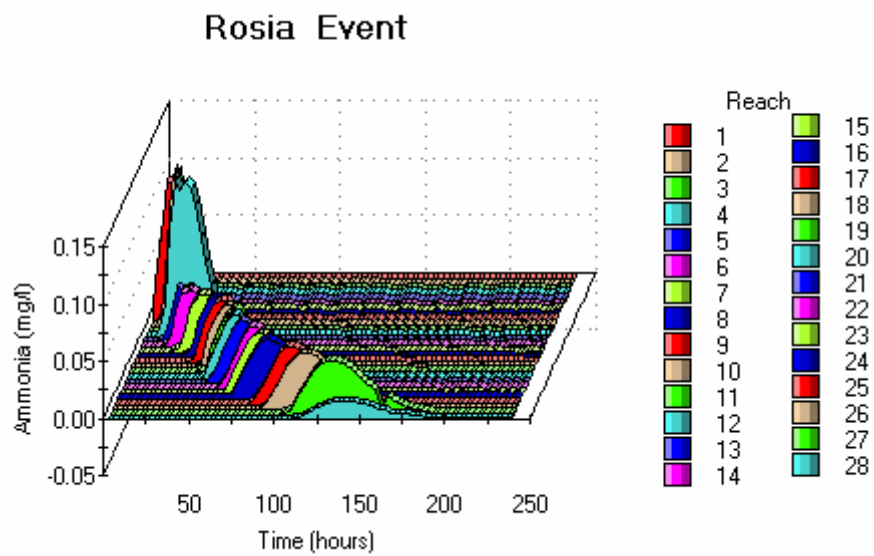


Figura 6.7: Simularea amoniacului în cazul unui accident la Roșia Montană cu deversări în bazinul hidrografic al râului Mureș

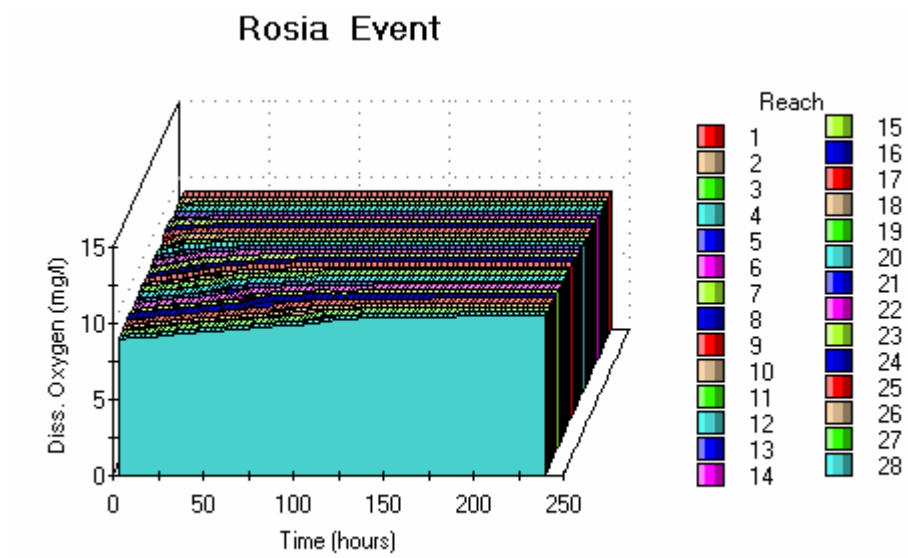


Figura 6.8: Simulare DO pentru bazinul hidrografic al râului Mureș - rezultate foarte scăzute privind amoniacul in cadrul unui răspuns minim al DO

## 7. APLICAREA ANALIZEI MONTE CARLO PENTRU EVALUAREA CONCENTRAȚIILOR DE VÂRF ALE CIANURII

O tehnică des întâlnită în studiile de calitate a apei pentru evaluarea modelului de incertitudine sau variabilitatea unui Determinant de interes este analiza Monte Carlo (Whitehead și Young, 1979, Hornberger și Spear, 1982). A fost dezvoltată o analiză mai recentă (Crystal Ball, Descioneering, 2006) care utilizează analiza Monte Carlo pentru a simula comportamentele unui set de ecuații care pot fi reprezentate ca model de foaie de calcul. Această abordare a fost utilizată de Skeffington și Whitehead (2006) pentru a evalua impacturile poluanților asupra sistemelor acvatiche, utilizând ecuațiile Sarcinii Critice prezentate în analiza Monte Carlo. Această abordare a fost utilizată în vederea evaluării celor mai importanți parametri de control ai evoluției cianurii (Skeffington și Whitehead, 2006).

În acest studiu s-a folosit Crystal Ball pentru a evalua concentrațiile maxime ale cianurii supuse condițiilor naturale variabile și regimului inconstant al râurilor. Aceste incertitudini rezultă din vitezele variate, din diversele procese de amestecare și dispersie și din incertitudinea asociată cu ratele de degradare ale cianurii.

Chapra (1997) utilizează o ecuație de gradul doi a dispersiei pentru a modela transportul poluanților, iar soluția analitică a acestei ecuații pentru concentrația unui poluant la sursa punctuală este prezentată mai jos:

$$c(x, t) = \frac{m_p}{2\sqrt{\pi Et}} e^{-\frac{(x-Ut)^2}{4Et} - kt} \quad (1)$$

Unde  $c$  reprezintă concentrația poluantului la distanța  $x$ , în avalul râului și în timpul  $t$ .  $E$  este coeficientul de dispersie longitudinală  $m^2/sec$ ,  $U$  este viteza  $m/sec$ ,  $k$  este rata de descompunere,  $zile^{-1}$ , și  $m_p$  este masa poluantului descărcat exprimată ca sursă constantă  $g/m^2$  (Chapra, 1997).

Ecuația poate fi rezolvată pentru a oferi concentrațiile maxime ale poluantului după cum urmează:

$$c(x, t) = \frac{m_p}{2\sqrt{\pi Ex / U}} e^{-kx / U} \quad (2)$$

Ecuația 2 poate fi determinată pentru un bazin hidrografic și utilizată pentru a prevedea concentrațiile de maxime în locațiile cheie de-a lungul bazinului hidrografic. Cu acest model de foaie de calcul, pachetul Crystal Ball poate fi utilizat pentru a evalua variabilitatea funcției de incertitudine în ceea ce privește viteza  $U$ , dispersiei  $E$  și degradării  $k$ .

Ecuația 2 a fost stabilită pentru a simula bazinul hidrografic Abrud-Aries-Mureș și pentru a modela concentrațiile de vârf ale cianurii pe amplasamentele cheie de-a lungul râului, dat fiind evenimentul de deversare descris mai sus în secțiunea 5. Calculele concentrațiilor trebuie de asemenea modificate pentru a lua în considerare diluția de-a lungul bazinului hidrografic și acest lucru este obținut prin utilizarea coeficientului bazinului de recepție de a stabili efectele diluției.

Dificultatea utilizării unui model de dispersie constă în estimarea coeficientului de dispersie,  $E$ . Nu există valori măsurate pentru râurile Abrud, Arieș sau Mureș, și de aceea este necesară estimarea dispersiei  $E$  prin utilizarea ecuațiilor empirice cum ar fi cele obținute de Kashefipour și Falconer (2002). Această analiză a fost realizată pentru sistemul râului, iar valorile estimate ale lui  $E$  variază de la 60 la 160  $m^2/sec$ . Analiza Monte Carlo depinde de stabilirea de intrări ca distribuții și utilizarea unui număr aleatoriu pentru a crea valorile extrase din aceste distribuții. Aceste valori sunt alimentate în model (ecuația 2), iar concentrațiile maxime din ieșiri sunt calculate pentru fiecare simulare și salvate. Aceasta se repetă pentru 5000 de simulări, de fiecare dată utilizându-se un set diferit de valori. Setul final de 5000 de simulări este analizat statistic pentru calcularea valorilor medii, a domeniilor de variație și distribuțiilor de comportament.

Figurile 7.1. și 7.2 oferă distribuțiile pentru coeficientul de viteză și dispersie, iar figurile 7.3 și 7.4 oferă distribuțiile de ieșire ale metodei Monte Carlo pentru concentrațiile maxime la Nădlac și Szeged, acolo unde râul Mureș se varsă în Tisa, pe baza a 5000 de simulări. Rezultatele indică faptul că la Nădlac și Szeged concentrațiile maxime de cianură sunt reduse, având o variație a concentrațiilor de la 0,005 la 0,01  $mg/l$ . Așa cum este aplicat în cazul proiectului de la Roșia Montană, Studiul confirmă sensibilitatea modelului INCA și faptul că, datorită diluției, dispersiei și degradării, concentrațiile de cianură și metale vor fi sub limitele impuse de legislația din Ungaria privind protecția mediului, la graniță și în aval pe râul Tisa.

Prin urmare, analiza sprijină rezultatele anterioare ale modelării INCA, care indică valori scăzute de cianură la granița cu Ungaria, chiar în cazul scenariului celui mai pesimist de cedare a barajului la Roșia Montană. Important este faptul că simularea Monte Carlo redă multitudinea de comportamente datorată complexității inerente a râurilor, debitelor, dispersiei și proceselor chimice, toate acestea interacționând pentru a face ca modelarea bazinelor hidrografice să fie o procedură complexă și dificilă.

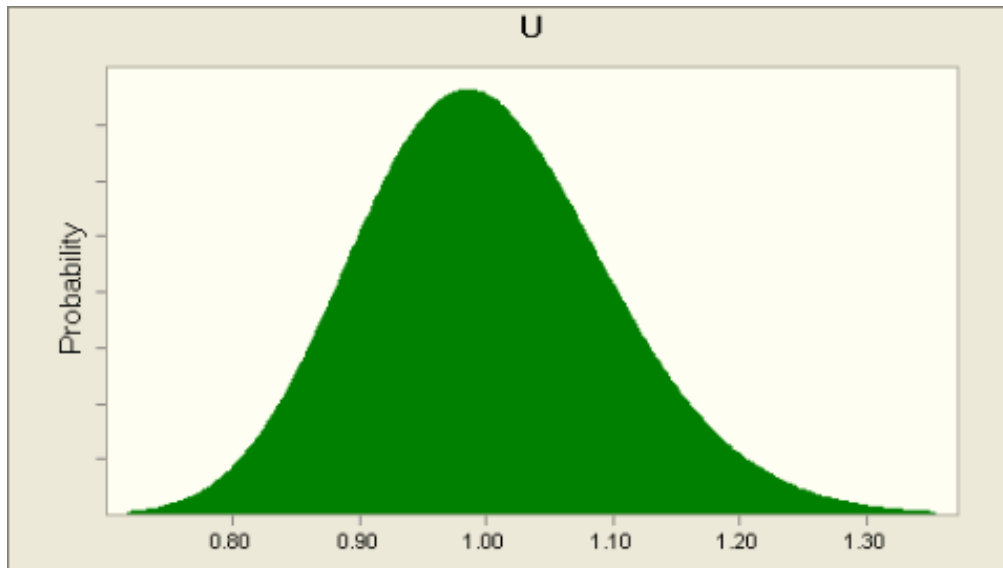


Figura 7.1: Distribuția vitezei,  $U$  m/sec

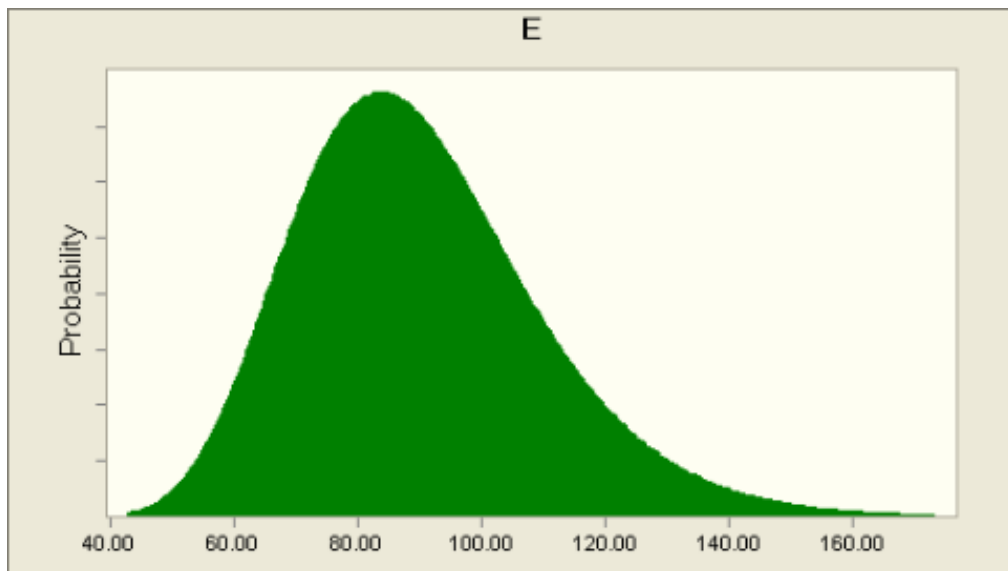


Figura 7.2: Distribuția coeficientului de dispersie,  $E \text{ m}^2/\text{sec}$

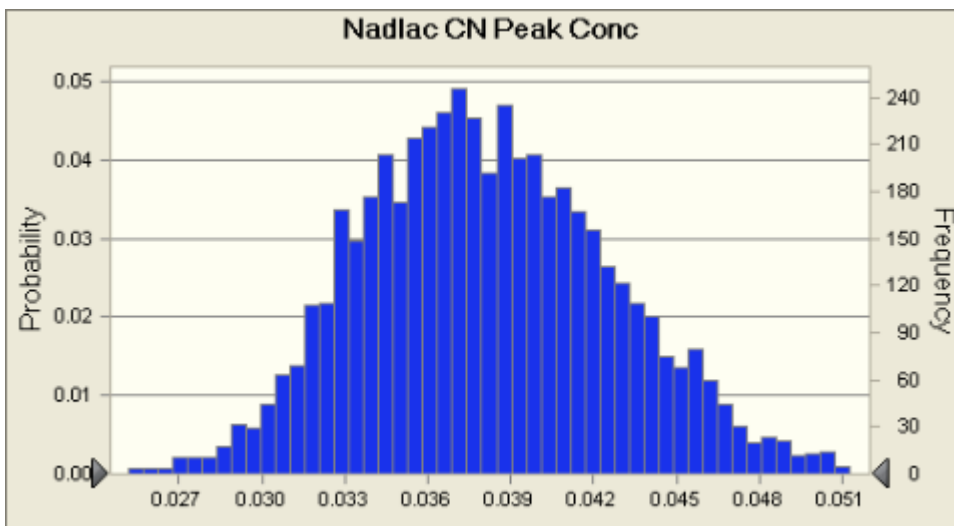


Figura 7.3: Concentrațiile de vârf simulate ale cianurii la Nadlac, granița cu Ungaria,  $\text{mg/l}$

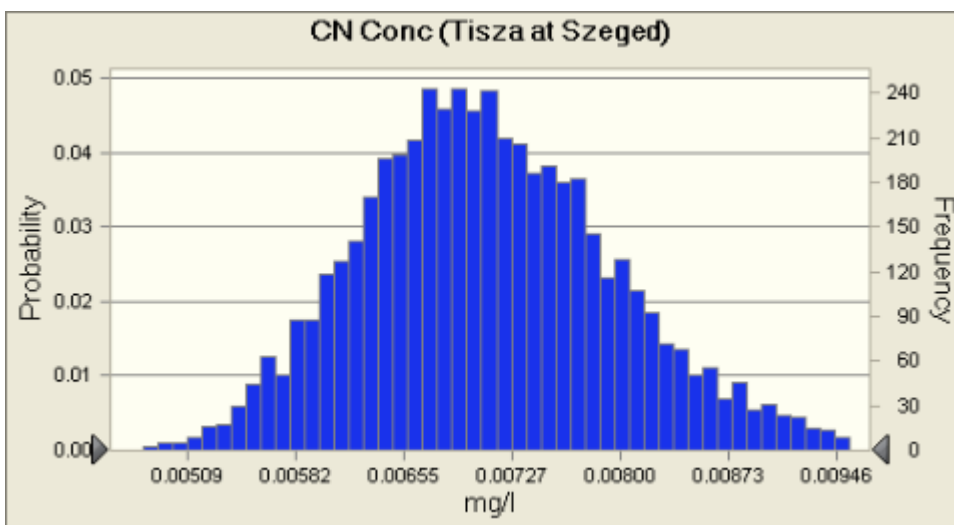


Figura 7.4 Concentrațiile de vârf simulate ale cianurii la Szeged în râul Tisa,  $\text{mg/l}$



## 8 CONCLUZII

Acest raport analizează calitatea apei din bazinele de recepție superioare din zona Roșia Montană, precum și o analiză a impacturilor activităților miniere viitoare și ale operațiunilor de colectare și tratare. Studiul are drept scop determinarea calității apei în aval de proiectul Roșia Montană din două perspective diferite:

1. Evaluarea impacturilor benefice ale remedierii poluării miniere din trecut („istorice”) generate de implementarea proiectului Roșia Montană.
2. Evaluarea impacturilor potențiale generate de cele mai pesimiste fenomene de poluare cauzate de proiectul Roșia Montană.

INCA-Mine a fost aplicat pentru patru bazine superioare de recepție din zona Roșia Montană, precum și pentru întreaga rețea hidrografică până la granița cu Ungaria și în continuare până în Tisa luându-se în considerare numai efectele diluției. Modelul a fost utilizat pentru a evalua impacturile colectării și tratării surselor de poluare existente ca parte integrantă a proiectului și indică faptul că se va obține o îmbunătățire semnificativă a calității apelor din aval.

Rezultatul unui program european de cercetare, modelul INCA - acronimul pentru INtegrated CAtachment Model - reprezintă un model dinamic pe calculator de prognoză a calității apelor din râuri. INCA-Mine simulează calitatea apelor afectate de activitățile miniere. Modelul a fost aplicat bazinelor de recepție ale zonei Roșia Montană și rețelei hidrografice Abrud-Arieș-Mureș în aval. Modelarea este inclusă în proiectul UE EUROLIMPACS, ca studiu de caz al impactului schimbărilor la nivelul mediului asupra metalelor din cursurile de apă din Europa ([www.eurolimpacs.ucl.ac.uk](http://www.eurolimpacs.ucl.ac.uk)).

INCA simulează variațiile de la o zi la alta ale debitelor și calității apei, inclusiv a nivelelor de cadmiu, plumb, zinc, mercur, arsen, cupru, crom, mangan, amoniac și cianură. Pașii urmați pentru a realiza modelarea cuprind:

1. Integrarea datelor hidrologice și de calitate a apei.
2. Simularea căilor și proceselor cheie hidrologice și chimice din bazinele de recepție.
3. Simularea râurilor Abrud-Arieș-Mureș de la Abrud la Nădlac la frontiera cu Ungaria cu calculele de diluție până în Tisa.
4. Utilizarea modelului pentru a prevedea îmbunătățirea calității apei ca urmare a controlului și remedierii poluării existente („istorice”).
5. Prognozarea impacturilor posibile, generate de descărcările accidentale, asupra calității apei în aval.

Acest studiu utilizează atât modelul INCA, cât și modelul HERMES, cu date de intrare care simulează condițiile de la Roșia Montană, evaluându-se apoi rezultatele pentru sensibilitatea la variabilitatea datelor folosind analiza Monte Carlo.

## PRINCIPALELE REZULTATE

Față de cele două obiective menționate anterior, Studiul raportează următoarele rezultate principale:

### EFECTELE DE REMEDIERE ALE PROIECTULUI ROȘIA MONTANĂ

**Proiectul Roșia Montană va elimina majoritatea surselor istorice de ape acide din Roșia Montană și Corna care în prezent poluează bazinele hidrografice cu metale cum ar fi cadmiu, plumb, zinc, arsen, cupru, crom și mangan.**

### EVALUAREA IMPACTULUI ÎN CAZUL CEL MAI PESIMIST

În cazul scenariilor celor mai pesimiste de cedare a barajului, modelul INCA arată că, având în vedere că există o distanță de 595 km a cursurilor de apă între zona proiectului Roșia Montană și granița cu Ungaria, vor avea loc o diluție și dispersie considerabile în bazinele hidrografice ale râurilor Arieș, Mureș și Tisa. Concentrațiile de cianură nu vor depăși limitele impuse de standardele de calitate a apei din Ungaria pentru concentrații de cianură (0,1mg/l CN WAD) pentru râurile din categoria 1, înainte de intrarea în Ungaria. În cazul comparației cu accidentul de la Baia Mare - nivelele de cianură vor respecta standardele pentru apă potabilă din România, UE și Ungaria cu mult înainte ca râul Mureș să intre în Ungaria (0,05mg/l CN Total).

### Impactul proiectului Roșia Montană asupra poluării istorice

Se constată o îmbunătățire vizibilă a calității apelor după tratarea deversărilor din mină. Tabelul 5.5 prezintă mai clar îmbunătățirile, pentru că arată reducerea în procente a încărcării din aval. **Reducerile sunt semnificative, existând reduceri de aproximativ 60%, iar în unele cazuri, cum ar fi pentru zinc, chiar mai mari.** Acest lucru demonstrează eficacitatea procesului de îndepărtare a metalelor din stația de epurare a apelor.

Figura 5.3 prezintă o serie de metale pentru fiecare sector din bazinul hidrografic, în zile cu debit mediu. Concentrațiile simulate înainte și după tratare demonstrează o reducere semnificativă a majorității concentrațiilor metalelor.

### Impactul proiectului Roșia Montană: analiza scenariului celui mai pesimist

O întrebare cheie reprezintă impactul poluării cu cianură în cazul unei deversări accidentale din iazul de decantare. Acest impact a fost simulat și s-a demonstrat faptul că datorită diluării, dispersiei și degradării concentrațiile de cianură vor fi sub nivelurile stabilite prin standardele în vigoare. Studiul evidențiază faptul că probabil se anticipează un nivel scăzut de cianuri, având în vedere că noua Directivă UE privind managementul deșeurilor miniere prevede că nivelul de cianură WAD trebuie să fie sub 10 mg/l înainte de depozitarea sterilului în IDS. În consecință, orice cedare a iazului de decantare a sterilului va începe cu nivele mult mai mici de cianură, chiar înainte ca fenomenele de diluție, dispersie și degradare să își facă simțite efectele pe parcursul celor 595 km de sistem hidrografic, în aval înainte de trecerea graniței cu Ungaria.

În final, accidentul de la Baia Mare din anul 2000 este văzut de anumite persoane ca un motiv de îngrijorare legat de impactul celui mai pesimist scenariu de la Roșia Montană.

Pentru a stabili relevanța unei astfel de comparații, s-a utilizat modelul INCA pentru a simula un fenomen hidrologic la Roșia Montană de amploarea celui de la Baia Mare. În tabelele 5.7 până la 5.9 sunt date rezultatele pentru concentrațiile maxime de cianură rezultate în context transfrontieră în râul Mureș la granița între România și Ungaria (Nădlac) și în Tisa imediat după confluența cu Mureșul. Rezultatele (tabelele 5.7-5.9) indică faptul că fenomenele hidrologice de

amplasarea celor de la Baia Mare nu vor genera la Roșia Montană concentrații nici pe departe asemănătoare celor de la Baia Mare. Într-adevăr, indică faptul că, la graniță, concentrațiile de cianuri totale sunt deja mult sub limita admisă de standardele pentru apă potabilă din UE, România și Ungaria de 0,05 mg/l. Acest lucru se datorează în primul rând concentrațiilor mult mai mici de cianură depozitate în iaz, în spatele barajului de la Roșia Montană. Este efectul respectării Directivei UE privind apele de mină, aplicării BAT-urilor și diluției ca urmare a două fenomene PMF rezultată din volumele de stocare disponibile mult mai mari - plus faptul că granița cu Ungaria este situată la o distanță de 595 km de Roșia Montană.

## 9 BIBLIOGRAFIE

Beven, K.J. 2001, Rainfall-Runoff Modelling: The Primer, Willey, Chichester

Bernal, S., Butturini, A., Riera, J.L., Va'zquez, E., Sabater, F., 2004. Calibration of the INCA model in a Mediterranean forested catchment: the effect of hydrological inter-annual variability in an intermittent stream. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 8 (4), 729-741

Birkenshaw, S. J. and Ewen, J., 2000. Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *J. Hydro.*, 230 (1-2), 1-17.

Botz, M. and Mudder, T. (2001) Modelling of Natural Cyanide Attenuation in Tailings Impoundments, Chapter 3 The Cyanide Compendium Mining Journal Books Ltd., London, UK

Chapra, S. 2000 Surface Water Quality Modelling, McGraw-Hill, pp342

Cosby, B.J., Wright, R.F., Hornberger, G.M. and Galloway, J.N. 1985a Modelling the effects of acid deposition: assessment of lumped parameter model of soil and water and stream chemistry, *Water Resour. Res.*, 2 (1) 54-63. 1985a.

Cosby, J.B., Wright, R.F., Hornberger, G.M. and Galloway, J.N. 1985b Modelling the effects of acid deposition: estimation of long term water quality responses in a small forested catchment *Water Resour. Res.*, 21 (11) 1591-1601. 1985b.

EU 2000 Report on the Investigation of the Baia Mare Accident, Available from <http://www.reliefweb.int/library/documents/eubaiamare.pdf>

Flynn, N. J., Paddison, T. and Whitehead, P. G., 2002. INCA Modelling of the Lee System: strategies for the reduction of nitrogen loads. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 6 (3), 467-483.

Fennessy, M.S. and Mitsch, W.J. 1989a Design and use of wetlands for renovation of drainage from coal mines. In *Ecological Engineering: An introduction to Ecotechnology*. W.J. Mitsch and S.E. Jørgensen (eds). John Wiley and Sons, New York.

Fennessy, M.S. and Mitsch, W.J. 1985b Treating coal mine drainage with and artificial wetland. *Res. J. Water Pollut. Contr. Fed.* 61, 1691-1701.

Flanagan, N.E., Mitsch, W.J. and Beach, K. 1994 Predicting metal retention in a constructed mine drainage wetland. *Ecological Engineering*, 135-159

Hall, G., Swash, P. and Kitilainen, S. 2005 The importance of biological oxidation of iron in the aerobic cells of the Wheal Jane Pilot Passive Treatment System. *Sci. Tot. Environ., Sci. Totl. Env.*, Vol. 338 pp 53-67

Hall, G.H. and Puhlmann, T. 2005 Spatial distribution of iron oxidation in the aerobic cells of the Wheal Jane pilot passive treatment plant. *Sci. Tot. Environ., Sci. Totl. Env.*, Vol. 338 pp 76-73

Hornberger, GM and Spear, RC 1980 Eutrophication in Peel Inlet-I. The Problem-Defining Behaviour and a Mathematical Model for the Phosphorus Scenario *Water Research* 14 (1), p 29-42

International Commission for the Protection of the Danube River 2003 TNMN Yearbook Classification Standards for the Danube River and Tributaries

Jaffe, P.R., Sookyun, W., Kallin, P.L. and Smith, S.L. (2002) The dynamics of arsenic in saturated porous media: fate and transport modelling for deep aquatic sediments, wetland sediments and groundwater environments, *The geochemical society Special publication No.*, 7, 379-397.

- Johnson, D.B. and Hallberg, J. 2005 Biogeochemistry of the Compost Bioreactor Components of a Composite Acid Mine Drainage Passive Remediation System. *Sci. Tot. Environ., Sci. Totl. Env.*, Vol. 338 pp 73-81
- Jarvie, H. P., Wade, A. J., Butterfield, D., Whitehead, P. G., Tindall, C. I., Virtue, W. A., Dryburgh, W. and McGraw, A., 2002. Modelling nitrogen dynamics and distributions in the River Tweed, Scotland: an application of the INCA model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 6 (3), 433-453.
- Kashefipour S. M. and Falconer R.A. 2002 Longitudinal Dispersion in Natural Channels, *Water Res.*, 36(6), 1596-1608
- Limbrick, K.J., Whitehead, P.G., Butterfield, D. and Reynard, N., 2000. Assessing the Potential impact of climate change scenarios on the hydrological regime of the River Kennet at Theale, Berkshire, South-Central England, UK: An application and evaluation of the new semi-distributed model, INCA, *Science of the Total Environment*, Vol. 251/252 pp 539-556
- Mudder, T., M. Botz and A. Smith (2001) *Chemistry and Treatment of Cyanidation Wastes*, 2nd Edition, Mining Journal Books Ltd., London, UK
- Mudder, T. and M. Botz, (2001) *The Cyanide Compendium* Mining Journal Books Ltd., London, UK
- Meteorological Office(1981) *The MORECS System*, Hydrological Memorandum, No 45, pp 91
- Meeus J. 1991. *Astronomical algorithms*. Richmond, Va.: Willmann-Bell. ISBN 0943396352
- MWH Inc., Mining Group. 2006. *Hydrogeology Baseline Report*. Prepared for S.C. Roşia Montană Gold Corporation, pp. 31
- Mitsch, W.J., Bosserman, R.W., Hill Jr, P.L. and Smith, F. 1981 Models of wetlands amid surface coal mining regions of Western Kentucky. In: *Energy and Ecological Modelling*. W.J. Mitsch, R.W. Bosserman and J. Klopatek (eds). Elsevier, Amst. 103-113.
- Mitsch, W.J., Taylor, J.R. and Benson, K.B. 1983 Classification, modelling and management of wetlands – a case study in Western Kentucky. In: *Analysis of ecological systems, State of the art in ecological modelling*. W.K. Lauebroth, G.V. Skogerboe and M. Flug (eds). Elsevier, Amst.
- Mitsch, W.J. and Wise, K.M. 1998 Water quality, fate of metals and predictive model validation of a constructed wetland treating acid mine drainage. *Wat. Res.* 32 (6), 1888-1900.
- Pourbaix, M. 1974 *Atlas of electrochemical equilibria in aqueous solutions*. NACE, Cebelcor. Pergamon Press Ltd, UK.
- Simovic, L, W.J. Snodgrass, K.L. Murphy and J.W. Schmidt, December, 1984, Development of a Model to Describe the Natural Degradation of Cyanide in Gold Mill Effluents, Conference on Cyanide and the Environment, Tucson, Arizona, pp. 413-432.
- Skeffington, R.A., Whitehead, P.G. and Abbott, J. 2006 Uncertainty in mass balance critical loads: Application to a sensitive site, *Biogeochemistry*. 169, 25-46
- Thornthwaite CW. 1948. An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review* 38:55-94.
- UNEP 2000, Cyanide Spill at Baia Mare Romania, Report of the UNEP/OCHA Assessment Mission, Geneva, pp175

Wade, A.J., Durand, P., Beaujouan, V., Wessels, W., Raat, K., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Rankinen, K. & Lepistö, A. 2002. A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations. *Hydrology and Earth System Sciences* 6(3): 559-582.

Wade, A. J., Whitehead, P. G. and Butterfield, D. (2002) The Integrated Catchments model of Phosphorus dynamics (INCA-P), a new approach for multiple source assessment in heterogeneous river systems: model structure and equations, *Hydrology and Earth Systems Sciences*, **6**, 583-606.

Wade, A. J., Hornberger, G. M., Whitehead, P. G., Jarvie, H. P. and Flynn, F., 2002. On modelling the mechanisms that control in-stream phosphorus, macrophyte and epiphyte dynamics: an assessment of a new model using General Sensitivity Analysis. *Water Resources Res.*, **37**, 2777-2792.

Whitehead, P.G. 1979, Water quality in river systems: Monte Carlo Analysis, *Water Resources Research*, vol.15, no.2, pp. 451-459.

Whitehead, P.G., Hornberger, G., Black, R. 1979, Effects of parameter uncertainty in a flow routing model, *hydrological sciences bulletin*, vol.24, pp. 441-460.

Whitehead, P.G., Young, P.C., Hornberger, G.E. 1979, A systems model of flow and water quality in the Bedford Ouse River System: Part 1, Streamflow Modelling, *Water Research*, vol.13, pp. 15.

Whitehead, P.G., Beck, M.B., O'Connell, P.E. 1981, A system model of flow and water quality in the Bedford Ouse River System: Part 2, Water Quality Modelling, *Water Research*, vol.15, pp. 1157-1171.

Whitehead P.G. Green C. 2001 The Hermes Model for Water Quality Modelling, University of Reading Report, Dept of Geography, pp 45

Whitehead P. G., Williams R. J., Hornberger G. M. 1986 On the Identification of Pollutant or Tracer Sources Using Dispersion Theory, *Journal of Hydrology*, **84**, 1986, pp 273 - 286.

Whitehead, P. G. and Hornberger, G. M., 1984. Modelling algal behaviour in the River Thames. *Water Res.*, **18**, 945-953.

Whitehead, P. G., Wilson, E. J. and Butterfield, D., 1998a. A semi-distributed Nitrogen Model for Multiple Source Assessments in Catchments (INCA): Part 1 - Model Structure and Process Equations. *Sci. Total Env.*, **210/211**, 547-558.

Whitehead, P. G., Wilson, E. J., Butterfield, D. and Seed, K., 1998b. A semi-Distributed Integrated Flow and Nitrogen Model for Multiple Source Assessment in Catchments (INCA): Part II Application to large River Basins in South Wales and Eastern England. *Sci. Total Env.*, **210/211**, 559-583.

Whitehead, P.G., Lapworth, D.J., Skeffington, R.A. and Wade, A.J., 2002. Excess nitrogen leaching and c/n decline in the Tillingbourne Catchment, Southern England: inca process modelling for current and historic time series. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, **6**, 455-466.

Whitehead, P.G., Johnes, P.J. and Butterfield, D. 2002 Steady State and Dynamic modelling of nitrogen in the River Kennet: Impacts of land use change since the 1930s. *Sci. Tot. Env.*, vol. **282-283** pp. 417-435.

Whitehead, P.G. and Jeffrey, H. 1995 Heavy Metals from Acid Mine Drainage - impacts and modelling strategies, *IAHS Pub. No. 230*, 55-68. 1995.

Whitehead P. G., Caddy D. E., Templeman R. F. 1984 An On-Line Monitoring, Data Management and Forecasting System for the Bedford Ouse River Basin, *Water Science Research*, Vol. 16, pp 295 - 314.

Whitehead, P.G., Cosby, B.J. and Prior, H. 2005 The Wheal Jane Wetlands Model for Bioremediation of Acid Mine Drainage, *Sci. Totl. Env.*, Vol. 338 pp 115-125

## **DECLARAȚIE PE PROPRIA RĂSPUNDERE**

**Se menționează că Universitatea din Reading a depus toate eforturile rezonabile pentru a asigura corectitudinea lucrării elaborate și a informațiilor oferite. Universitatea nu oferă garanții, explicite sau implicite, cu privire la exactitatea informațiilor folosite în studiu. Universitatea nu va fi considerată responsabilă pentru consecințele ce decurg din inexactități sau omisiuni.**

**Părțile sunt de acord și declară că obligațiile Universității și a reprezentanților săi încetează o dată cu predarea raportului și că nu își asumă nici un fel de răspundere, directă sau indirectă, față de efectele unui produs, proces sau acțiune realizate, efectuate și/sau desfășurate de către una dintre părți.**

**De asemenea, Universitatea sau reprezentanții săi nu vor fi răspunzători de moartea sau vătămarea survenite ca urmare a unui rezultat al cercetării prezentat în acest raport.**



## ANEXA 1 Estimarea evaporației zilnice, HER și SMD

Ecuțiile Thornthwaite pentru evaporare au fost utilizate pentru a estima evaporarea din cadrul bazinelor de recepție și aceste ecuații sunt luate de pe pagina de internet creată de Maidment și Reed:

<http://www.ce.utexas.edu/prof/maidment/GISHydro/seann/explsoil/method.htm#PartVB2>.

Evapotranspirația potențială (PET) în mm/lună fără modificări legate de durata perioadei de zi se calculează astfel

$$PET_i = \begin{cases} 0 & T < 0^\circ\text{C} \\ 16\left(\frac{10T_i}{I}\right)^a & 0 \leq T < 26.5^\circ\text{C} \\ -415.85 + 32.24T_i - 0.43T_i^2 & T \geq 26.5^\circ\text{C} \end{cases} \quad (1)$$

Unde T este temperatura medie a aerului de la suprafață în luna i (°C) și I este indexul de căldură definit în ecuația 2 de mai jos. Exponentul a din ecuația (3) este o funcție a indexului de căldură (I).

$$I = \sum_{i=1}^N (T_i / 5)^{1.514} \quad (2)$$

$$a = 6.7 \times 10^{-7} I^3 - 7.71 \times 10^{-5} I^2 + 1.79 \times 10^{-2} I + 0.49 \quad (3)$$

Estimări lunare a evapotranspirației potențiale calculate prin ecuația (1) trebuie ajustate conform duratei unei zile, deoarece la realizarea acestei relații s-au luat în calcul luni cu 30 de zile și zile de 12 ore. Potențialul ajustat de evapotranspirație (APE<sub>i</sub>) ținând cont de durata unei luni și a unei zile este:

$$APE_i = PET_i \frac{d}{30} \frac{h}{12} \quad (4)$$

Unde APE<sub>i</sub> este exprimat în mm/lună, d este durata unei luni exprimată în zile, și h este durata unei zile exprimată în ore în fiecare a 15-a zi a lunii. Estimări ale potențialului zilnic de evapotranspirație au fost determinate prin împărțirea valorii lunare la numărul de zile dintr-o lună. Pentru a aplica metoda Thornthwaite, durata unei zile la data de 15 a fiecărei luni a fost extrasă din estimările făcute pentru durata unei zile folosită pentru latitudini specifice. Cea mai apropiată latitudine corespunzând stației meteorologice aparținând proiectului, adică cea de 45 °N, a fost utilizată în acest studiu. Metoda lui Thornthwaite se bazează pe ecuații regresive realizate din estimările evapotranspirației potențiale de pe teritoriul Statelor Unite ale Americii. În ciuda acestor simplificări, metoda Thornthwaite a fost utilizată prin folosirea coeficienților de calibrare publicați pentru a estima evapotranspirația potențială deoarece datele necesare pentru aplicarea metodelor Penman și Priestley-Taylor și a altor metode bazate pe radiații nu au fost disponibile. Metoda Penman necesită anumite condiții de temperatură ale aerului, umiditate relativă, de viteză a vântului și de radiație solară, iar metoda Priestley-Taylor necesită condiții de radiație și ariditate ale solului.

Pentru perioada cuprinsă între 01/09/2003 și 31/12/2004, datele referitoare la debit sunt disponibile în mod continuu, cu excepția a 3 zile pentru Valea Corna. Folosind metoda Thornthwaite evapotranspirația estimată pentru această perioadă este de 410 mm. Aceasta se compară cu o diferență între precipitațiile anuale și scurgerile de 655mm pentru aceeași perioadă în Corna. Astfel că, evapotranspirația potențială calculată poate avea drept rezultat o subestimare. Diferența de 245mm între evapotranspirația estimată potențială și diferența dintre precipitații și scurgeri poate fi datorată percolației în rocile de dedesubt. Geologia rocilor din cele

4 bazine de recepție localizate în afara amplasamentului minier este dominată de șisturi argiloase negre formate din intercalații de șisturi argiloase cu gresii; șisturile superioare conțin cantități moderate de apă. Aluviunile pot, de asemenea, să înmagazineze apa. Subestimarea evapotranspirației potențiale are două implicații. În primul rând, debitele medii zilnice pot fi mai mari decât valorile anticipate și prin urmare rezultatele modelate vor include o undă de viitură mai mare provenită de la bazinul de recepție. În al doilea rând, va fi disponibil un volum mai mare de apă pentru a dilua o sursă punctiformă de poluare care poate apărea în situații reale.

Evapotranspirația reală, AET (mm) pentru ziua x a fost estimată după cum urmează pe baza abordării lui Bernal et al. (2004):

$$\begin{aligned} AET_x &= SMD_{MAX} - SMD_{x-1} + P_x && \text{dacă } PET_x > SMD_{MAX} - SMD_{x-1} + P_x \\ AET_x &= PET_x && \text{dacă } PET_x \leq SMD_{MAX} - SMD_{x-1} + P_x \end{aligned} \quad (5)$$

Unde PET este evapotranspirația potențială (mm),  $SMD_{MAX}$  este estimarea maximă a deficitului de umezeală existent în sol (mm) și P reprezintă precipitațiile observate zilnic (mm). În această aplicație, a fost considerat un  $SMD_{MAX}$  de 10 cm pe baza observației lui Thornthwaite (1948) prin care „cu excepția zonelor cu sol de mică adâncime capacitatea de retenție a apei disponibilă pentru creșterea plantelor cu sisteme de rădăcini complet dezvoltate variază între o medie care este egală cu aproximativ 10 centimetri sau 4 inci de precipitații”. Deficitul zilnic de umiditate a solului (SMD, mm) a fost estimat pentru ziua  $x^t$  astfel:

$$\begin{aligned} SMD_x &= 0 && \text{dacă } P_x \geq PET_x - SMD_{x-1} \\ SMD_x &= \text{Min}(SMD_{x-1} - PET_x - P_x, SMD_{MAX}) && \text{dacă } P_x < PET_x - SMD_{x-1} \end{aligned} \quad (6)$$

Precipitațiile cu impact real asupra elementelor hidrologice (HER) pentru ziua x sunt calculate după cum urmează:

$$\begin{aligned} HER_x &= P_x - SMD_{x-1} - AET_x && \text{if } P_x > SMD_{x-1} + AET_x \\ HER_x &= 0 && \text{if } P_x \leq SMD_{x-1} + AET_x \end{aligned} \quad (7)$$

Au fost create serii cronologice de date privind deficitul de umiditate din sol și precipitațiile efective pentru cele 4 bazine de recepție.