

UNIVERSITATEA TEHNICĂ "GHEORGHE ASACHI" DIN IAȘI

**FACULTATEA DE HIDROTEHNICĂ
GEODEZIE ȘI INGINERIA MEDIULUI**



ȘCOALA DE DOCTORAT: INGINERIE CIVILĂ ȘI INSTALAȚII

TEZA DE DOCTORAT

**DISPERSIA CONTAMINANȚILOR ÎN SOL ȘI
EVALUAREA RISCULUI GENERAT**

Doctorand:

Ing. Cezarina Georgiana BARTIC (LAZĂR)

Conducător științific

Prof.univ.dr.ing. Florian STĂTESCU

IAȘI, 2021

DISPERSIA CONTAMINANȚILOR ÎN SOL ȘI EVALUAREA RISCULUI GENERAT

Cezarina Georgiana LAZĂR

Domeniul: **INGINERIE CIVILĂ ȘI INSTALAȚII**

Conducător de doctorat:

Prof.univ.dr.ing. Florian STĂTESCU

CUPRINS

INTRODUCERE	7
CAPITOLUL 1. ANALIZE ȘI STUDII DOCUMENTARE	11
1.1 Considerații privind evoluția calității solurilor la nivel european și mondial	11
1.2 Considerații privind evoluția calității solurilor în România	17
1.3. Riscuri generate de solurile poluate.....	20
1.4. Caracteristicile fizico-chimice și toxicologice ale metalelor grele din sol	21
1.5 Aspecte teoretice privind transportul compușilor chimici poluanți în sol.....	26
1.6 Modificări hidrodinamice în sistemul porilor, generate de deformarea solurilor.....	32
Capitolul 2. CARACTERIZAREA CONDIȚIILOR NATURALE DIN ZONA DE STUDIU	39
2.1. Amplasamentul zonei de studiu.....	39
2.2. Geomorfologia și geologia	42
2.3. Hidrologia și hidrogeologia	42
2.4. Clima.....	42
2.5. Solurile.....	43
2.6. Vegetația și fauna	43
Capitolul 3. METODA DE CERCETARE.....	44
3.1. Conținutul programului de cercetare	44
3.2. Tehnici analiză a probelor de sol și de nămol.....	45
3.3. Tehnici de analiza a probelor de apă de suprafață și freatice	46
3.4 Tehnici de analiză a conținutului de metale grele din corpul plantelor.....	48
3.5. Tehnici de realizare a observațiilor hidro-bio-pedologice	49
3.6. Tehnici de studiu privind efectelor depozitării nămolului asupra solului	51
Capitolul 4. REZULTATELE OBTINUTE ȘI INTERPRETAREA ACESTORA	53
4.1. Rezultatele cercetărilor hidrologice.....	53
4.2. Rezultatele cercetărilor privind compoziția floristică a vegetației zonei.....	57

4.3. Rezultatele cercetărilor privind umiditatea, reacția și conținuturile de macroelemente ale probelor din nămol și solul limitrof	63
4.4. Rezultatele cercetărilor privind nivelul de salinizare a nămolului și solului limitrof.....	70
4.5. Rezultatele cercetărilor privind conținutul de metale grele din nămol și solul limitrof	78
4.6. Rezultatele cercetărilor privind compoziția chimică a apelor din zona de studiu	80
4.7. Rezultatele cercetărilor privind conținutul de macro și microelemente din plantele rezoltate din zona de studiu	84
4.8. Analize privind influența depozitării nămolului de la stațiile de epurare pe sol	88
4.8.1. Efecte asupra proprietăților fizice.....	88
4.8.2 Efecte asupra proprietăților chimice	90
4.8.3. Efecte asupra compoziției microbiologice a solului.....	95
4.8.4. Efecte asupra chimismului apelor freactice.....	99
4.8.5. Efecte asupra conținutului de macro și microelemente la vegetația din zona studiată.....	103

Capitolul 5. APLICAȚIE PRIVIND EVALUAREA RISCULUI SOLURILOR

CONTAMINATE PENTRU ZONA DE STUDIU	106
5.1 Analiza condițiilor de sol și apă care influențează dispersia metalelor în sol.....	106
5.2. Aplicarea algoritmilor de calcul pentru migrarea/transportul metalelor grele	108
5.3. Evaluarea riscurilor generate de prezența metalelor grele în sol	116

Capitolul 6. CERCETĂRI PRIVIND INFLUENȚA FITOREMEDIERII ÎN EVOLUTIA

SOLURILOR DIN ZONA DE STUDIU	130
6.1 Descrierea soluției tehnice adoptate pentru reabilitatea lagunelor de nămol de la stația de epurare Tomești Iași	130
6.2 Evoluția solurilor în condiții de fitoremediere..... Error! Bookmark not defined	136
6.2.1 Programul cercetărilor	139
6.2.2. Dinamica concentrațiilor de metale grele în sol	140
6.2.3. Dinamica nivelului de salinizare și evoluția microflorei	144
6.2.4. Dinamica azotului aminiocal	146
6.2.5. Conținutul de substanțe organice al levigatului colectat de canalul perimetral	150

6.2.6. Concluzii privind evoluția procesului de fitoremediere	151
Capitolul 7. CONCLUZII, RECOMANDĂRI ȘI CONTRIBUȚII PERSONALE	154
Activitatea științifică în cadrul programului de doctorat.....	158
Bibliografie.....	161
Anexe.....	182

Mulțumiri

Prezenta teză reprezintă un raport al activităților de cercetare desfășurate în perioada programului de doctorat, din cadrul Departamentului Hidroameliorații și Protecția Mediului, de la Facultatea de Hidrotehnică, Geodezie și Ingineria mediului, Universitatea Tehnică „Gheorghe Asachi” din Iași.

Doresc să adresez sincere mulțumiri domnului prof. univ. dr. ing. Florian Stătescu, coordonatorul științific al acestei lucrări, pentru ajutorul prețios, îndrumările și încurajările în realizarea tuturor activităților desfășurate pe parcursul anilor de studii doctorale. Mulțumesc profesorilor de la Departamentul Hidroameliorații și Protecția Mediului pentru aleasa pregătire pe care am primit-o în timpul studiilor, precum și pentru atenția și interesul științific cu care m-au urmărit de-a lungul timpului în care am elaborat teza.

Mulțumesc în mod deosebit domnului șef.lucr.dr.ing Toma Daniel pentru îndrumare și susținere.

Doresc sa-mi imi exprim întreaga recunoștință și înalta considerație față de domnul ing. Trofin Valentin Orest de la APAVITAL, Iași și cercetătorilor de la I.C.P.A. București, pentru sprijinul acordat și colaborarea fructoasă de care am beneficiat.

De asemenea, mulțumesc atât membrilor comisiei pentru amabilitatea de a accepta să facă parte din comisia de doctorat, pentru timpul alocat evaluării acestei lucrări și pentru eventualele sugestii și recomandări, cât și domnilor profesori care au avut bunăvoința de a face parte din comisiile de evaluare a rapoartelor de cercetare științifică, realizate pe parcursul pregătirii doctorale.

Nu în ultimul rând, mulțumesc familiei mele pentru înțelegerea arătată, pentru încurajările constante precum și pentru sprijinul acordat.

INTRODUCERE

Solurile sunt amestecuri complexe de minerale, apă, aer, materie organică și nenumărate organisme care sunt rămășițe în descompunere ale ființelor vii. Se formează la suprafața pământului - este „pielea pământului”. Solul este capabil să susțină viața plantelor și este vital pentru viața de pe pământ. Utilizarea durabilă a învelișului de sol reprezintă o problemă la fel de importantă, ca gestionarea biodiversității sau cea a schimbărilor climatice. Acestea, alături de alte aspecte pun în balanță dezvoltarea durabilă a societății umane în strânsă legătura cu potențialul de regenerare naturală a resurselor, ce constituie baza existenței umane.

O gestionare defectuoasă a acestor resurse a dus deja la apariția mai multor efecte negative, care se răsfrâng asupra factorului uman.

- **Necesitatea și oportunitatea temei tezei de doctorat**

Solurile din Romania, sunt în mare pericol, din cauza lipsei unor măsuri de conservare. Solurile românești și-au pierdut peste 40% din starea naturală a fertilității din următoarele motive:

- practicarea unei agriculturi primitive în care îngrășămintele, ca factor de producție, nu mai există este la modă. Peste 50% din producțiile, care cu greu se obțin astăzi, sunt realizate pe seama resurselor solurilor – fenomen prezent numai în Africa – în agriculturile cele mai primitive;
- distrugerea a circa 60% din păduri, care a schimbat complet comportamentele ecologice ale segmentului de biosferă românesc, a favorizat schimbările climatice și respectiv, deșertificarea;
- distrugerea lucrărilor antierozionale a făcut ca numai în câțiva ani să se piardă 150 milioane tone sol fertil, ce conține 1,5 milioane tone de humus. În ultimii 30 de ani, nu au fost alocate fonduri și resurse pentru evitarea acestei catastrofe.

Solul și capacitatea lui de producție, la noi, au evoluat într-o direcție nedorită, la fel cum au evoluat organizarea și managementul agriculturii. Programe concrete de refacere a fertilității solului și optimizare a factorilor de producție, deși sunt urgent necesare, nu se întrevăd a fi concretizate în curând. Cel puțin, astfel de lucrări nu sunt prezente până în anul 2020.

Scopul acestei teze este de a prezenta efectele poluării solurilor și a apei freatică cu metale grele, provenite din nămolul rezultat de la stația de epurare a apelor uzate Iași.

Definite din punct de vedere tehnologic, nămolurile sunt considerate ca fiind faza finală a epurării apelor uzate, în care sunt înglobate produse ale activității metabolice și/sau materii prime, produși intermediari și produse finite ale activității umane.

Producția de deșeuri din apele uzate ale localităților este cuprinsă pentru fiecare locuitor între 100 - 200 g resturi organice (substanță uscată) care, după fermentare dau naștere la 60 - 70 g nămol de canalizare. La o medie de 70 g pe zi, de la un locuitor rezultă 25,2 kg nămol pe an, ceea ce înseamnă că de la o localitate cu 300.000 locuitori se obțin anual 7560 t nămol substanță uscată. Cantitatea de nămol rezultată anual de la o persoană variază de la o localitate și țară la alta: 36,5 kg în Germania, 20 kg în Olanda, 100 kg în Elveția (Bassam și Tietjen 1980; De Haan, 1980; Keller, 1981). În aceste condiții, cantitatea totală de nămol crește continuu, iar prin darea în funcțiune, în următorii ani, a sistemelor de canalizare în fiecare comună a țării, volumul de nămol va atinge cote nemaîntâlnite. Din punct de vedere fizic, nămolurile provenite din epurarea apelor uzate sunt considerate sisteme coloidale complexe, cu compoziții eterogene, conținând particule coloidale ($d < 1 \mu$), agregate, material în suspensie, având un aspect gelatinos și conținând o cantitate mare de apă.

Lucrarea de față care are rolul de a trata probleme teoretice și practice de mare actualitate, se bazează pe o amplă documentare bibliografică și se sprijină pe un număr mare de analize fizico-chimice ale probelor de sol și de apă recoltate din arealul studiat, observații hidro-bio-pedologice și pe analizarea evoluției procesului de bioremediere din zona de studiu.

Rezultatele astfel obținute în urma aplicării metodelor și tehnicilor esențiale folosite în cercetare pentru a evidenția impactul asupra mediului și asupra sănătății prin poluarea solului, au putut argumenta scopul propus în vederea remarcării oportunității prezentului studiu. De asemenea, ele oferă soluții ingineresti de protecție a mediului, metode de remediere și reconstrucție a unor areale și aduce contribuții teoretice în elucidarea unor fenomene și mecanisme de poluare. Apreciem că teza de doctorat poate reprezenta baza elaborării unor noi studii și cercetări cu caracter ingineresc precum și realizarea unor programe de prevenire a unor accidente ecologice.

• **Obiective și direcții de cercetare**

Stația de epurare a municipiului Iași este considerată ca fiind una dintre cele mai mari din țară, aici prelucrându-se zilnic un debit de apă uzată de 4,2 m³/s. Stația dispune de trei linii tehnologice de tratare a apelor uzate, prin procedee mecanice și biologice, rezervoare de fermentare a nămolului (metantancuri) și paturi pentru deshidratarea naturală a nămolurilor.

Nămolul rezultat din procesul tehnologic al stației de epurare este estimat la o cantitate de cca 3.600 t/zi (2.400 m³/zi).

Platformele de deshidratare a nămolului ocupă o suprafață totală de 5,0 ha. Nămolul fermentat are o umiditate de 98%. Prin deshidratare pe platforme, umiditatea scade la 85% sau chiar mai puțin, în funcție de grosimea stratului de nămol supus deshidratării.

Suprafața platformelor din incinta stației de epurare este insuficientă față de cantitatea de nămol produsă (3.600 t/zi). Din această cauză, o cantitate de cca 2.250 t/zi este transportată la platforma provizoriu amplasată pe un teren concesionat de la Consiliul Local al comunei Tomești.

Din cauza faptului că nămolul ocupă suprafețe din ce în ce mai mari, creând disconfort locuitorilor din zonă, se dorește identificarea unor soluții pentru utilizarea lui. Una din cele mai judicioase soluții este utilizarea lui în agricultură, ca fertilizant. Bineînțeles, această soluție poate fi pusă în practică numai dacă nămolul nu conține elemente și substanțe chimice care ar constitui un factor poluant, limitativ, perturbator, chiar toxic, atât pentru sol, plante, cât și pentru consumatorii recoltelor obținute de pe solurile pe care s-au administrat astfel de nămoluri.

În scopul realizării obiectivului general al tezei de doctorat au fost elaborate și realizate următoarele obiective specifice:

- Crearea unei baze de date documentare în domeniu, cu privire la stadiul actual al poluării solurilor cu nămolul rezultat de la stația de epurare a apelor uzate.
- Analiza comparativă a cunoștințelor actuale din domeniu și identificarea unor noi direcții de cercetare.
- Conceperea unui plan de cercetare pentru completarea cunoștințelor științifice din domeniu.
- Realizarea unor studii de teren pentru prelevarea probelor de sol folosite mai apoi în cercetările experimentale de laborator.
- Analiza impactului și caracterizarea substanțelor periculoase din sol din punct de vedere fizico-chimice și toxicologice.
- Observații hidro-bio-pedologice efectuate în zona de studiu.
- Propunerea unor metode de reabilitare a terenului cu nămol de epurare de la Tomești, Jud. Iași.
- Analize și discuții privind evoluția conținutului de metale grele în condițiile fitoremedierii.
- Evaluarea efectului depozitării nămolului asupra componentelor mediului (sol, apă freatică și vegetație).
- Evaluarea riscului generat de prezența metalelor grele în sol asupra mediului și a sănătății.
- Conceperea unui plan de cercetare pentru completarea cunoștințelor științifice din domeniu, prin cercetări privind îmbunătățirea proprietăților solurilor poluate cu substanțe periculoase.
- Interpretarea și evaluarea rezultatelor obținute experimental.

Prezenta teză de doctorat cuprinde 7 capitole cu concluzii generale, contribuții personale și bibliografie. Prima parte, capitolele 1 și 2 prezintă analize, studii documentare și caracterizarea condițiilor naturale a zonei de studiu.

În partea a doua a tezei, capitolele 3, 4, 5, 6, și 7 cuprind tehnici de analiză, rezultatele originale obținute și concluziile cu atribuțiile personale obținute prin cercetările experimentale efectuate pe parcursul perioadei de doctorat.

Teza de doctorat, prin tematica sa, prin modul de rezolvare și prin rezultatele obținute, se deorește a fi un material științific care să completeze cunoștințele actuale din domeniul solurilor poluate.

În scopul realizării obiectivului tezei de doctorat, am preluat date de la S.C. Apa Vital S.A., Iași, de la Institutul de Cercetări pentru Pedologie și Agrochimie, București precum și din raportul 99:06, Evaluarea riscului siturilor contaminate TA-1691/1999.

CAPITOLUL 1. ANALIZE ȘI STUDII DOCUMENTARE

1.1 Considerații privind evoluția calității solurilor la nivel european și Mondial

1.1.1 Calitatea solurilor la nivel European

Solul este una dintre resursele neprețuite ale planetei, dar continuă să fie degradată în Europa. Strategia tematică pentru protecția solului identifică principalele amenințări ale solului în U.E. ca fiind eroziunea, inundațiile și alunecările de teren, pierderea materiei organice a solului, salinizarea, contaminarea, compactarea, etanșarea și pierderea biodiversității solului.

Eroziunea solului cauzată de vânt sau apă - este o problemă severă și bine recunoscută în sudul Europei, precum și în cele mari zone din Europa Centrală și de Est. Aproximativ 16% din suprafața totală a terenului din Europa, se degradează prin eroziune, (fig.1.1.)

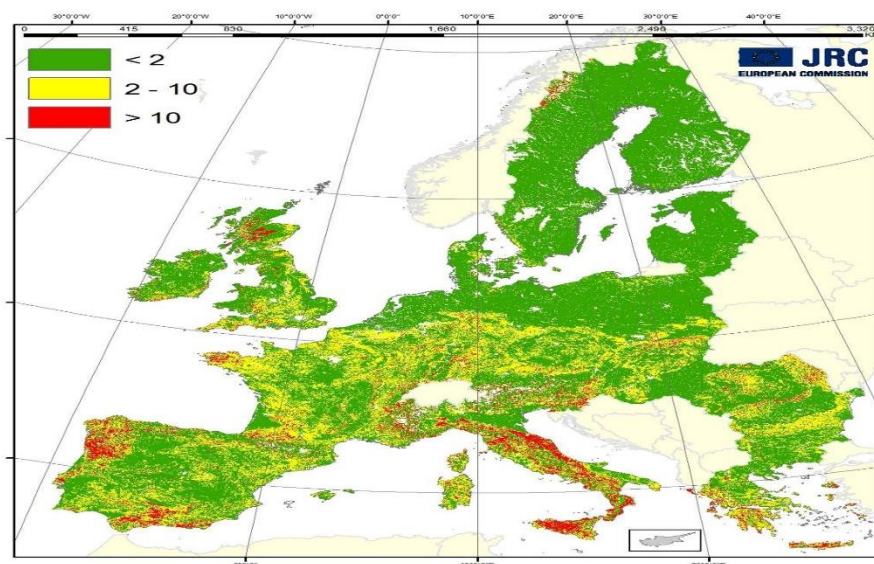
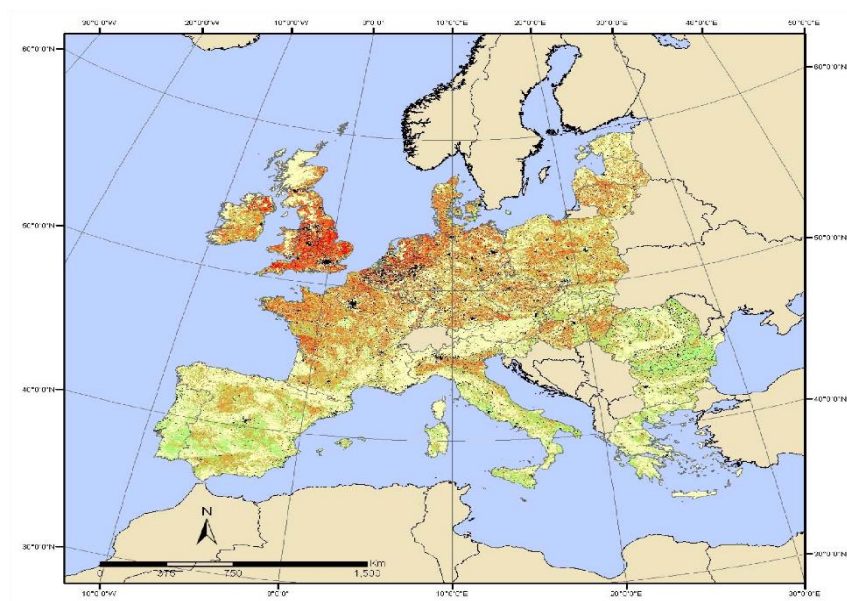


Figura 1.1. Eroziunea solului cauzată de apă în UE (t/ha/an).

Sursa: http://ec.europa.eu/environment/water/blueprint/index_en.htm

Alunecările de teren reprezintă o amenințare majoră în zonele muntoase și de deal din întreaga Europă. Alunecările de teren au loc frecvent în zonele cu soluri erodabile sau subsoluri pe bază de argilă și sunt declanșate de abandonul terenului sau schimbarea utilizării acestuia, (fig. 1.2.)



	Extrem de scăzute		Ridicate
	Foarte scăzute		Foarte ridicate
	Scăzute		Extrem de ridicate
	Intermediare/moderate		

Figura1.2. Riscul de alunecări de teren în UE și în țările învecinate

Sursa http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/library/maps/biodiversity_atlas/index.html, p. 62-63

Pierderele materiei organice - o problemă determinată în principal de gestionarea necorespunzătoare a solului agricol irigat. Aproximativ 45% din solurile din Europa, potrivit raportului, conțin doar 0 - 2% din carbon organic, în special în sudul Europei, dar și în Marea Britanie, Germania, Norvegia și Belgia

Contaminare - principalele cauze ale contaminării solului în majoritatea țărilor analizate, provin din activitățile industriale și fostele situri de deșeuri. Intensitatea agriculturii prin utilizarea chimică este cea mai mare în zonele joase din vestul Europei: Danemarca, Olanda, Belgia, Luxemburg și nordul Franței.

Acidificare - solului are loc ca urmare a emisiilor de poluanți acidifianți din transport, industrie și bio-cicluri geochimice, redeponându-se pe suprafața solului în principal prin depuneri uscate sau prin precipitații. Acidificarea are loc în principal în nord-vestul și centrul Europei

Agencia Europeană de Mediu a estimat că în 2006, existau în total 3 milioane de situri potențial contaminate în UE, 250.000 dintre acestea fiind efectiv contaminate. Pierderea și deteriorarea solului în Europa va continua și probabil că va accelera dacă nu se iau măsuri adecvate și prompte de protecție a solurilor.

1.1.2 Aspecte privind calitatea solului la nivel Mondial

La nivel global, aproape 2 miliarde de hectare de terenurile sunt afectate de induse de om degradarea solurilor (ONU, 2000).

Toate zonele cu o mare concentrare industrială au lăsat ca moștenire situri contaminate, dar acest lucru afectează, în egală măsură, țările în curs de dezvoltare și țările cu economii în tranziție. Un raport recent estimează că numărul siturilor contaminate (în principal depozite de deșeuri) din India este de 36.000; experții sunt de părere că în China există între 300.000 și 600.000 de situri contaminate.

Toate țările din lume care se confruntă cu contaminare solurilor cu metale grele. Aprecierea gradului de contaminare, diferă de la stat la altul, în funcție de strategiile și tehnologiile de investigare (Baldantoni și colab., 2016; Myoung Soo Ko și colab., 2015). În unele lucrări, se arată că 10 milioane de situri contaminate există în întreaga lume, din care 50% dintre acestea cu metale grele (He et al., 2015). Majoritatea acestor situri contaminate cu metale grele se află în țările dezvoltate, adică Statele Unite ale Americii (SUA), Australia, Germania, Suedia și China datorită utilizării lor crescute în procesele industriale (Foucault et al., 2013, Goix și colab., 2014). Exemple de soluri poluate cu metale grele în întreaga lume unde se depășesc limitele admise sunt prezentate în tabelul nr. 1.1.

Tabelul 1.1. Exemple de soluri poluate cu metale grele, în întreaga lume, unde se depășesc limitele admise.

Metale grele	Concentrația în sol (mg/kg)	Limita maximă admisă (mg/kg)	De câte ori este depășită limita maxima admisa	Aria studiată	Bibliografie
Cd	42	3	14,0	Italia	Baldantoni et al., 2016
	19		6,4	India	Tiwari et al., 2011
	16		5,4	Elveția	Quezada-Hinojosa et al., 2015

	14		4,7	Mexico	Torres et al., 2012
	14		4,6	China	Shi et al., 2015
Pb	4.500	100	45,0	China	Luo et al., 2011
	1.988		19,9	China	Niu et al., 2015
	711		7,1	Ucraina	Nabulo et al., 2011
	452		4,5	Uganda	Nabulo et al., 2012
	302		3,0	Brazilia	Carvalho et al., 2014
As	7.490	20	374,5	Spania	Beesley et al., 2014
	4.357		217,9	Italia	Marabottini et al., 2013
	354		17,7	China	Wei et al., 2015
	131		6,6	Korea	Myoung Soo Ko et al., 2015
	64		3,2	Bolivia	Acosta et al., 2015
Zn	3.833	300	12,8	China	Niu et al., 2015
	370		1,2	Nigeria	Obiora et al., 2016
	1.168		3,9	Germania	Shaheen et al., 2014
	905		3,0	Portugalia	Anjos et al., 2012
Ni	2.603	50	52,1	Mexico	Torres et al., 2012
	373		7,5	Spania	Arenas-Lago et al., 2016

	200		4,0	Turcia	Avci and Deveci, 2013
	153		3,1	China	Wang et al., 2015
Cu	35.582	100	355,8	Mexico	Torres et al., 2012
	19.581		195,8	Australia	Sacristán et al., 2016
	448		4,5	China	Wang et al., 2015
	235		2,4	Portugalia	Anjos et al., 2011
Cr	4.309	100	43,1	Spania	Arenas-Lago et al., 2016
	590		5,9	China	Xu et al., 2014
	418		4,2	Grecia	Panagopoulos et al., 2015
	224		2,2	Germania	Shaheen et al., 2014

Sursa: http://ec.europa.eu/environment/enveco/eco_industry/pdf/economyindustry2006.pdf (tabelul 3, p. 30).

În SUA, o suprafață de aproximativ 600.000 ha (în special zone de câmp maroniu) a fost contaminată cu metale grele. EPA SUA a desemnat 50.000 situri prioritare de poluare cu metale grele care așteaptă remedierea urgentă (Ensley, 2000).

În mod similar, au fost raportate mai multe situri agricole contaminate cu metale grele situate în apropierea zonelor miniere în diferite țări ale Europei (Foucault et al., 2013; Goix și colab., 2014). Potrivit Agenției Europene de Mediu (SEE, 2007), există 3 milioane de situri potențial poluante în Europa și aproximativ 250.000 de locații poluate cu metale grele în țările membre SEE.

Mai mult de 80.000 de situri au fost curățate în Europa în ultimii 30 de ani (EEA, 2007). Aproximativ 0,5 milioane de situri din Europa sunt foarte contaminate și au nevoie de remediere pe criterii prioritare. Se estimează că numărul total al siturilor poluate care necesită remediere poate crește cu 50% până în 2025 (EEA, 2007). Tóth și colab. (2016) au analizat primul eșantion

armonizat de sol vegetal de la aproximativ 22.000 de locații și au estimat că 6,24% reprezentând 137.000 km² necesită o evaluare locală și o acțiune de remediere.

În plus față de aceste situri poluate deja înregistrate, aproximativ trei milioane de situri din Europa sunt eventual poluate, pe baza informațiilor despre activitățile cu potențial de poluare pe teren (Jensen et al., 2009). Polonia și Grecia au raportat câte un număr de 10.000 de situri contaminate, în timp ce Portugalia și Irlanda au raportat câte 10.000 de zone contaminate (Perez, 2012). În Franța au fost analizate 11.400 mostre de soluri agricole pentru contaminarea cu Pb și s-a observat că aproximativ 1% din eșantioanele de sol depășesc valorile limită franceze pentru Pb (100 mg/kg⁻¹sol), (Mench și Baize, 2004). Potrivit Ministerului Francez al Ecologiei, Dezvoltării Durabile și Energiei, există aproximativ 5.759 de situri poluate sau potențial poluate în Franța. BASOL, un inventar al siturilor poluate care solicită acțiuni din partea autorităților, a raportat aproximativ 4.300 de locații poluate în Franța. Olanda și Belgia sunt contaminate de depunerea atmosferică de Pb, Zn și Cd (Meers et al., 2010). În Germania, poluarea solului cu niveluri ridicate de contaminare cu metale grele a scos din producția alimentară aproximativ 10.000 ha de teren agricol (Lewandowski et al., 2006). Un sondaj realizat de Comisia Europeană a estimat că pierderile din cauza contaminării solului sunt de aproximativ 17,3 miliarde de euro pe an.

Situația contaminării solului cu metale grele este mai gravă în China. Aproximativ 4 milioane hectare de teren arabil (2,9 % din terenurile arabile din China) au fost afectate moderat sau sever de poluanți, după cum au raportat împreună Ministerul Resurselor Terestre din China și Ministerul Protecției Mediului din China. Se afirmă că, în China, 20 milioane de hectare de teren agricol (25% din suprafața totală a arabilă a terenurilor agricole) au fost contaminate cu metale grele, cum ar fi Pb, Cd, Cr, și Zn. Poluarea cu metale grele cauzează pierderi de cultură de 10.000.000 de tone anual în China (Hongbo et al., 2011). Potrivit Ministerului Protecției Mediului și Ministerului Țării și Resurselor (China, 2014), conținuturile de Pb, Cd, Cu și Zn din solurile Chinei au depășit limitele admise cu 0,9 %, 2,1 %, 1,5 % și respectiv 7,0 %. În China, metalele grele (solide) au depășit standardul de calitate a mediului pentru sol în 16,1% din soluri agricole. Pentru solurile neagricole, 19,4% din situri au depășit standardele de calitate a mediului.

Niveluri ridicate de metale grele în sol sunt de asemenea raportate și în țările mai puțin dezvoltate, cum ar fi Pakistan, India, Bangladesh etc. În țările mai puțin dezvoltate, principala sursă de metale grele în sol este utilizarea deșeurilor netratate și apa uzată industrială folosită la irigarea culturilor. În Pakistan, aproximativ 30 % din apa uzată este utilizată direct pentru irigarea culturilor de pe 32.500 ha, iar 64 % din apele reziduale sunt evacuate direct în

corpurile de apă fără tratament primar (Ensink et al., 2004). În jur de 26 % din suprafața cultivată cu legumele în Pakistan sunt irigate cu ape uzate netratate (Ensink et al., 2004).

1.2. Considerații privind evoluția calității solurilor din România

Suprafața României este de 23.839.071 hectare, din care 61% reprezintă terenuri agricole. Acestea sunt constituite din 64% teren arabil, 33% pășuni și fânețe. Pădurile ocupă o suprafață de 6.800.872 ha, reprezentând 29 % din teritoriul țării, cu 0.32 ha împădurite pe cap de locuitor, tabelul 1.2.

Tabel 1.2: Structura fondului funciar total după modul de folosință

Categorie	Suprafața (ha)	% din total suprafață	% din suprafața categoriei
Agricol total, din care:	1459092	61	100
Arabil	935225	39	64
Livezi și pepiniere pomice	196131	1	1
Fânețe	155354	7	11
Pășuni	327765	14	22
Vii și pepiniere viticole	211347	1	2
Terenuri neagricole total, care:	924814	39	100
Căi de comunicații și căi ferate	388788	2	4
Ocupată cu ape, bălți	822703	3	9
Ocupată cu construcții	737006	3	8
Păduri și altă vegetație forestieră	680087	29	74
Terenuri degradate și neproductive	498773	2	5
TOTAL	2383907	100	-

Sursa: <http://statistici.insse.ro:8077/tempo-online/#/pages/tables/insse-table>

România este una din țările în care resursele de creștere a suprafeței arabile sunt practic epuizate, prin urmare este necesar, instituirea unei politici adecvate de protecție, ameliorare și utilizare judicioasă a resurselor de sol pe principiile dezvoltării durabile. Situația generală a solurilor din România, afectate de diferite procese este prezentate în tabelul 1.3.

Tabel 1.3. Situația generală a solurilor din România, afectate de diferite procese

Denumire generală proceselor		Cod	Suprafața (ha) și gradul de afectare					
			slab	moderat	puternic	foarte	excesiv	Total
Procese de poluare versă a solului determinate de activități industriale și agricole	1. Poluare prin lucrări de excavare la zi (exploatare miniere la zi, balastiere, cariere etc.)	2		16	255	519	23,640	24,432
	2. Deponii, halde, iazuri de decantare, depozite de steril de la flotare, depozite de gunoaie etc.	247		63	236	320	5,773	6,639
	3. Deșeuri și reziduuri organice (minerale, materii anorganice, inclusiv metale, săruri, și baze) de la industrie (inclusiv industria extractivă)	10		217	207	50	360	844
	4. Substanțe purtate de aer	215,737		99,494	29,436	18,030	1,615	364,348
	5. Materii radioactive			500			66	566
	6. Deșeuri și reziduuri organice de la industria alimentară și ușoară și alte industrii	13		19	12	17	287	348
	7. Deșeuri, reziduuri agricole și forestiere	37		65	90	642	306	1,140
	8. Dejecții animale	2,883		993	363	265	469	4,973
	9. Dejecții umane			689	11		33	733
	17. Pesticide	1.058		650	224	77	67	2,076
	18. Agenți patogeni contaminanți			505			117	617
	19. Apă sărată (de la extracția petrolului)	952		497	408	205	592	2,654
	20. Produse petroliere			473	248	5	25	751
	TOTAL I		220,939	104,176	31,490	20,130	33,336	410,121
Soluri afectate de procese de pantă și alte procese	10. Eroziune de suprafață, de adâncime, alunecări	944,763		1 013,854	749,420	454,150	210,729	3 372,946
	15. Compactare primară secundară	543,371		544,556	251,268	125,555	88,526	1 553,276
	16. Poluare prin sedimente produse de eroziune (colmatare)	4,088		2,389	4,808	1,178	836	13,299
	TOTAL II		1 492,222	1 560,799	1 005,496	580,883	300,091	493,9521
Soluri afectate de procese naturale și /sau antropice	11. Soluri sărăturate (saline și/sau alcalice)	264,163		80,639	52,488	36,867	50,678	484,835
	12. Soluri acide	1 766,295		1 926,886	716,794	186,023	18,132	4 614,130
	13. Exces de apă	640,738		1 075,063	420,208	199,479	185,785	2 521,273
	14. Excesul sau deficit de elemente nutritive și de materie organică	8 808,563		12 230,383	7 783,959	3 349,505	1 373,196	33 545,606
	TOTAL III		11 479,759	15 312,971	8 973,449	3 771,874	1 627,791	41 165,844

TOTAL	13 077,048	16 977,946	10 010,435	4 372, 887	1 961 268	46 515,486
--------------	-------------------	-------------------	-------------------	-------------------	------------------	-------------------

Sursa: <http://statistici.insse.ro:8077/tempo-online/#/pages/tables/insse-table>

În țara noastră, protecția juridică a solului și subsolului indiferent de destinație și de proprietarii funciari este reglementată de acte normative. Normativul care precizează limitele concentrațiilor de contaminanți din sol este Ordinul nr. 756/1997 pentru aprobarea Reglementării privind evaluarea poluării mediului al Ministerului Mediului și Pădurilor, completat cu Ordinul nr. 592 din 25 iunie 2002 pentru aprobarea Normativului privind stabilirea valorilor limită, a valorilor de prag și a criteriilor și metodelor de evaluare. Valorile de referință privind poluarea solurilor conform Ordinului nr. 756 din 1997, sunt prezentate în tabelul 1.4.

Tabelul 1.4. Valori de referință pentru urme de elemente chimice în sol (Ordinul nr. 756/1997)

Urme de element	Valori normale (mg/kg s.u.)	Praguri de alertă Tipuri de folosință (mg/kg s.u.)		Praguri de intervenție Tipuri folosință (mg/kg s.u.)	
		Sensibile	Mai puțin sensibile	Sensibile	Mai puțin sensibile
Antimoniu	5	12,5	20	20	40
Argint	2	10	20	20	40
Arsen	5	15	25	25	50
Bariu	200	400	1000	625	2000
Bor solubil	1	2	5	3	10
Cadmiu	1	3	5	5	10
Cobalt	15	30	100	50	250
Crom total	30	100	300	300	600
Crom(6+)	1	4	10	10	20
Cupru	20	100	250	200	500
Mangan	900	1500	2000	2500	4000
Mercur	0,1	1	4	2	10
Molibden	2	5	15	10	40
Nichel	20	75	200	150	500
Plumb	20	50	250	100	1.000
Seleniu	1	3	10	5	20
Staniu	20	35	100	50	300
Vanadiu	50	100	200	200	400
Zinc	100	300	700	600	1500
Cianuri libere	<1	5	10	10	20
Cianuri complexe	<5	100	200	250	500
Fluor	-	150	500	300	1000
Sulfuri	-	200	400	1000	2000
Sulfati	-	2000	5000	10000	50000

1.3. Riscuri generate de solurile poluate

În prezent, atât pe plan mondial cât și în țara noastră, putem observa o serie de fenomene de gospodărire nerațională a solului și subsolului, cum ar fi: zonarea culturilor în neconcordanță cu oferta ecologică și folosirea unor tehnologii care duc la deteriorarea proprietăților fertile ale solului. Aceste acțiuni negative, diferite și variate, conduc la „instalarea” unui fenomen complex de poluare a solului și a subsolului.

În țara noastră, principalele efecte ale poluării și degradării solului și subsolului sunt: gradul avansat de acidifiere a solului, deficitul de microelemente, eroziunea solului, sărăturarea solului prin apă, sărăturarea solului prin apă și textura excesiv nisipoasă.

În țara noastră au apărut *soluri poluate* în special din cauza utilizării unor tehnologii cu nivel ridicat de poluare, în care ponderea cea mai mare revine industriei și depozitării de deșeuri (Zaharia C.2005).

În conformitate cu statisticile efectuate de Institutul de Cercetări Pedologice și Agronomice (coordonat mult timp de prof. C. Răuță), a fost elaborată următoarea situație privind cauzele poluării solurilor și aprecierea cantitativă a solurilor poluate:

- emanații de compuși ai metalelor grele, oxizi de azot și sulf - 53,179 mii ha;
- deversări de petrol, apă sărată și nămol de sondă - 49,368 mii ha;
- emanații de gaze și depuneri de pulberi cu compuși metalici - 28,251 mii ha;
- evacuarea în atmosferă de pulberi carbonatice de la combinatele de lianți, azbociment și materiale refractare - 15,516 mii ha;
- emisii de oxizi de sulf, evacuate în atmosferă, de cenușă, spulberarea zgurii și cenușii din halde - 11,806 mii ha;
- pulberi industriale, deșeuri și ape uzate - 0,300 mii ha;
- pulberi și oxizi de fier - 0,300 mii ha;
- depozitarea și deversarea dejecțiilor animaliere de la combinatele zootehnice - 1,149 mii ha;
- depozitarea de deșeuri și reziduuri de orice fel - 1,880 mii ha. Total: 168,342 mii ha.

În România, o evoluție îngrijorătoare o au solurile ce conțin ioni de metale grele, mult peste limitele maxime admisibile și ele se găsesc:

-În zona *Baia Mare*, soluri cu peste 91 ppm Cd (CMA ~ 3 - 5 mg Cd/kg substanță uscată) - cu efecte cancerigene cumulative asupra animalelor și omului (doză letală - ingerare și săruri - de ordinul cg și doză letală - inhalare sub formă de CdO - 40 mg), precum și efecte inhibitoare în creșterea și dezvoltarea plantelor;

-În zona *Baia Mare și Copșa Mică*, concentrații de Pb în sol mai mari de 3,170 ppm și, respectiv, 3000 ppm (CMA -50-100 mg Pb/kg substanță uscată) - dereglări ale unor funcții vitale ale plantelor: respirație, fotosinteză etc.

-În zona unităților SC „*Neferal*” SA și SC „*Acumulatorul*” SA București, concentrații de Cu în sol mai mari de 1,377 ppm (CMA – 100 - 200 mg Cu/kg substanță uscată) având efecte toxice asupra plantelor, provocând boli specifice la animale etc.(Zaharia C. 2006)

Cu toate că în ultimii ani o serie de unități industriale au fost închise, iar altele și au redus activitatea, poluarea solului se menține ridicată în multe zone din România (Borzești - Onești, Bacău, Ploiești, Brașov, Ișalnița, Pitești, Govora, Suceava, Tg. Mureș, Turnu Măgurele, Tulcea).

1.4. Caracteristicile fizico-chimice și toxicologice ale metalelor grele din sol

Impactul pe care îl induce prezența metalelor grele din sol asupra sănătății umane și animale este agravat de persistența acestora, pe termen lung, în mediul înconjurător. De asemenea solubilitatea și mobilitatea metalelor grele sunt în strânsă legătură cu procesele de adsorbție, desorbție și complexare, care, la rândul lor, depind de caracteristicile solurilor în care aceste procese au loc, respectiv: pH, capacitatea de schimb cationic, conținutul de materie organică, tărie ionică, prezența altor metale grele etc. (Barman și colab., 2000; Nordberg și colab., 2002; Quartacci și colab., 2006). Conform legislației din România, concentrațiile maxime admise pentru ionii de metale grele în corpul uman sunt prezentate în tabelul 1.5

Tabelul 1.5. Concentrații maxime admise (CMA) în corpul uman (OMS, 2002; USEPA, 2002)

Metalul Poluant	CMA în corpul uman (pg/L)		Efecte asupra sănătății omului
	OMS	USEPA	
Arsen	10	50	Cancerigene, tumori hepatice, afecțiuni ale pielii, și ale aparatului digestiv etc.
Mercur	01	12	Coroziv pentru piele, dermatite, anorexie, afecțiuni ale ochilor etc.
Cadmiu	03	05	Cancerigen, dispnee, pierderi în greutate
Crom total	50	100	Cancerigen, alergii, tumori pulmonare, dermatite etc.
Cupru	-	1300	Iritații ale ochilor, nasului, gurii, cefalee, dereglări ale aparatului digestiv etc.

Sursele de metale grele în mediul înconjurător sunt diverse și complexe, de origine naturală și antropogenă. Ele afectează solul și subsolul, apele subterane și de suprafață, atmosfera.

Poluanții de tip metale grele sunt deosebit de periculoși prin remanența de lungă durată în sol, precum și datorită preluării lor de către plante și animale.

Printre cele mai poluante metale grele și cele mai des întâlnite în mediu sunt:

➤ **Cadmiu**

Cadmiul este un metal divalent moale, maleabil, ductil, argintiu, densitate $8,65\text{g/cm}^3$, având punctul de topire $321\text{ }^{\circ}\text{C}$ și punctul de fierbere $767\text{ }^{\circ}\text{C}$. Cadmiul se topește și fierbe la temperaturi relativ scăzute, căldura de vaporizare este de $99,87\text{ kJ/mol}$, vaporii săi sunt de un galben profund și monatomic. Spre deosebire de majoritatea altor metale, cadmiul este rezistent la coroziune și este utilizat ca placă de protecție pentru alte metale. Cadmiul este insolubil în apă și nu este inflamabil; cu toate acestea, sub forma sa pudră poate arde și elibera fumuri toxice.

Cadmiul este un metal greu cu o toxicitate considerabilă, cu impact distructiv asupra majorității sistemelor din organismul uman. Este distribuit pe scară largă la oameni, principalele surse de contaminare fiind fumul de țigară, sudarea și alimentele și băuturile contaminate. Intoxicații cu cadmiu au fost raportate din multe părți ale lumii. Este una dintre problemele globale de sănătate care afectează multe organe și, în unele cazuri, poate provoca decese anual. Expunerea pe termen lung la cadmiu prin aer, apă, sol și alimente duce la cancer și la nivelul organelor toxicitate, cum ar fi sistemul scheletic, urinar, reproducător, cardiovascular, central și periferic și sistemul respirator. Nivelurile de cadmiu pot fi măsurate în probe de sânge, urină, păr, unghii și salivă. Pacienții cu toxicitate cadmică au nevoie de irigații ale tractului gastrointestinal, de îngrijire de susținere și de decontaminare chimică, terapie de chelare pe bază tradițională, cu noi agenți de chelare și antidoturi pe bază de nanoparticule. În plus, a fost recomandat, de asemenea, să se determine nivelul de contaminare a alimentelor și zonele suspecte, să se ia în considerare programe de educație și conștientizare publică pentru persoanele expuse pentru a preveni intoxicațiile cu cadmiu.

➤ **Cobalt**

Cobaltul este de culoare alb-argintiu, cu o tentă albastruie. Este un element dur, feromagnetic, fragil, densitatea de $8,90\text{ g/cm}^3$. Minereurile primare ale cobaltului sunt cobaltitul, smaltitul și eritritul. De asemenea, poate fi obținut ca produs secundar al proceselor de minare și rafinare a plumbului, nichelului, argintului, cuprului și fierul

Metalul cobalt, are punctul de fierbere $2927\text{ }^{\circ}\text{C}$ și punctul de topire este ridicat $1495\text{ }^{\circ}\text{C}$. Cobaltul este apreciat pentru rezistența la uzură și capacitatea de a-și păstra rezistența la temperaturi ridicate, căldura de vaporizare 377 kJ/mol . Este unul dintre cele trei metale magnetice naturale (fierul și nichelul fiind celelalte două) și își păstrează magnetismul la o temperatură mai ridicată

(1202 ° F, 1100 ° C) decât orice alt metal. Cobaltul este stabil în aer și nu este afectat de apă. Este activ chimic și se dizolvă în acid sulfuric diluat, acid azotic sau clorhidric.

Cobaltul (Co) și compușii săi sunt distribuți pe scară largă în natură și fac parte din numeroase activități antropice. Deși cobaltul are un rol biologic necesar ca și component metalic al vitaminei B12, s-a demonstrat că expunerea excesivă induce diverse efecte adverse asupra sănătății. Efectele sistemice asupra sănătății se caracterizează printr-un sindrom clinic complex, incluzând în principal deficiențe neurologice (de exemplu, deficiențe de auz și de vedere), deficite cardiovasculare și endocrine.

➤ **Crom**

Cromul este un metal dur, fragil, culoarea sa este gri-argintiu și poate fi lustruit. Cromul lustruit reflectă aproape 70% din spectrul vizibil, fiind reflectată aproape 90% din lumina infraroșie. Cromul are un punct de topire de 1907 ° C, care este relativ scăzut comparativ cu majoritatea metalelor de tranziție. Punctul de fierbere de 2671 ° C, este totuși comparativ mai mic, având al treilea punct de fierbere cel mai scăzut din metalele de tranziție. Rezistivitatea electrică a cromului la 20 ° C este de 125 nanoohm-metri și densitatea de 7,19 g / cm³.

Oamenii pot fi expuși la crom prin respirație, alimentație și prin contact direct cu pielea cu crom sau compuși de crom. Nivelul de crom din aer și apă este în general scăzut.

Pericolele pentru sănătate asociate expunerii la crom depind de starea de oxidare a acestuia. Forma metalică are o toxicitate scăzută. Forma hexavalentă este toxică. Efectele adverse ale formei hexavalente asupra pielii pot include ulceratii, dermatite și reacții alergice ale pielii. Inhalarea compușilor de crom hexavalenți poate duce la ulceratii și perforatii ale mucoaselor septului nazal, iritarea faringelui și a laringelui, bronșită astmatică, bronhospasme și edem. Simptomele respiratorii pot include tuse și respirație șuierătoare, respirație și mâncărime nazală.

➤ **Cupru**

Este un metal, foarte bun conducător de electricitate 59.6×10^6 S/m și căldură 401 W/(m x K). Cuprul are densitatea 8 960 kg/m³, masa atomică de 63,546 μ, punctul de topire 1 083°C iar punctul de fierbere 2 567 °C.

Cuprul este un element important pentru corpul uman, ca efecte benefice, cuprul ajută organismul să utilizeze fierul din sânge, reducând acțiunile radicalilor liberi asupra țesuturilor. Consumarea alimentelor de cupru poate, totodată, preveni anumite boli sau deficiențe, cum ar fi alergiile, chelia, SIDA, leucemia, osteoporoza și ulcerul stomacal.

➤ Fier

Fierul este un metal alb strălucitor, care este moale, maleabil, ductil și puternic. Suprafața sa este de obicei decolorată de coroziune, deoarece se combină ușor cu oxigenul aerului în prezența umezelii. În aer absolut uscat, nu ruginește.

La temperatura camerei, fierul este sub formă de ferită, sau α -fier, o structură cubică centrată pe corp. Densitatea α -fier este de 7,86 g / cc. La 910 ° C se schimbă în γ -fier, care este centrat pe față cubic și ceva mai moale. La 1535 ° C fierul se topește și fierbe la 3000 ° C.

Se știe că există în patru forme cristaline distincte. Se dizolvă ușor în acizi diluați. Fierul este activ chimic și formează două serii majore de compuși chimici, fierul bivalent (II) sau compuși feroși și compuși trivalenți de fier (III) sau ferici.

Fierul ajută la menținerea multor funcții vitale din organism, energizează și crește concentrarea, procese gastrointestinale, sistemul imunitar și reglarea temperaturii corpului. Fierul poate fi periculos asimilat în cantități mari în corpul uman. Toxicitatea fierului poate fi subită sau graduală. Excesul de fier în ficat, inima și pancreas, poate duce la afecțiuni precum ciroza, insuficiență cardiacă și diabetul.

➤ Mangan

Manganul este un metal moderat activ. Se combină încet cu oxigenul din aer pentru a forma dioxid de mangan (MnO_2). La temperaturi mai ridicate, reacționează mai rapid. Poate chiar arde, dând o lumină albă strălucitoare. Manganul reacționează lent cu apă rece, dar mai rapid cu apă caldă sau aburi. Se dizolvă în majoritatea acizilor cu eliberarea de hidrogen gazos.

Unele soluri au un nivel scăzut de mangan și, prin urmare, este adăugat la unele îngrășăminte și administrat ca supliment alimentar animalelor care pășesc.

Manganul este unul dintre elementele chimice care are efecte pozitive și negative asupra organismelor vii. O cantitate semnificativ mică din acest element este necesară pentru a menține o sănătate bună a plantelor și a animalelor. Manganul este folosit de enzime într-un organism. O enzimă este o moleculă care face ca reacțiile chimice să apară mai rapid în celule. Enzimele sunt necesare pentru ca orice celulă să funcționeze corect. În cazul în care manganul lipsește din dietă, enzimele nu funcționează eficient. Celulele încep să moară și organismul se îmbolnăvește.

➤ Nichel

Este un metal lustru alb-argintiu, cu o ușoară tentă aurie. Nichelul aparține metalelor de tranziție, având greutate atomică 58,69, punctul de topire este de 1452 °C, temperatura de fierbere este de 2730 ° C și densitatea de 8,90 g/cm³ la 25 ° C. Este dur, maleabil și ductil și are o conductivitate electrică și termică relativ redusă pentru metalele de tranziție. Nichelul este oxidat

lent de aer la temperatura camerei și este considerat rezistent la coroziune. Are o afinitate geochimică siderofilă și într-o măsură mai mică calcofilă.

Sursa principală de expunere la nichel este consumul de legume, deoarece nichelul este esențial pentru plante. Nichelul se găsește în cantități însemnate atât în alimente, cât și în apă. De exemplu, robinetele placate cu nichel pot contamina apa și solul, exploatarea și topirea pot arunca nichelul în apele uzate. Vesela de oțel din aliaj de nichel și vasele cu nichel pigmentat pot elibera nichel în alimente. Cea mai mare parte a nichelului absorbit în corpul uman este eliminat de rinichi prin urină sau este eliminat prin tractul gastrointestinal fără a fi absorbit. Nichelul acumulat în organism în doze mari, poate fi toxic și cancerigen.

➤ **Plumb**

Este un metal greu, de culoare gri-argintie, este dens, având densitatea de 11.34 g/cm^3 . Plumbul este un metal moale și maleabil și are un punct de topire relativ scăzut $327,43^\circ \text{ C}$ iar punctul de fierbere este la 1740° C .

Plumbul este un metal extrem de otrăvitor (inhalat sau înghițit), care afectează aproape fiecare organ și sistem din corpul uman. La niveluri de 100 mg / m^3 , este periculos pentru viață și sănătate. Majoritatea plumbului ingerat este absorbit în fluxul sanguin. Plumbul poate provoca leziuni severe creierului și rinichilor și, în cele din urmă, moartea.

➤ **Zinc**

Zincul este un metal alb-albastrui, strălucitor al cărui luciu metalic dispare repede în contact cu aerul, datorită formării unui strat superficial de oxid care împiedică oxidarea lui în continuare. Se poate aprecia că posedă o bună conductivitate termică $116 \text{ W/(m} \times \text{K)}$ și electrică $59,0 \text{ n}\Omega \times \text{m}$ (la 20°C), având punctul de topire 419°C și punctul de fierbere 907°C . La temperatura obișnuită zincul este fragil și nu se poate prelucra prin laminare. Între 100 și 150 grade celsius devine plastic putând fi forjat sau laminat în table subțiri până la $0,05 \text{ mm}$ grosime.

Excesul sau aportul insuficient de zinc pot modera o cascadă de procese metabolice care afectează negativ sănătatea ființelor umane și a altor organisme. Expunerea la niveluri ridicate de compuși conținând zinc și zinc poate duce la o serie de efecte adverse în sistemele gastrointestinale, hematologice și respiratorii, alături de modificări ale sistemelor cardiovasculare și neurologice ale omului. Ionul liber de zinc în soluție este foarte toxic pentru bacterii, plante, nevertebrate și chiar pești vertebrați. Zincul este o urmă metalică esențială cu o toxicitate foarte scăzută la organismul uman.

1.5 Aspecte teoretice privind transportul compușilor chimici poluanți în sol

1.5.1 Influența solubilității poluanților asupra mecanismelor de transport

Transportul poluanților dizolvați în apa din sol este controlat de o serie de fenomene fizice și chimice care determină, până la urmă, mărimea ariei poluate. Aceste fenomene sunt: advecția, dispersia și difuzia.

Prin **advecție** este definit transportul poluanților în soluție de către curentul natural al apei solului, la viteza medie a acesteia. În concordanță cu această definiție, viteza de creștere a ariei poluate este egală cu viteza de mișcare a apei în sol, dependentă, la rândul ei, de gradientul sucțiunii, de permeabilitatea și porozitatea eficace a solului.

Difuzia moleculară, sau simplu **difuzia**, este procesul de transport al unei substanțe determinat de gradientul de concentrație care se realizează între diferitele puncte ale soluției apoase a substanței respective. Difuzia se produce și în cazul în care fluidul suport, respectiv apa, se găsește în regim static. În mediile subterane mai puțin permeabile, transportul poluanților prin difuzie este mai important cantitativ decât transportul prin advecție.

Dispersia este fenomenul de amestec produs între o soluție lichidă și apa curată, având ca rezultat diluția soluției, adică reducerea concentrației poluantului în apa din sol. Acest lucru este datorat faptului că porii mediului subteran au formă, mărime și orientare variabilă în spațiu. Principalii factori care influențează dispersia sunt:

- distribuția neuniformă a vitezei pe secțiunea transversală a canalelor formate de pori; viteza maximă va fi realizată în zona centrală a porilor;
- tortuozitatea; drumul parcurs de particulele fluide în interiorul mediului poros diferă de la particulă la particulă;
- dimensiunea variabilă a porilor determină viteze medii diferite pentru fiecare canal din interiorul mediului poros.

O clasă importantă de produse poluante ale solului sunt nemiscibile cu apa și puțin solubile. Astfel de produse, care pot exista ca fază separată în mediul subteran, sunt codificate în literatura de specialitate prin NAPL (Non-Aqueous Phase Liquids) (Palmer și Johnson, 1989). Categoria acestor substanțe este subîmpărțită în două subclase:

LNAPL(S) - definește substanțele lichide, nemiscibile cu apa și mai ușoare decât acestea. În această clasă intră hidrocarburile petroliere, cherosenul, carburanții folosiți în industria transporturilor, etc;

DNAPL(S) - definește substanțele nemiscibile cu apa și cu densitate mai mare decât aceasta. În categoria DNAPL intră hidrocarburile clorurate, cum ar fi 1,1,1, triclorețan, tetraclorura de carbon, clorofenolii, clorobenzenul și prosușii policlorurați bifenilici PCBs.

În mișcarea sa descendentă prin mediul poros, NAPL dislocă apa și aerul din pori. Apa este fază umectantă atât pentru aer, cât și pentru NAPL, având tendința să realizeze un strat subțire în jurul granulelor mediului poros. NAPL fiind fază neumectantă se deplasează prin zona centrală a porilor. În astfel de situații, nici apa și nici NAPL nu vor ocupa în întregime spațiul porilor, ceea ce face ca permeabilitatea mediului în raport cu cele două lichide să fie diferită de permeabilitatea acestuia, corespunzătoare cazului când porii sunt în întregime ocupați de un singur lichid. Această reducere a permeabilității este descrisă cu ajutorul *permeabilității relative*, prin care se definește permeabilitatea corespunzătoare unei anumite fracțiuni a porilor ocupată de NAPL, față de permeabilitatea aceluiași mediu, la saturație cu NAPL. Permeabilitate relativă variază între 1,0 pentru 100% saturație NAPL și 0,0 pentru saturație 0% NAPL.

La scurgerea unor cantități mari de LNAPL în mediul subteran, acesta va migra pe verticală, în zona nesaturată până la atingerea saturației reziduale (fig. 1.3), formând astfel un sistem trifazic: apă, aer și LNAPL (Palmer și Johnson, 1989).

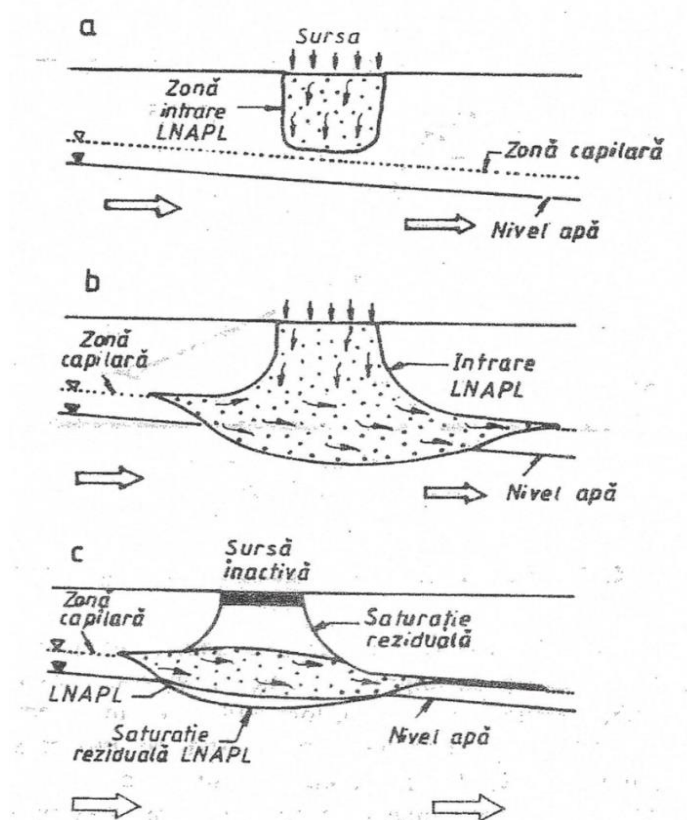


Fig.1.3 Transportul în subteran al poluanților nemiscibili cu apa, mai ușori decât aceasta

Odată ajuns la apa subterană, LNAPL plutește pe suprafața acesteia, depresionând-o, pe măsura acumulării sale. Dacă sursa de poluare este înlăturată, LNAPL continuă să se acumuleze la

suprafața apei subterane prin migrarea acestuia din zona nesaturată, sub efectul forțelor gravitaționale, până la realizarea saturației reziduale.

În cazul unor scurgeri relativ reduse de DNAPL, acesta va migra vertical în zona nesaturată, sub influența forțelor gravitaționale, până la stingerea saturației reziduale (fig. 1.4), (Palmer, 1990).

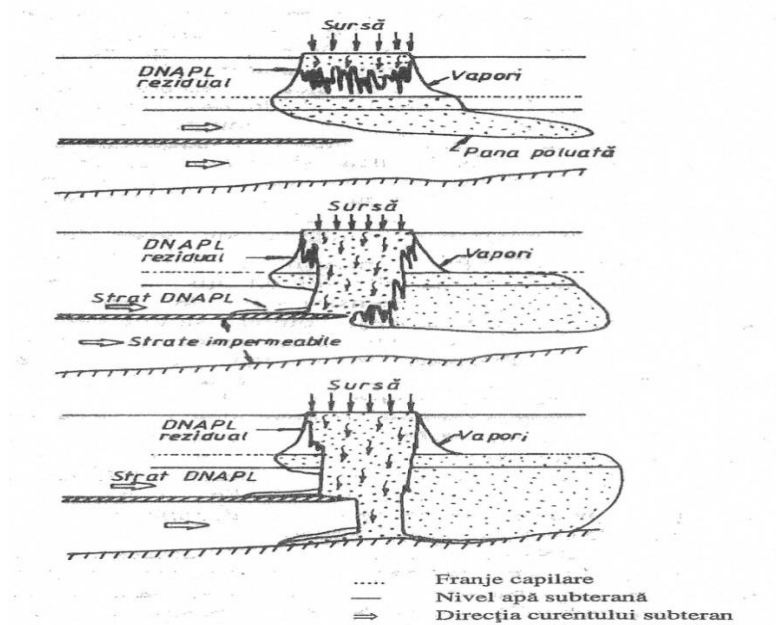


Fig. 1.4. Transportul în subteran al poluanților nemiscibili cu apa, cu densitate mai mare decât aceasta

Dacă în zona nesaturată se găsește apă, dnapi formează degete vâscoase în timpul infiltrației, fenomen neobservat în cazul zonelor nesaturate uscate. La fel ca în cazul lnapi, compușii de tip dnapi rămași la saturație reziduală vor volatiliza în spațiul porilor sau vor fi parțial dizolvați de apa de infiltrație, determinând, până la urmă, formarea penei poluante, antrenată de curentul de apă subterană.

Cantități mari de dnapi, scurse în mediul subteran, asigură menținerea mișcării pe verticală a acestuia, penetrând franja capilară și coloana de apă subterană, mișcarea pe verticală continuând în zona saturată până la atingerea rocii de bază impermeabilă.

1.5.2 Procese chimice care controlează transportul poluanților în mediul subteran

Transportul poluanților în mediul subteran este afectat într-o mare măsură de o serie de procese fizice, chimice sau biologice, având ca efect modificarea esențială a caracteristicilor mișcării, a compoziției poluanților și, cel mai important, determină încetinirea migrației lor, prin așa

numitul *efect de întârziere*. În general, mecanismele care contribuie la acest efect sunt: diluția; filtrarea; adsorbția; reacțiile chimice sau biochimice; reacțiile de transformare.

În tabelul 1.6., sunt prezentate, în sinteză, aceste mecanisme, cu specificarea efectelor lor asupra mediului subteran, respectiv asupra comportării poluanților și a proceselor specifice soluțiilor de remediere.

Tabel 1.6. Mecanisme care determină încetinirea migrației poluanților

Tip proces	Definire	Semnificația pentru acvifer	Efecte asupra poluanților
Dizolvare precipitare	Reacții care dizolvă sau precipită substanțele solide (substanțe minerale naturale)	Influențează compoziția chimică a apei subterane.	Conduce la creșterea sau scăderea concentrațiilor constituenților dizolvați care pot include și poluanți.
Oxidare - reducere	Reacții prin care se acceptă sau se pierde electroni din substanța chimică, modificând starea de oxidare a elementelor chimice.	Determina specificațiile metalelor cu mai multe stări de oxidare și căile de degradare biologică a substanțelor organice.	Poate modifica concentrația poluantului fie prin reacții chimice, fie prin accelerarea degradării microbiene a poluantului; precipită sau dizolvă metale.
Sorbție – desorbție	Reacții de transfer a substanțelor din faza fluidă (solvent) în faza solidă (absorbant) sau viceversa.	Influențează concentrația soluțiilor prin atragerea constituenților pe suprafața particulelor solide	Adsorbția poate încetini mișcarea poluanților.
Schimb ionic	Schimb ionic între argilă și soluție, cu menținerea echilibrului de sarcină.	Reduce concentrația unui ion și mărește concentrația altuia.	Îndepărtează ionii de poluanți din soluție; procesul de depoluare prin pompare, este încetinit.
Formarea compusilor	Reacții între substanțele chimice aflate în soluție, generând substanțe chimice complexe.	Afectează disponibilitatea substanțelor aflate în apa subterană de a reacționa.	Modifică concentrația, reactivitatea și mobilitatea poluanților (în special a metalelor).

1.5.3. Modelarea matematică a curgerii apei în medii poroase variat saturate

Ecuatia generală a curgerii

Curgerea apei prin medii poroase variat saturate este descrisă de ecuația modificată a lui Richard:

Mișcarea unidimensională a apei într-un mediu poros rigid parțial saturat este descrisă printr-o formă modificată a ecuației lui Richard's (formula de calcul nr.1) folosind ipotezele că faza aeriană joacă un rol nesemnificativ în procesul de curgere a lichidului și că fluxul de apă datorat gradientilor termici poate fi neglijat:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \cos \alpha \right) \right] - S \quad (1)$$

unde h este presiunea apei [L], θ este conținutul volumic de apă [L^3L^{-3}], t este timpul [T], x este coordonata spațială [L] (pozitivă în sus), S este termenul de scufundare [$L^3L^{-3}T^{-1}$], α este unghiul dintre direcția de curgere și axa verticală (i.e. $\alpha = 0^\circ$ pentru debitul vertical, 90° pentru debitul orizontal și $0^\circ < \alpha < 90^\circ$ pentru debitul înclinat) și K este funcția de conductivitate hidraulică nesaturată [LT^{-1}] dată de formula de calcul nr. 2:

$$K(h,x) = K_s(x) K_r(h,x) \quad (2)$$

unde K_r este conductivitatea hidraulică relativă [-], iar K_s , conductivitatea hidraulică saturată [LT^{-1}].

Varianta stabilită de Rosetta este capabilă să aprecieze, după Genuchten (1980), retenția de apă și parametri de conductivitate hidraulică nesaturată, precum și să furnizeze estimări ale conductivităților hidraulice saturate, K_s . Funcția de retenție a apei după Genuchten este dată de formula de calcul nr. 3:

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha h)^n]^{1-1/n}} \quad (3)$$

unde $\theta(h)$ reprezintă curba de retenție a apei care definește conținutul de apă, θ (cm^3/cm^3), în funcție de presiunea apei solului h (cm), θ_r și θ_s (cm^3/cm^3) sunt conținuturi de apă reziduale și, respectiv, saturate, în timp ce α (l/cm) și n sunt parametri de formă. Această ecuație poate fi rescrisă pentru a determina saturația relativă, S_e , cu formula de calcul nr. 4 :

$$S_e = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = [1 + (\alpha h)^n]^{1/n-1} \quad (4)$$

Această ecuație este utilizată împreună cu modelul de distribuție a mărimii porilor de către Mualem (1976) pentru a stabili modelul van Genuchten-Mualem (după Genuchten, 1980), redat cu formula de calcul nr. 5:

$$K(S_e) = K_0 S_e^L \left\{ 1 - \left[1 - S_e^{n/(n-1)} \right]^{1-1/n} \right\}^2 \quad (5)$$

în care K_0 este conductivitatea în punctul de saturație a solului cu apă (cm/zi), dar nu neapărat egală, cu conductivitatea hidraulică saturată, K_s . L (-) este un parametru empiric de conectivitate a tortuozității porilor, care se presupune în mod normal a fi 0,5 (Mualem, 1976). Rosetta arată că L , are o valoare negativă în majoritatea cazurilor. Deși acest lucru aduce unele complicații teoretice, L negativ dă rezultatele cele mai bune (cf. Kosugi, 1999: Schaap și Leij, 1999).

Tabelul 1.7 prezintă valorile medii ale celor șapte parametri hidraulici pentru cele douăsprezece clase texturale USDA. Pentru parametrii θ_r , θ_s , K_0 și K_s , valorile au fost generate prin calcularea valorilor medii pentru fiecare clasă texturală. Pentru K_0 și L valorile au fost generate prin inserarea valorilor medii de clasă θ_r , θ_s , în Modelul C2. Aceasta înseamnă că K_0 și L se bazează pe parametrii previzionați și pot să nu fie foarte fiabili. Valorile din paranteză prezintă incertitudinile față de deviația standard a valorilor medii ale clasei.

Tabelul 1.7 Valorile parametrilor hidraulici pentru cele douăsprezece clase texturale USDA

Textură/ Clasă	θ_r (cm ³ /cm ³)		θ_s (cm ³ /cm ³)		$\log(\alpha)$ $\log(1/\text{cm})$		$\log(n)$ $\log 10$		K_0 $\log(\text{cm/zi})$		K_0 $\log(\text{cm/zi})$		L	
Argilă	0,098	(0,107)	0,459	(0,079)	-1,825	(0,68)	0,098	(007)	1,169	(0,92)	0,472	(0,26)	-1,561	(139)
C Lut	0,079	(0,076)	0,442	(0,079)	-1,801	(0,69)	0,151	(0,12)	0,913	(1,09)	0,699	(0,23)	-0,763	(0,90)
Lut	0,061	(0,073)	0,399	(0,098)	-1 954	(0,73)	0,168	(013)	1,081	(0,92)	0,568	(021)	-0,371	(0,84)
L nisip	0,049	(0,042)	0,390	(0,070)	-1,459	(0,47)	0,242	(016)	2,022	(0,64)	1,386	(024)	-0,874	(0,59)
Nisip	0,053	(0,029)	0,375	(0,055)	-1,453	(0,25)	0,502	(0,18)	2,808	(0,59)	1,389	(024)	-0,930	(0,49)
S argilă	0,117	(0,114)	0,385	(0,046)	-1,476	(0,57)	0,082	(0,06)	1,055	(0,89)	0,637	(0 34)	-3,665	(1,80)
S C L	0,063	(0,078)	0,384	(0,061)	-1,676	(0,71)	0,124	(012)	1,120	(0,85)	0,841	(024)	-1,280	(0,99)
S lut	0,039	(0,054)	0,387	(0,085)	-1,574	(0,56)	0,161	(0,11)	1,583	(0,66)	1,190	(0 21)	-0,861	(0,73)
Nămol	0,050	(0,041)	0,489	(0,078)	-2,182	(0,30)	0,225	(013)	1,641	(0,27)	0,524	(0,32)	0,624	(1-57)

Si argilă	0,111	(0,119)	0,481	(0,080)	-1,790	(0,64)	0,121	(0,10)	0,983	(0,57)	0,501	(0 27)	-1,287	(123)
Si C L	0,090	(0,082)	0,482	(0,086)	-2,076	(0,59)	0,182	(013)	1,046	(0,76)	0,349	(0,26)	-0,156	(1,23)
Si lut	0,065	(0,073)	0,439	(0,093)	-2296	(0,57)	0,221	(0,14)	1,261	(0,74)	0,243	(0,26)	0,365	(1,42)

1.6 Modificări hidrodinamice în sistemul porilor, generate de deformarea solurilor

Solurile cultivate sunt afectate în special de deformarea solului (Berli și colab., 2004; Ha° kansson și Reeder, 1994). Compactarea solului reduce porozitatea totală și crește densitatea aparentă. Se reduce în același timp și proporția porilor mari, care joacă un rol important în mișcarea și transportul apei, disponibilitatea nutrienților, aerarea și productivitatea culturilor, datorită limitării creșterii rădăcinilor (de exemplu, Domz'al și colab., 1991; Mapfumo și colab., 1998; Arocena, 2000).

Sistemele de pori ai solului pot fi definite ca un ansamblu de goluri sau spații existente într-un anumit volum de sol. Apa curge prin porii conectați și implică noțiunea de ierarhie structurală (Brewer, 1964; Hadas, 1987; Dexter, 1988; Dexter și colab., 2008). Aranjamentul spațial sau gruparea particulelor de sol primare în unități secundare numite agregate este cunoscută sub numele de structura solului. Faza solidă a solurilor constă din unități discrete numite particule primare de sol. Aceste particule pot varia foarte mult ca dimensiune, formă și compoziție.

Porozitatea structurală este spațiul porilor dintre microagregate sau agregate și conține macropori. Aceasta are un efect semnificativ asupra fluxului de apă și asupra transportului soluțiilor din sol și oferă un potențial sporit de creștere a rădăcinilor plantelor.

Hidrodinamica este definită ca interacțiuni între forțele fluidului în mișcare și structura solului, legate de sistemul porilor din sol. În dinamica fluidelor, hidrodinamica descrie ecuațiile de mișcare a lichidelor și diferitele lor proprietăți, cum ar fi viteza, presiunea, densitatea și temperatura, ca funcții ale spațiului și timpului (Corey, 1994). Nu numai particulele, ci și agregatele de sol sunt supuse mișcării, sub presiunea perturbărilor externe intense, care, în timp, duc la formarea unui continuu și a unui orizont de sol foarte compactat (Horn și colab., 2003). Rigiditatea sistemelor de sol poate fi observată cu ușurință pe teren. Majoritatea proprietăților solului se schimbă cu timpul (Horn, 2004; Horn și colab., 2003). Dinamica implică interacțiunea între procesele mecanice și hidraulice ale solului (Horn și colab., 2003; Horn și Smucker, 2005).

Un mediu cu dublă porozitate este definit ca un sistem al porilor, caracterizat prin două tipuri de pori: structural și textural. Sunt pori: inter-agregat și pori intra-agregat .

În ceea ce privește descrierea efectelor compactării asupra proprietăților mecanice ale solului structurat, diferitele studii efectuate asupra compactării solului au arătat că până la un

anumit nivel de compactare, în funcție de amplitudinea de rezistență, agregatele rămân rigide și numai structura porilor inter-agregate este afectată de compactare. De fapt, macroporozitatea este mai sensibilă la compactare decât porozitatea totală. (Alakukku, 1996 , Li și Zhang (2009) au arătat că volumul compresibilului al porilor inter-agregat este strâns legat de raportul final dintre spațiul poros și spațiul materialului solid după compactare. Schimbările în structura porilor inter-agregate sunt dominante în timpul compactării, dar se modifică și structura porilor intra-agregate, care sunt dominante în timpul saturației și uscării. De fapt, în solul argilos, s-a constatat că volumul de pori intra-agregate este de aproximativ egal cu volumului porilor ocupați de apă, ceea ce oferă suport pentru presupunerea că, într-un sol argilos, microstructurile agregate nesaturate sunt de fapt microstructuri saturate (Monroy și colab., 2010).

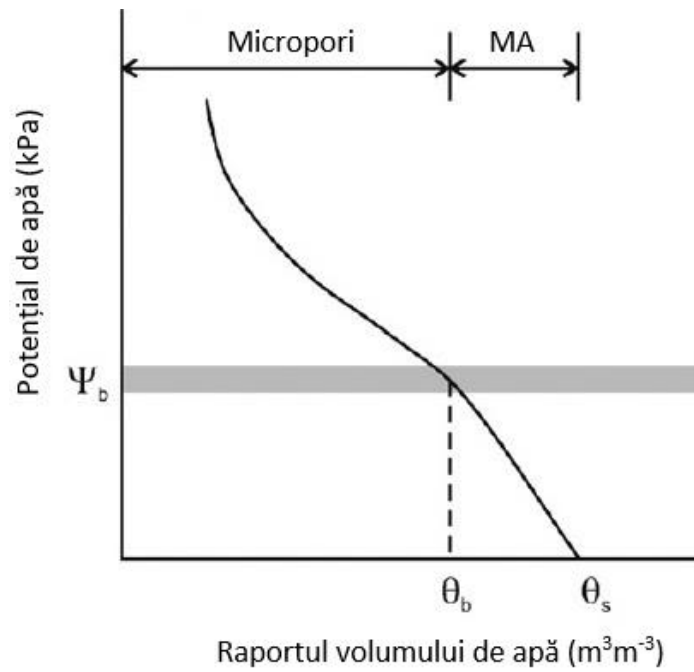
Geometria porilor are o influență deosebit de mare asupra compresibilității solurilor. De fapt, solurile cu o proporție mare de orientare verticală a porilor, sunt mai puțin sensibile la compactare (Schäffer și colab., 2008) decât solurile cu pori orizontali predominanți (Hartge și Böhne, 1983) și pori inter-agregate din solurile cultivate (Schäffer și colab., 2008).

Efectul compactării solului asupra transportului în sol este legat de tipul și natura compusului chimic analizat. Sadegh-Zadeh și colab. (2008) au arătat că, după irigare, mișcarea de azot și potasiu în jos sunt reduse, nivelul de compactare crește, însă mișcarea fosforului este crescută datorită umidității ridicate și a mișcării prin difuzie.

Starea umidității solului este cel mai important factor care influențează procesele de compactare a solului (Soane și van Ouwkerk, 1994, Zhang și colab. 2006).

Modelele hidromecanice sunt modele care leagă spațiul geometric al porilor într-un mediu poros deformabil cu proprietățile sale hidraulice (retenția de apă și conductivitatea hidraulică) și fluidul (adică apa) care curge în timp și spațiu. Geometria spațiului porilor depinde de dispunerea particulelor și agregatelor de sol. Prin urmare, organizarea particulelor din sol are o influență determinantă asupra proprietăților hidraulice ale solurilor nesaturate. (Nimmo, 1997, Eggers și colab. 2007) au arătat că porii din cadrul unui pachet cubic de agregate se deformează izotrop chiar și în condiții de stres anizotrop fig. 1.5.

A)



B)

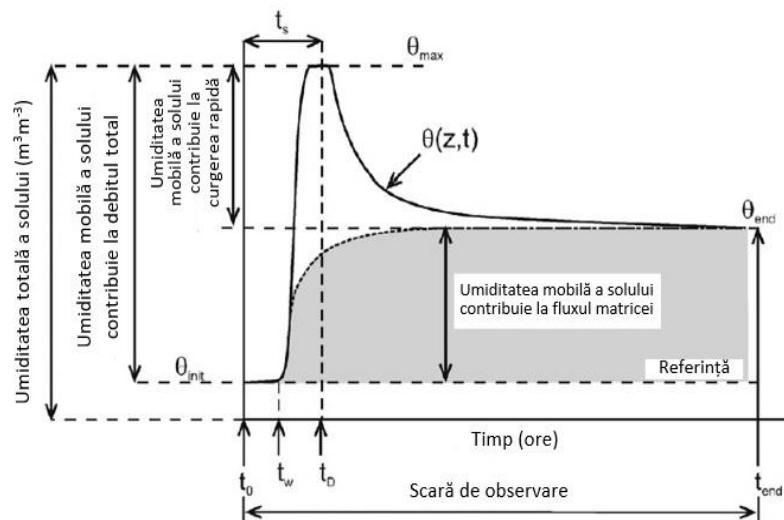


Fig. 1.5. (A) Curba de retenție a apei în sol structurat; θ_b este conținutul de apă la limita între micropori și macropori; θ_s este conținutul de apă la saturație. (B) Evoluția conținutului total de apă din sol $\theta(z, t)$ măsurat la adâncimea z și timpul t în timpul infiltrării și drenajului; t_0 este începutul

infiltrării; T finalul procesului care corespunde încetării drenajului; t_w este sosirea frontului de udare; t_s este durata infiltrării; t_d este sosirea frontului de drenaj; θ_{init} este conținutul inițial de apă din sol înainte de infiltrare; θ_{max} este conținutul maxim de apă din sol măsurat în timpul infiltrării; θ_{end} este conținutul final de apă din sol care se termină cu curgerea rapidă corespunzând capătului t_{end} .

Solurile argiloase gonflante, își modifică volumul din cauza variației conținutului de apă. Macroporozitatea și într-o măsură mai mică microporozitatea solurilor gonflante este afectată de comportamentul lor de contracție. Amplitudinea schimbării în bloc a volumului este de obicei descris prin caracteristica de contracție a solului, curbă care reprezintă schimbarea specifică a volumului relativ al solului în funcție de conținutul său de apă (Haines, 1923; Stirr, 1954; Braudeau, 1988).

Metodele de măsurare a contracției au contribuit la dezvoltarea modelelor de curbă de contracție cu seturi de parametri diferiți. (Braudeau și colab., 1999, Braudeau 1988) au propus un model conceptual al solului privind contracția, pe baza modelului lui Sposito și Giráldez (1976). În cadrul modelului, se presupune că agregatele de argilă din sol se micșorează întocmai ca argila pastă și de asemenea că panta contracției normale depinde de așezarea agregatelor și stabilitatea acestora. Modelul propus de Braudeau (1987) conține cinci zone principale: contracție liniară, contracție curbilinie, contracție reziduală, contracție de bază și contracție structurală. Obiectivele acestor zone, care reprezintă puncte de tranziție, sunt considerate ca fiind caracteristici ale procesului de contracție. Zonele liniare sunt modelate prin ecuații liniare, iar zonele curbilinii prin ecuații exponențiale (XP) (Braudeau, 1988) sau polinom (PL) (Giráldez și colab., 1983; Tariq și Durnford, 1993) sau ecuații parametrice. Parametrii reprezintă coordonatele punctelor finale ale zonelor.

Recent, Cornelis și colab. (2006) au propus să testeze performanțele de utilizare a diferitelor modele folosite frecvent pentru a evalua curba caracteristică de contracție. Pentru descrierea curbei caracteristice de contracție, testele au arătat că modelele multi-ecuații propuse de McGarry și Malafant (1987) și Braudeau și colab. (1999) și modelul modificat de Chertkov (2000, 2003), precum și Groenevelt și ecuația simplă Grant (2001, 2002) , se potrivesc bine măsurătorilor, dar diferă în ceea ce privește complexitatea și numărul de parametri.

Fig. 1.6. A și C prezintă un tip de comportament care rezultă din dinamica de încărcare, după cum au observat Pagliai și colab. (2003), Servadio și colab. (2001), Zhang și colab. (2006) . Matricea rămâne activă și asigură transportul lent al apei. Solul și proprietățile sale hidraulice, cum ar fi conductivitatea hidraulică saturată și forma porilor au fost determinate prin tehnici de analiză a imaginii (de exemplu, Richard și colab., 2001) și experimente de urmărire a

coloranților și infiltrațiilor (Kulli și colab., 2003; Alaoui și Helbling, 2006), care au oferit o bună ilustrare a distrugerii porozității structurale.

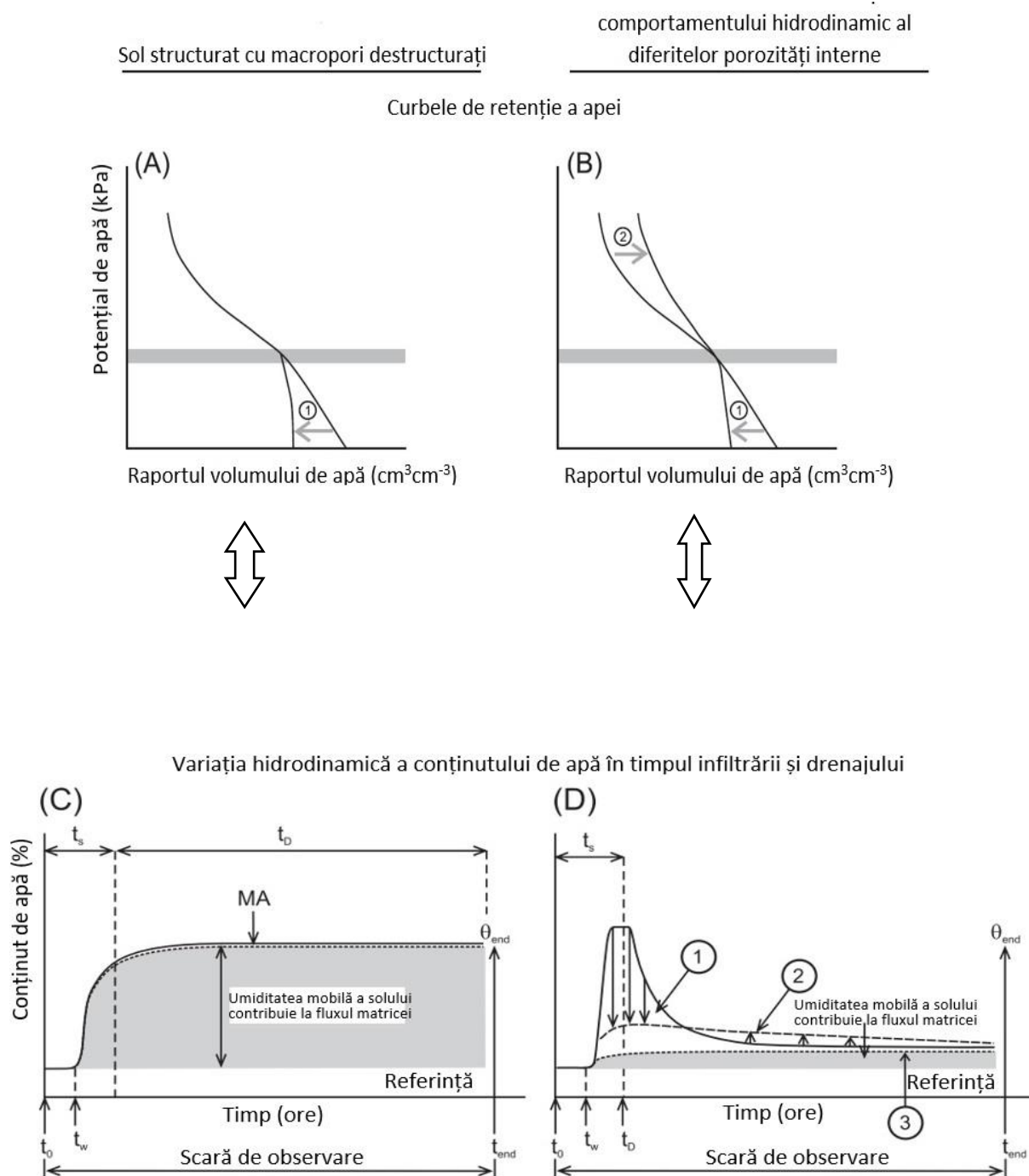
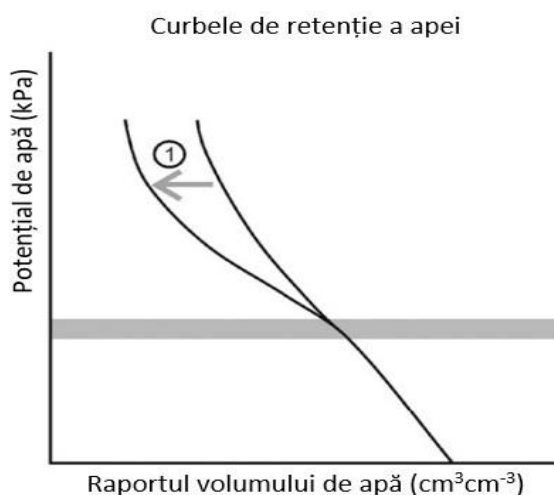


Fig. 1.6. Schiță simplificată a efectului compactării solului asupra structurii solului din punct de vedere hidrodinamic; (A) și (B) curbe de retenție a apei; (C) și (D) variația hidrodinamică a umidității solului; (1) reducerea porozității structurale, (2) apariția porozității structurale relictive și (3) limita dintre matrice și macropori; MA: macroporozitate

Efectul deformării solului prezentat în Fig. 1.6. B și D, reflectă un proces mai complex, care prezintă o îmbinare între aspectele hidraulice și aspectele mecanice. Rezultă o scădere a porozității structurale și creștere a porozității nedeformabile (relicte). Volumul porilor structurali nedeformabili (porozitatea relictă) este un indicativ al solului compactat și al efectului său asupra proprietăților comportamentale ale solului (de exemplu, Richard și colab., 2001). Din punct de vedere hidrodinamic, această efect duce la o schimbare a curbei de reținere a apei în sol (curbei de suucțiune) În funcție de gradul de compactare, poate avea loc o tranziție de la fluxul macroporic la cel intermediar sau apare fluxul matricial. Deoarece densitatea aparentă și porozitatea totală nu au evidențiat această schimbare, s-a apelat la scanarea electronică retrodifuzată a imaginilor și la porozimetria cu mercur, (Richard și colab., 2001).

Distrugerea structurii și transformarea matricei sub formă de strat dens de sol au loc în solurile vegetale datorită pășunatului intensiv. (Fig. 1.7), (Alaoui și Helbling, 2006). În acest caz, macropori orientați vertical sunt rezistenți la compresie verticală (Kirby și Blackwell, 1989; Langmaack și colab., 1999; Lee și Foster, 1991) și transportă toată apa în jos, asigurând o curgere rapidă însoțită de o drenare drastică a macroporilor în timpul drenajului.

Proprietățile hidraulice, cum ar fi conductivitatea hidraulică saturată apei (Zhang și colab., 2006; Kim și colab., 2010), analiza distribuției volumului porilor, (Alaoui și Goetz, 2008), experimentele de urmărire a coloranților (Kulli și colab., 2003) și dinamica fluxului de apă în timpul irigațiilor experimentele descriu efectele deteriorării structurii porilor (Alaoui și Helbling, 2006).



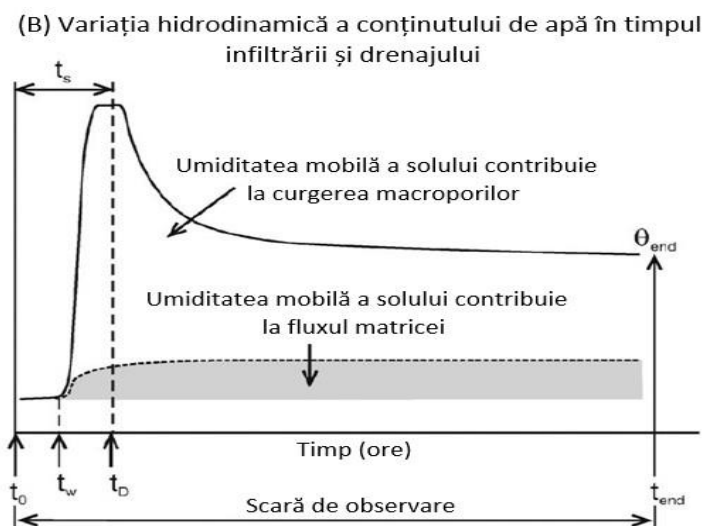


Fig. 1.7. Schiță simplificată a efectului compactării asupra structurii solului (adică pășunea solului);
 reducerea porozității matricei; (A) curba de retenție a apei;
 (B) variația hidrodinamică a umidității solului.

Capitolul 2. CARACTERIZAREA CONDIȚIILOR NATURALE DIN ZONA DE STUDIU

2.1. Amplasamentul zonei de studiu

Obiectul de cercetare al acestei lucrări îl reprezintă nămolul rezultat din procesul tehnologic de epurare a apelor uzate de la stația de tratare din municipiul Iași. Acesta timp de 10 ani, (1995 -2006) a fost depozitat în batalele de nămol, amenajate pe o suprafață de 18.920 m², concesionată de la consiliul local al comunei Tomești. Nămolul a fost transportat în depozit prin intermediul unei stații de pompare și a unei conducte de refulare.

Depozitul (fig. 2.1) este amplasat în albia majoră a râului Bahlui, pe partea dreaptă a acestuia la 350 m, nord de șoseaua care leagă comuna Holboca de comuna Tomești și la circa 350 - 400 m, la est de șoseaua care unește comuna Tomești de municipiul Iași. Distanța în linie dreaptă până la stația de epurare Iași este de circa 2000 m.

Depozitul de nămol de la Tomești, a fost construit în anul 1994, pe o suprafață de 9,1 ha teren prin construirea unor diguri înconjurătoare și despărțitoare (Herbei M., Nemes I 2012). În afară de o compactare a straturilor subiacente de argilă nu au mai fost luate alte măsuri de protecție pentru prevenirea poluării.

În prezent depozitul are o suprafață totală activă de 15 ha, din suprafața totală concesionată de 18,9 ha.

Depozitul este împărțit în 11 compartimente, de suprafețe diferite. Între compartimente există breșe de circulație a apei și a nămolului. Volumul total al depozitului este de 225.000 m³.

Nămolul lichid a fost pompat în compartimente, unde este stocat. Datorită unor procese combinate de flotare și uscare la aer nămolul se îngroașă, însă aportul de apă prin precipitații contribuie, în mare parte, la menținerea unei pături lichide deasupra nămolului (Herbei M., Ular R. 2011). Din această cauză, ca urmare a oscilațiilor între cantitatea de precipitații și intensitatea evapotranspirației și a infiltrației adâncimea stratului de nămol, inclusiv a oglinzii apei oscilează între 1,5 și 2 m .



Fig. 2.1. Imagine satelitară a depozitului de nămoluri orășenești Tomești, județul Iași, anul 2009, luna septembrie.



Fig. 2.2. Imagine satelitară a depozitului de nămoluri orașenești Tomești, județul Iași, anul 2017, luna mai.

2.2. Geomorfologia și geologia

- **Aspecte geomorfologice**

Arealul în care se găsește depozitul aparține culoarului Bahluiului. Acesta este mărginit la nord - est de Colinele Gloduri-Coadă Stâncii, iar la sud - est de Colinele Dumeștiului. Ambele coline aparțin părții sudice a Câmpiei Jijiei inferioare. Zona a fost săpată în formațiuni marno-argiloase (Bazgan C-tin, Bazgan O., 2005). Altitudinea medie în zona depozitului este de 34-35m, iar în zonele limitrofe altitudinea ajunge până la 200 m.

Zona este caracterizată de o dinamică activă, producându-se degradări însemnate prin spălări de suprafață, eroziune și alunecări de teren.

- **Aspecte geologice**

Din punct de vedere geologic, zona aparține Platformei Moldovenești, formată dintr-un fundament cristalin precambian și o cuvertură de sedimente, care încep cu cele siluriene și se termină cu cele cuaternare (Căpșună S., Cucu Gh., Filipov F., 2005).

La suprafață apar sporadic depozite sarmațiene formate din marne, marne nisipoase, intercalații de nisipuri și gresii, complex de argile și nisipuri.

În zona depozitului de nămol, sub nivelul solului, apar argile, marne, argilă prăfoasă cu concrețiuni calcaroase și nisip fin.

2.3. Hidrologia și hidrogeologia

Acviferul freatic este cantonat într-o serie de roci a căror granulozitate crește cu adâncimea (Adriano D. C., 2001). Acviferul are atât în acoperiș cât și în culcuș depozite de roci, practic, impermeabile. Apa are un caracter ascensional apărând în foraje la adâncimea de aproximativ 2 m, ridicându-se ulterior până la adâncimea de 0,8 m.

Direcția generală de curgere a apei subterane în zona amplasamentului este VNV-ESE, panta de curgere variind între 3 și 6 %.

2.4. Clima

Zona analizată aparține în cea mai mare parte climei continentale. Iarna acționează anticlonul continental termic eurasiatic, iar vara acționează anticlonul dinamic al Azorelor (Dumitru, G. 2001). Vara predomină timpul secetos cu temperaturi ridicate, care depășesc uneori 35°C, iar iarna s-a ajuns și la - 30°C. Media anuală este de + 9°C.

Precipitațiile au o medie anuală de 500-550 mm, iar mediile lunare sunt de 60 mm în iulie și 30 - 40 mm în ianuarie.

Culoarul pe care este amplasat depozitul de nămol permite o intensificare a vântului pe direcția NV - SE. Frecvența medie anuală este de 21,5%. Viteza medie anuală variază între 2 și 4,1 m/s, valoarea maximă corespunde direcției dominante a vântului. Cele mai mari viteze ale vântului depășesc 40 m/sec.

2.5. Solurile

Depozitul de nămol este așezat pe un aluviosol calcaric, sărăturat puternic în adâncime. De altfel, toată albia majoră a Bahluiului este acoperită cu acest tip de sol. El este asociat cu solonețuri, pe depozite fluviatile și fluvio-lacustre. Prezența acestora fiind semnificativă în partea nordică și estică a arealului mărginit de municipiul Iași, comunele Holboca și Tomești. În partea sudică a perimetrului, pe zonele mai înalte care mărginesc albia majoră a Bahluiului, apar erodisoieri și regosoluri.

2.6. Vegetația și fauna

Vegetația naturală este formată din: *Echinochloa crus gatii*, *Polygonum convolvulus*, *Cirsium arvense*, *Gypsophila muralis*, *Stacys annus*, *Matricaria inodora*, *Setaria glauca*.

În vegetația de pajiști, inclusiv pajiștea pe care este amplasat depozitul de nămol predomină specii de : *Agrostis*, *Festuca*, *Poa*, *Nardus*, *Lolium*, *Trifolium*, *Puccinelia*, *Salicornia* și altele. În jurul lagunelor, pe diguri și la baza lor, s-a dezvoltat o vegetație caracteristică formată din: *Amarantus retroflexus*, *Lithospermum arvense*, *Thypha latifolia*, *Artemisia salina*, *Fiiipendula ulmaria*, *Calendula officinalis*, *Chenopodium album* ș.a.

Dintre culturile agricole întâlnite în partea stângă a șoselei Holboca - Tomești, cele mai frecvente erau porumbul, trifoiul și lucerna.

În zona depozitului de nămol, datorită caracterului lagunar, staționează temporar o serie de păsări de baltă ca lișița și rața sălbatică. În stratul superior al solului se adăpostesc diferite specii de rozătoare. În apa Bahluiului sunt diferite comunități algale, de tip *Euglena* și alge filamentoase, specii tolerante la poluare. Microzooplanctonul este foarte diversificat, iar în fauna bentică domină *Tubifex tubifex* un indicator al poluării organice.

Capitolul 3. METODA DE CERCETARE

3.1. Conținutul programului de cercetare

Observațiile anuale efectuate în cadrul batalului de nămol de pe raza Tomești, județul Iași, au vizat aspecte privind modificările regimului hidric, ale compoziției floristice aspectului și morfometriei de suprafață a materialului de sol constituit din nămol orășenesc depus în arealul batalului.

În cursul deplasării în aria vizată (incinta batalului plus zona adiacentă ce îl înconjoară) au fost recoltate probe după cum urmează:

- probe de sol din cadrul incintei;
- probe de sol din proximitatea batalului;
- probe de plantă din cadrul incintei;
- probe de plantă din proximitatea batalului;
- probe de apă din cadrul incintei;
- probe de apă din proximitatea batalului;

Coordonatele geografice ale punctelor din jurul cărora s-au recoltat probe de nămol, plante, sol și apă sunt prezentate în tabelul 3.1.

Tabelul 3.1 Coordonatele geografice ale punctelor din jurul cărora s-au recoltat probele de nămol, sol, apă și plantă

Nr. crt.	Cod sondaj	Latitudine (N)	Longitudine (S)
1.	S ₁ (nămol)	47°8'13,61"	27°41'12,06"
2.	S ₂ (nămol)	47°8'17,16"	27°40'57,05"
3.	S ₃ (nămol)	47°8'20,52"	27°40'44,28"
4.	S ₄ (nămol)	47°8'24,53"	27°40'54,63"
5.	S ₅ (nămol)	47°8'20,92"	27°40'57,21"
6.	F (nămol)	47°8'22,21"	27°41'19,71"
7.	FM (sol)	47°8'21,82"	27°41'22,77"
8.	SE ₁ (sol)	47°8'26,38"	27°41'14,28"

9.	SE ₂ (sol)	47°8'19,36''	27°41'42,53''
10.	SE ₃ (sol)	47°8'15,61''	27°41'56,06''
11.	SE ₄ (sol)	47°8'12,52''	27°41'10,21''
12.	SE ₅ (sol)	47°8'15,14''	27°41'16,19''
13.	Pf ₁	47°8'24,29''	27°40'49,32''
14.	Pf ₂ (apă)	47°8'26,22''	27°41'7,97''
15.	Pf ₃	47°8'23,98''	27°41'19,80''
16.	Pf ₄ (apă)	47°8'20,33''	27°41'19,94''
17.	Pf ₅ (apă)	47°8'17,06''	27°41'17,48''
18.	Pf ₇	47°8'18,79''	27°40'45,70''

3.2. Tehnici analiză a probelor de sol și de nămol

Asupra probelor de sol și de nămol s-au efectuat în laborator determinările analitice prezentate în continuare:

-*Umiditatea nămolului* a fost determinată gravimetric, prin uscarea probelor în etuvă, la temperatura de 105°C.

-*Reacția nămolului și a solului*, evidențiată prin indicele pH, a fost determinată potențiometric, în suspensie apoasă, folosind un electrod combinat de sticlă-calomel.

-Estimarea conținutului de *carbon organic* s-a efectuat după metoda Walkley-Black, în modificarea Gogoășă.

-Forma mobilă de *azot nitric* ($N-NO_3$) s-a analizat potențiometric, cu electrod ion selectiv pentru $N-NO_3$. Determinarea *conținutului total de azot* s-a efectuat prin metoda Kjeldahl.

-*Conținuturile de fosfor mobil* (P_{AL}) și *potasiu mobil* (K_{AL}) au fost determinate în soluție de acetat-lactat de amoniu la pH - 3,7 (după Egnér-Riehm-Domingo), iar dozarea prin spectrofotometrie, respectiv fotometrie în flacără.

-*Conținutul total de săruri solubile* s-a analizat prin metoda conductometrică, iar anionii solubili de CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} și Cl s-au determinat volumetric; pentru determinarea cationilor s-a folosit flamfotometria (Ca^{2+} , K^+ , Na^+) și spectrometria cu absorbție atomică (Mg^{2+}).

-Prin intermediul spectrometriei cu absorbție atomică s-a determinat *conținutul de metale grele* (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) în soluția obținută în urma dezagregării probelor de nămol sau de sol cu un amestec de acid percloric, acid azotic și acid sulfuric.

-*Respirația solului*, ca indicator global al activității microbiene din sol, s-a determinat prin metoda respirației induse de adăugarea unui substrat. Rezultatele se exprimă în mg CO₂/100 g sol uscat.

3.3. Tehnici de prelevare a probelor de apă de suprafață și freatică

S-au recoltat 17 probe de apă, după cum urmează: 5 din baza profilelor efectuate în depozitul de nămol de epurare (S₁, S₂, S₃, S₅, FD); 7 din puțurile de verificare (PF1-7); 3 din canalele înconjurătoare ale batalului (canal est, canal nord și canal de deșurare) și 2 din râul Bahlui, una în amonte de batal și alta din aval de batal.

Probe de apă din cadrul incintei: au fost prelevate 4 probe de apă din totalul de 6 puncte de recoltare, fig. 3.1.



Fig. 3.1. Prelevarea probelor de apă din incinta batalului (S3 stânga, S1 dreapta)

-*probe de apă din proximitatea batalului:* în punctele de recoltare (SE1, SE2, ..., SE5 și FM) nu au fost prelevate probe de apă. Probe de apă au fost recoltate din punctele forajelor (Pf1, Pf2, Pf3, Pf4, Pf5, Pf6, Pf7), din zona de N și E a canalului care înconjoară batalul de nămol (canal N și canal E) dar și din canalul de deșurare, fig. 3.2.



Fig. 3.2. Prelevare probelor de apă din puțurile de verificare (Pf2 în stânga, Pf4 în dreapta) din jurul batalului de nămol Tomești

De asemenea au mai fost prelevate două probe din râul Bahlui, una din amonte de batal iar cealaltă din aval, fig. 3.3.



Fig. 3.3. Recoltarea de probe de apă în zona limitrofă batalului de nămol Tomești (în stânga prelevarea probei de apă din amonte, iar în dreapta în aval pe cursul râului Bahlui)

3.4. Tehnici de analiză a conținutului de metale grele din corpul plantelor

Probe de plantă din cadrul incintei: la toate cele 5 sondaje plus foraj au fost recoltate un total de 19 plante (în secțiune completă – parte aeriană tulpină, frunze și inflorescență, uneori și parte subterană – rădăcină sau după caz rizomi) din flora existentă, fig. 3.4.



Fig. 3.4. Recoltarea probelor de plantă din cadrul incintă

Probe de plantă din proximitatea batalului: au fost recoltate probe de plantă din flora spontană specifică la toate cele 5 sondaje plus forajul martor, numărul lor total fiind 10, fig. 3.5.



Fig. 3.5. Recoltarea probelor de plantă din proximitatea batalului

Probele de plantă (rădăcini, tulpini, frunze) s-au uscat în etuvă, timp de câteva ore, la temperatura de 70°C, după care au fost măcinate.

Azotul total a fost determinat prin metoda Kjeldahl, iar celelalte macroelemente (P, K, Ca, Mg) și microelemente (metale grele) s-au analizat în soluția clorhidrică obținută după solubilizarea cenușii a plantelor, obținută prin incinerare la temperatura de 450°C. Determinările s-au făcut

prin spectrometrie în vizibil (P), fotometrie în flacără (K, Ca) și spectrometrie cu absorbție atomică pentru Mg, Cd, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb și Zn cu aparatului Atomic Absorbtion Spectrometer (AAS ZEEnit 700), (Fig. 3.6), aflat în cadrul Facultății Hidrotehnică, Geodezie și Ingineria mediului.



Fig. 3.6. Aparatul Atomic Absorbtion Spectrometer (AAS ZEEnit 700)

3.5. Tehnici de realizare a observațiile hidro-bio-pedologice

Observațiile hidro-bio-pedologice s-au analizat în urma recoltării probelor din cadrul incintei cât și din zona adiacentă batalului cu nămol de epurare Tomești. Recoltarea probelor s-a efectuat după cum urmează:

-probe de sol din cadrul incintei: 5 sondaje (codificate S1, S2,...,S5) și un foraj (codificat FD). Recoltarea probelor aferente sondajelor s-a făcut pe trei adâncimi standardizate (0 - 20 cm, 20 - 40 cm, 40 - 60 cm), în timp ce prelevarea în cazul forajului s-a efectuat din 20 cm în 20 cm până la adâncimea de 140 cm, fig. 3.7.



Fig. 3.7. Recoltarea probelor din cadrul incintei batalului de nămoluri orășenești Tomești (în stânga sondajul S4, dreapta sondajul F Depozit).

-probe de sol din proximitatea batalului: 5 sondaje (codificate SE1, SE2,..., SE5) plus un foraj (codificat FM). Recoltarea probelor aferente sondajelor exterioare s-a efectuat la fel ca în cazul celor din cadrul batalului, pe trei adâncimi standardizate (0 - 20 cm, 20 - 40 cm, 40 - 60 cm), iar în cazul forajului s-au recoltat la fel ca în cazul forajului din incintă, pornind de la 0 cm (din 20 cm în 20 cm) până la adâncimea de 140 cm, fig. 3.8.



Fig. 3.8 Recoltarea probelor din zona adiacentă batalului de nămoluri din Tomești, sondajele FM și SE

3.6. Tehnici de studiu privind efectelor depozitării nămolului asupra solului

Pentru a studia efectul depozitării nămolului pe platforma de la Tomești asupra solului s-au efectuat două foraje: un foraj (F1) s-a realizat pe adâncime de 300 cm în apropierea depozitului (sol martor) și al doilea foraj (F2) în compartimentul 8 al depozitului pe adâncimea de 300 cm. Proba de suprafață (0-20 cm) din forajul F2 este nămolul propriu-zis iar de la 100 cm în adâncime este solul peste care s-a depozitat nămolul de la stația de epurare.

Forajul F2 a fost amplasat în compartimentul 8 al depozitului deoarece spre acest compartiment curg apele de infiltrație, de la compartimentul 1 spre 8. Astfel că, probele din acest compartiment caracterizează pe deplin nămolul și influența lui asupra solului.

Asupra probelor de sol și nămol recoltate, s-au folosit metode de analiză, standardizate, efectuându-se următoarele determinări chimice: pH, conținuturile de Corganic (humus), azot nitric (N-NO_3), azot amoniacal (N-NH_4), azot total (Ntotal), fosfor mobil (P_{AL}) și potasiu mobil (K_{AL}), conținutul total și compoziția sărurilor solubile, formele totale de Zn, Cu, Mn, Fe, Pb, Cr, Ni și Co și conținutul în reziduuri de insecticide organo-clorurate și compuși bifenil policlorurați (PCB).

Dintre parametri fizici s-a determinat compoziția granulometrică și umiditatea.

Probele de sol și de nămol au fost uscate și mojarate.

Reacția nămolului, este evidențiată prin indicele pH, a fost determinată potențiometric, în suspensie apoasă, la un raport nămol - apă de 1:2,5, folosind un electrod combinat de sticlă - calomel.

Estimarea conținutului de carbon organic s-a efectuat prin metoda Walkley-Black, în modificarea Gogoasă. Azotul nitric mineral (N-NO_3) s-a extras în K_2SO_4 , 0,1 n și s-a dozat potențiometric cu electrod ion selectiv, iar azotul amoniacal s-a extras cu sulfat de amoniu 0,1 și s-a dozat prin distilare (metoda Kjeldahl).

Fosforul mobil și potasiu mobil s-au extras în soluția de acetat lactat de amoniu la $\text{pH} = 3,7$ (după Egner-Riehm-Domingo). Conținutul total de săruri solubile s-a determinat prin metoda conductometrică, iar anionii solubili de CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} și Cl^- s-au determinat volumetric; pentru determinarea cationilor s-a folosit flamfotometria (Ca^{2+} , K^+ , Na^+) și spectrometria cu absorbție atomică pentru Mg^{2+} .

Prin intermediul spectrometriei cu absorbție atomică s-a determinat conținutul total de metale grele (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) în soluția obținută în urma dezagregării probelor de nămol cu un amestec de acid percloric, acid azotic și acid sulfuric.

Conținutul în compuși bifenili policlorurați s-a determinat prin cromatografie în fază gazoasă după extragerea lor cu solvenți organici, eter de petrol-acetonă, în proporție de 2:1.

Extractele obținute s-au concentrat și s-au purificat prin trecerea pe o coloană de Florisil, după care determinările cantitative cromatografice s-au realizat folosind un detector cu captură de electroni cu sursă de Ni^{63} , operat la 310°C cu 40 ml/min azot drept gaz de adaos.

Reziduurile de insecticide organoclorurate s-au determinat cu ajutorul cromatografiei în fază gazoasă, după extragerea lor cu solvenți organici de tipul eter de petrol-acetonă.

Injectia s-a efectuat într-o coloană capilară a cromatografului.

Capitolul 4. REZULTATELE OBTINUTE ȘI INTERPRETAREA ACESTORA

4.1. Rezultatele cercetărilor hidrologice

Spre deosebire de anii anteriori când regimul pluviometric excendentar din prima parte a anului, la care se adăuga apa deversată din zona fostei gropi de gunoi, când în cadrul incintei, cât și în cea mai mare parte a zonei limitrofe și a canalului ce o înconjoară se puteau identifica zone acoperite cu apă, în cadrul observațiilor întreprinse în anul curent cea mai mare parte a suprafeței incintei era complet drenată, apa fiind cantonată la adâncimi de peste 25 – 30 cm în areale depresionare aflate în imediata apropiere a malurilor, aceste zone fiind cu predilecție în partea sud - vestică, sudică și sud - estică a batalului de nămol (fig.4.1...fig.4.5). Aceeași situație se întâlnește și în cazul canalului colector de drenaj care înconjoară batalul și a zonei limitrofe acestuia, care în anii trecuți se afla în situație de supraplin în mai multe sectoare (de ex. mai ales în N, S și V), excesul de apă depășind cotele superioare ale acestuia și inundând zona adiacentă, excepție, de regulă, fiind sectorul estic al canalului, care în anii anteriori avea nivelul apei situat de regulă cu aproximativ 0.7 – 1 m sub cota maximă, în prezent zona adiacentă canalului fiind în cea mai mare parte fără apă la suprafață.



Fig. 4.1. Areele ocupate cu apă, zona nordică a batalului în anul 2015 (foto stânga) comparativ cu aceeași zonă în anul 2019 (foto dreapta)



Fig. 4.2. Aport excesiv de apă în zona rampei de gunoier din apropierea batalului în anul 2014 (foto stânga), în comparație cu anul 2019 (foto dreapta)

Drenarea treptată a volumului de apă, la care s-au coborât aporturile de apă freatică, deversată sau de orice altă natură, a făcut posibilă uniformizarea suprafeței specifice batalului, în unele zone luând aspect asemănător peisajului de luncă din zona proximală în care este amplasat – lunca Bahluiului.

Pierderea apei din volumul de material depus a creat în unele zone ale batalului, mai ales în partea centrală a acestuia zone uniforme, unde se pot întâlni crăpături ale căror adâncime depășește de regulă 45 – 50 cm, iar lățimea acestora putând depăși în unele cazuri 5 – 10 cm, ceea ce face ca laba piciorului să intre destul de repede în acestea, frecvent putând fi observate vizuini de animale mici, mai ales ale rozătoarelor.



Fig. 4.3. Areale ocupate cu apă, zona sudică a batalului în anul 2014 (foto stânga), comparativ cu aceeași zonă a incintei batalului în anul 2019 (foto dreapta)



Fig. 4.4. Canalul colector de drenaj, în partea de N, anul 2014 aflat în situație de supraplin (foto stânga), comparativ cu anul 2019 (foto dreapta)



Fig. 4.5. Canalul colector de drenaj (în stânga anul 2015), în dreapta se observă scăderea nivelului apei (anul 2019)

Probele de apă recoltate din cadrul incintei batalului (FD, S1, S2, S3, S5), din puțurile de verificare (Pf1, Pf2, Pf3, Pf4, Pf5, Pf6 și Pf7), din canalul colector de drenaj (canal nord, canal est și canal de bușare) și cele din zona limitrofă (amonte Bahlui și aval Bahlui) au următoarele caracteristici, determinate direct pe teren: miros puternic, specific, datorat substanțelor organice și/sau prezenței diferitelor substanțe anorganice, precum și prezența microorganismelor la 15 probe din totalul de 17 probe recoltate (FD, S1, S2, S3, S5, Pf1, Pf2, Pf3, Pf4, Pf5, Pf6, Pf7, canal nord, canal est, canal de bușare). Singurele excepții sunt probele recoltate din râul Bahlui, amonte și aval de batal, al cărui miros nu este perceptibil.

Turbiditatea apei la probele recoltate diferă în general în funcție de locul și zona de unde s-au prelevat, ea variind de la scăzută (amonte și aval Bahlui), medie (Pf2, Pf3, Pf4 și Pf5) până la mare (FD, S1, S2, S3, S5, Pf1, Pf6, Pf7, canal nord, canal est și canal de bușare). Prezența particulelor solide sub formă de suspensii sau în stare coloidală este mai mare acolo unde nivelul

apei freatice este spre suprafață sau în cazul canalului sau al râului Bahlui, unde au fost transportate prin drenaj din amonte de zona gropii de gunoi.

Prezența resturilor de materie organică și a organismelor în apă a fost sesizată doar la probele prelevate din cadrul incintei batalului (fig. 4.6), (FD, S1, S2, S3, S5), respectiv cele din canalul colector de drenaj (canal nord, canal est și canal debrușare). Aceste probe au prezentat urme de materie organică în diferite stadii de descompunere, resturi de plante, în special de rădăcini, tulpini, pețioluri ale frunzelor precum și părți din inflorescență, la care se mai pot enumera organisme biologice macroscopice (mormoloci, larve de tântari, viermi spiralați etc).

Culoarea probelor de apă prelevate diferă foarte mult în funcție de locul și zona de prelevare. Așa se face că în cazul probei recoltate din râul Bahlui (amonte și aval), dar și în cazul celor recoltate din forajele piezometrice (Pf4 și Pf5), nu prezintă un colorit nespecific, proba fiind normală, eventual având tendințe foarte ușor pale. Proba prelevată din puțul (Pf2), dispus în partea de nord de-a lungul canalului de drenaj, prezintă colorit brun foarte închis, în comparație cu probele de apă recoltate de la puțurile foraj (Pf1, Pf6 și Pf7) la care culoarea este pal cu nuanțe de bruniiu.



Fig. 4.6. Exces de apă (foto stanga, anul 2014) la punctul de recoltare a sondajului S3 din incinta batalului Tomești, comparativ cu situația actuală –drenată anul 2018)

În ceea ce privește eșantioanele prelevate (canal nord, canal est și canal debrușare) din canalul colector de drenaj care încojoară batalul, acestea prezintă o culoare brunie închisă, în timp ce toate cele patru probe (FD, S1, S2, S3 și S5) recoltate din incinta batalului cu nămol de epurare prezintă un colorit bruniiu – gălbui închis, această culoare fiind dată de prezența în apă a oxizilor de mangan, a oxizilor și compușilor ferici, a acizilor humici dar și prezenței altor substanțe organice și anorganice provenite din zona fostei gropi de gunoi.

Temperatura probei de apă în momentul recoltării probelor FD, S1, S2, S3, S5 a fost în jurul a 9 - 10°C, ușor mai crescută în cazul probelor prelevate din canalul colector de drenaj (canal nord, canal est și canal debușare). Probele recoltate din râul Bahlui au prezentat valori mai scăzute (7 - 8 °C), în timp ce probele prelevate din cadrul puțurilor de foraj (Pf1, Pf2, Pf3, Pf4, Pf5 și Pf7) au avut temperaturi sub 7°C.

4.2. Rezultatele cercetărilor privind compoziția floristică a vegetației zonei

Din punct de vedere al **compoziției floristice** (Fig. 4.7), în cadrul incintei batalului cu nămol din Tomești se continuă procesul de schimbare a acesteia, putându-se spune că parcurge o etapă de tranziției spre flora spontană, naturală prezentă anterior schimbării modului de folosință a terenului, caracteristică zonelor depresiune ale luncilor, cu nivelul apei freatice foarte aproape de suprafață, așa cum este cazul și luncii râului Bahlui.



Fig. 4.7. Biopeisaj specific batalului cu nămol Tomești direcția SV-NE (stânga foto în 2014, specii *Urtica dioica*, *Galium aparine* etc; dreapta foto în 2019, specii *Agropyron cristatum*, *Sambucus nigra*, *Lolium* sp.)

Din acest motiv, ponderea plantelor monocotiledonate (fig. 4.8), reprezentate de specii din familia Poaceae (cu excepția trestiei – *Phragmites australis*), care indică gradul de evoluție - stabilitate și maturitate a unei pajiști naturale, este tot mai crescută, devenind chiar dominantă, în cadrul incintei batalului putând fi identificate areale destul de însemnate în care gramineele cum sunt pirul crestat (*Agropyron cristatum*), iarba câmpului (*Agrostis stolonifera*) – sondajul/foraj FD, coada vulpii (*Alopecurus arundinaceus*) în sondajele S1, S2, S4 și S5. Aceste specii botanice sunt specifice zonelor mlăștinoase de luncă.

Tendința de răspândire, pe areale din ce în ce mai mari ale plantelor graminee, este dată de plasticitatea acestora de a ocupa terenuri sau zone umede, adesea înmlăștinite și slab salinizate

(ex. coada vulpii - *Alopecurus arundinaceus*), asemenea cu cele din cadrul incintei batalului, diferitele specii identificate găsind condiții optime pentru dezvoltare, dinamica evoluției arătându-ne că aria de ocupare se va mări semnificativ, aceste plante fiind specifice asociațiilor floristice ale luncilor, asemeni celei a râului Bahlui.



Fig. 4.8. Biopeisaj specific batalului cu nămol din Tomești direcția N-S (stânga) foto în 2014, specii *Urtica dioica* și *Conium maculatum*; dreapta foto în 2019, specii *Phragmites australis*, *Alopecurus arundinaceus*)

Materialul de sol depus, constituit din nămol de epurare, facilitează în continuare prezența și dezvoltarea unor specii nitrofile, mezofite sau mezohigrofite (fig. 4.9) cum sunt urzica (*Urtica dioica*) – sondajele S2, S3 și FD, căpriță (*Chenopodium album*) – sondajele S5 și FD, știrul (*Amaranthus retroflexus*) – sondajul S1, soc (*Sambucus nigra*,) – sondajele S4 și S5, susai (*Sonchus arvensis*) – sondajul S5.



Fig. 4.9. Arbuști de soc - *Sambucus nigra* (stânga foto în 2014, dreapta foto în 2019)

Diseminată adese pe zona de racord și pe taluz este cucuta (*Conium maculatum*), în arealele drenate din cadrul incintei batalului, în timp ce speciile higrofitе, trestia îndeosebi (*Phragmites australis*) – sondajele S1, S2, S3 și S4, și mai puțin papura – *Typha angustifolia* (în zona sondajului FD, dar fără a fi dominantă) sunt întâlnite cu precădere în arealele unde apa freatică este foarte aproape de suprafață. Toate aceste plante sunt foarte bine dezvoltate, atât ca talie cât și ca densitate, însușirile agrofizice date de textura materialului, porozitatea de aerație, conductivitatea hidraulică, volum edafic, regimul hidric global al acestuia, dar și de cele agrochimice (pH, conținutul de materie organică, N, P, K etc.) fac ca în cadrul incintei plantele să găsească condiții optime de dezvoltare și evoluție în timp.

Răspândirea speciilor în cadrul incintei este strâns legată de morfodinamica suprafeței batalului, plantele graminee, cu excepția trestiei, continuând să se dezvolte și extinzându-se pe arii din ce în ce mai mari, mai ales dinspre partea de nord și centru, zonă care așa cum am arătat și în observațiile care s-au efectuat în anii precedenți (cu precădere din 2015, 2016 și 2017), a avut avantajul să fie ceva mai înaltă din punct de vedere al morfometriei fapt care a creat premisele unei drenări mai rapide coroborat cu un volum edafic mai mare.

Speciile floristice dicotiledonate sunt diseminate randomizat în cadrul incintei batalului cu nămol de epurare din Tomești, apariția și evoluția lor fiind legată de particularitățile microzonale ale suprafeței specifice, în care adâncimea de apariție a apei este relativ mică, materialul depus nu este încă foarte bine drenat, conținuturile foarte mari de macronutrienți dar și de materie organică mai mult sau mai puțin mineralizată fiind foarte mari, ceea ce crează premisele unei bune dezvoltări vegetale. De remarcat este faptul că numărul acestui tip de specii continuă să scadă, treptat, în detrimentul gramineelor, nemaiputându-se vorbi la momentul actual de zone compacte în care acestea se dezvoltă, ci mai degrabă, de zone/arii mixte unde ponderea dicotiledonatelor este mai mare, dar nu cvasidominante.

De remarcat este faptul că plantele dicotiledonate efemeride, cum este cazul urzicii, tind să lase locul plantelor mai evolute (căpriță, știr etc.), specii cum este cazul turiței (*Galium aparine*) sau al cucutei (*Conium maculatum*) fiind întâlnite foarte redus ca întindere, doar în zona de contact dintre suprafața specifică a batalului și taluzurile digurilor care străbat incinta, densitatea lor fiind foarte redusă în comparație cu anii precedenți, când puteau fi observate areale compacte ocupate cu aceste specii de plante.

În cadrul batalului Tomești în anii precedenți în partea de sud a acestuia, am putut identifica prezența câtorva exemplare bine dezvoltate de arbuști - arbori de soc – *Sambucus nigra*, specie eutrofă, mezofită – mezohigrofită, care se întâlnea în arealele din jurul taluzurilor digurilor, numai acolo unde terenurile erau ceva mai înalte și mai bine drenate, la ora actuală

această specie de arbore este bine dezvoltată în mai multe zone ale incintei, fiind frecvent întâlnită atât în partea de nord, central și de vest a batalului de nămol. De asemenea au putut fi identificați și arbori, de dimensiuni mici cei drept, de dud (*Morus* sp.), de răchită (*Salix fragilis*) și salicie (*Salix pentandra*), aspect care dă speranța unei dezvoltări a compoziției floristice în concordanță cu peisajul natural de luncă mlăștinoasă al zonei (fig. 4.10 - fig.4.11).

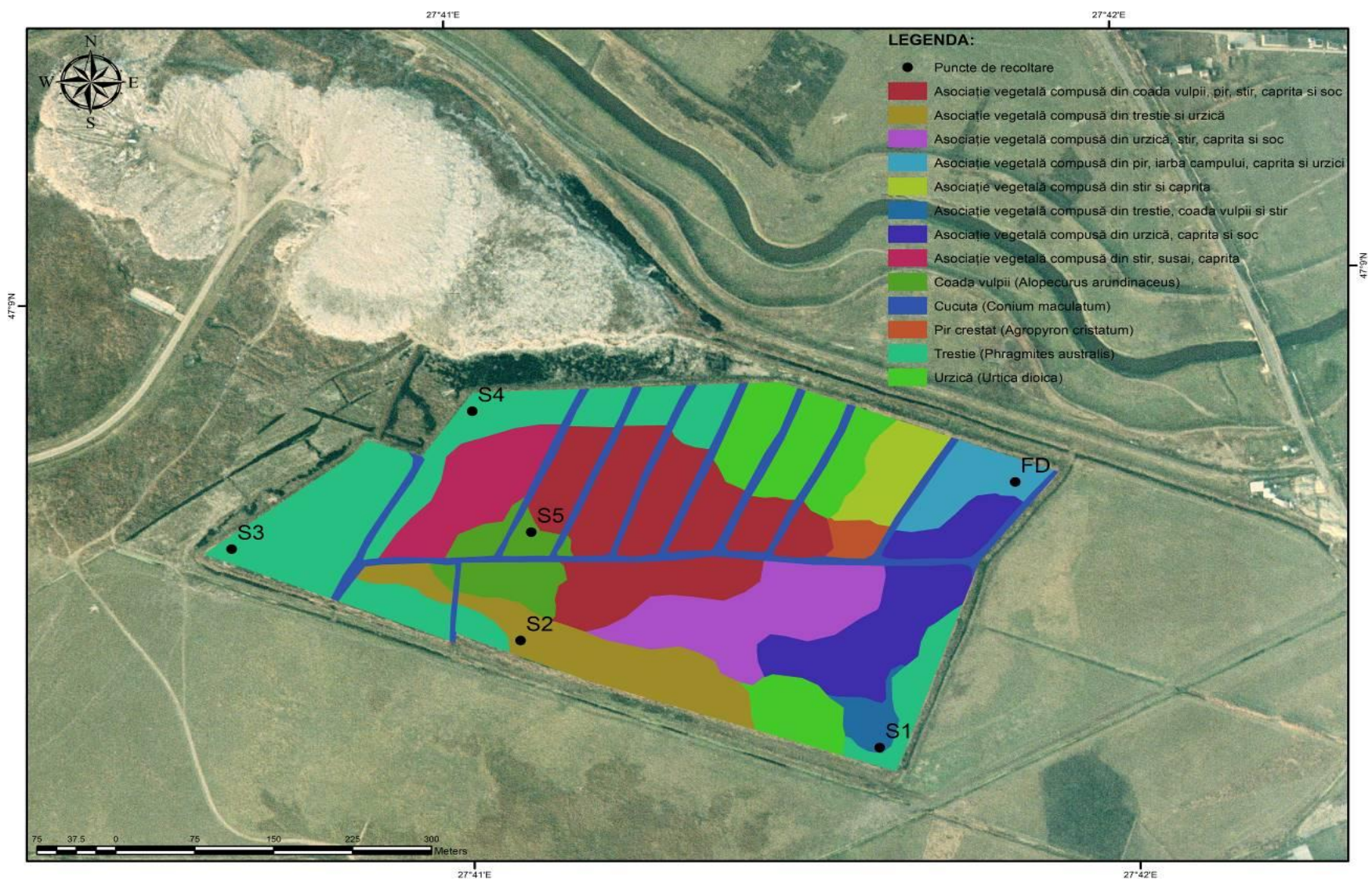


Fig. 4.10. Zonarea compoziției botanice în cadrul batalului de nămol din Tomești – Iași.

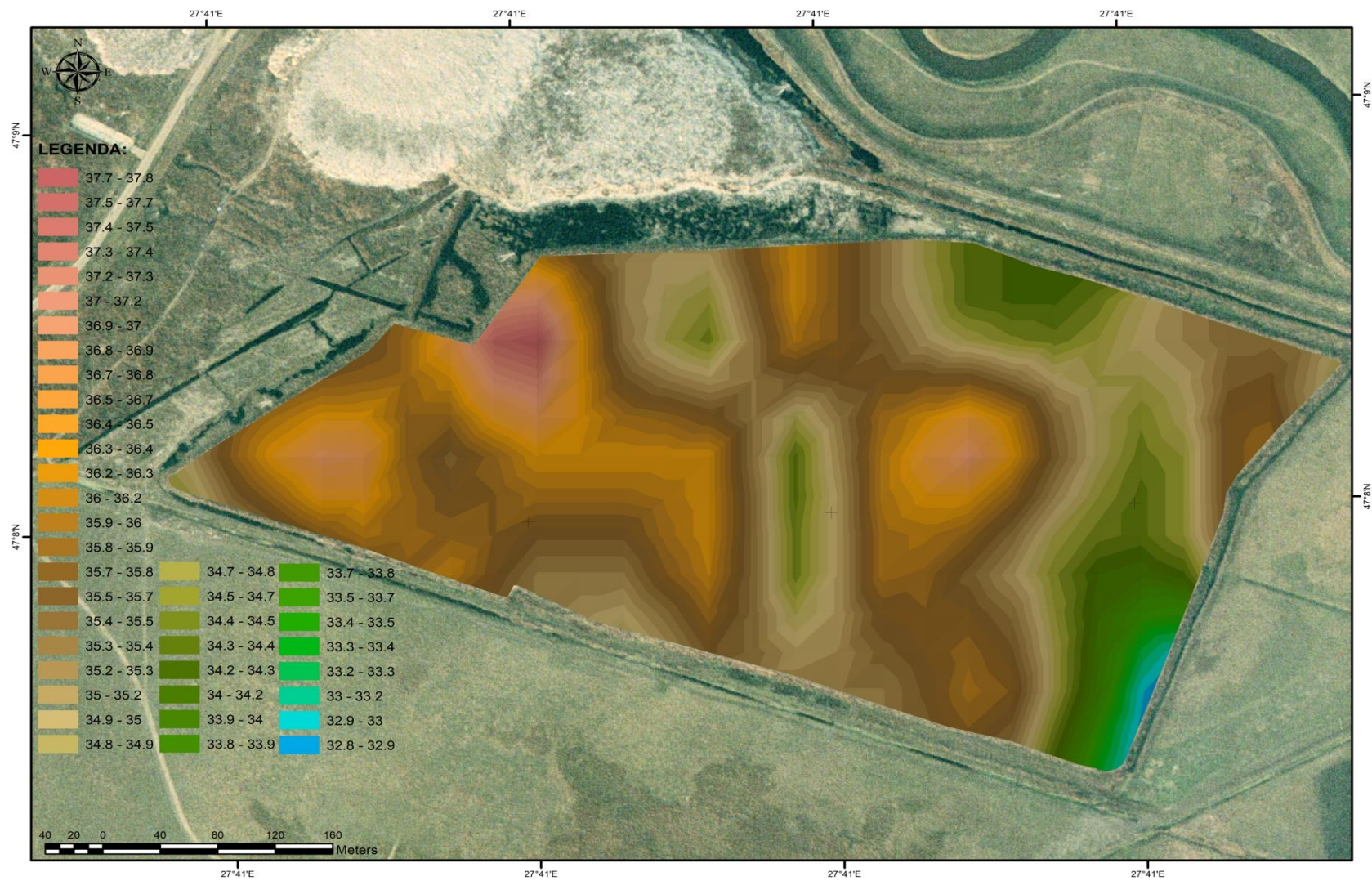


Fig. 4.11. Harta hipsometrică în cadrul batalului de nămol Tomești – Iași

4.3. Rezultatele cercetărilor privind umiditatea, reacția și conținuturile de macroelemente ale probelor din nămol și solul limitrof

Materialul constituit din nămol de epurare, în stadiul incipient de solificare, la toate probele recoltate (S1, S2, S3, S4, S5, FD) pe adâncimea 0 - 20 cm și 20 - 40 cm, prezintă agregate structurale bine dezvoltate, având o structură care variază de la grăunțoasă la poliedrică subangulară, cu un grad de dezvoltare mediu, care prezintă proprietăți hidrofizice - stabilitate mecanică și hidrică, consistența fiind moderat coezivă în stare uscată, moderat adeziv, afânat, cu macropori frecvenți, de dimensiuni mijlocii și mari, fapt care determină o porozitate de aerație bună și regim aerohidric optim.

În cazul sondajelor S2, S4 și S5, unde stratul de material constituit din nămolul de epurare este foarte bine drenat și fără aport freatic între el și orizontul superior al solului anterior depunerii, precum și la forajul FD (unde apa freatică apare la aproximativ 60 cm) s-au putut identifica urme de activitate mezofaunistică intensă, mai ales coprolite ale râmelor.

În intervalul 0 - 20 cm și chiar mai jos de această adâncime, materialul de sol este relativ bine structurat, cu agregatele structurale de dimensiuni mai mici, lipsa apei freatice determinând o creștere a consistenței, plasticității și reducerea interspațiilor dintre agregate. La baza ultimului segment de recoltare al sondajelor (40 - 60 cm), dar și în cazul forajului (care se continuă până la adâncimea de 140 cm), materialul de sol este în continuare sub influența apei, hidromorfismul influențând astfel gradul de agregare și structurare ale acestuia. Grosimea actuală a stratului de material depus fiind de aproximativ 50 - 60 cm, în baza celei de-a treia adâncime de recoltare a sondajelor din cadrul batalului fiind identificat, uneori, sol aparținând orizontului superior al solului anterior efectuării depunerii de nămol. Probele recoltate din proximitatea batalului (FM, SE1, SE2, SE3, SE4, SE5), nu au prezentat apă în secțiunea de control, frecvente urme de gleizare vizibile putând fi identificate în baza acestora (40 - 60 cm), în timp ce în cazul forajului martor de la cca 80 cm. Solul se prezintă ca fiind bine structurat în partea superioară a acestuia (orizontul de suprafață), cu agregate de dimensiuni medii, cu o structură grăunțoasă în prima parte, poliedric subangulară în parte de subsuprafață, activitate micro și mezofaunistică bună.

Prin reducerea aportului de apă din diferite surse: pluvial, deversări prin bararea unor secțiuni din canalul colector, încheierea lucrărilor de amenajare a gropii de gunoi din vecinătatea batalului cu nămol de epurare au făcut ca influența hidrică să fie din ce în ce mai scăzută astfel încât, prin dinamica procesului de drenaj, însușirile morfologice conturate ale materialului depus să fie rezultatul continuu, în timp, al reducerii grosimii efective.

Din observațiile făcute în anii precedenți (începând cu anul 2010 și până în vara anului 2019) este foarte important de menționat faptul că stratul de material depus, constituit din nămol de epurare avea o grosime totală (până la primul orizont al tipului de sol dinaintea schimbării folosinței) în general de aproximativ 70 - 80 cm, în cadrul observațiilor întreprinse în acest an (iulie 2018) s-a constatat o reducere semnificativă a acestuia, grosimea stratului de material fiind de aproximativ 40 - 50 cm.

Tendința generală a stratului de material constituit din nămol de epurare va fi în continuare de uniformizare și nivelare a suprafeței specifice, (fig. 4.12) chiar dacă diseminate randomizat pe toată suprafața incintei vor exista în continuare areale microdepresionare care în perioadele cu aport hidric excedentar vor fi ocupate cu apă, acest lucru fiind frecvent (și cât se poate de natural) întâlnit în albia majoră a râurilor, lunca râului Bahlui nefăcând excepție, din informațiile furnizate de harta topografică scara 1: 25 000 elaborată în anii 60 ai secolului trecut, fiind un areal cu zone depresionare mlăștinoase.



Fig. 4.12. Aspectul general al batalului și a zonei adiacente în anul 2010, perspectivă orientată pe direcția SV-NE

Eliminarea treptată prin drenaj, atât cu ajutorul plantelor – biodrenare, dar și datorită energiei de relief – topografia zonei – cu orientarea către canalul colector de drenaj din jurul batalului, va facilita pe cât posibil continuarea și dinamizarea procesului de mineralizare a materialului depus și conturarea acestuia în material de sol constituit din nămol de epurare cu un grad de structurare mecanică și hidrică crescută, facilitând apariția și dezvoltarea plantelor a căror sistem radicular este fasciculat, asemeni gramineelor perene ca de pildă *Alopecurus*

arundinaceus, *Agrostis stolonifera*, *Agropyron repens*, (fig. 4.13) astfel încât pedopeisajul rezultat să fie pe deplin înglobat în cadrul mai amplu al landshaft-ului caracteristic luncii râului Bahlui.



Fig. 4.13. Aspectul general al batalului și a zonei adiacente în anul 2019, perspectivă orientată pe direcția NE-SV

4.3.1. Umiditatea, reacția și conținuturile de macroelemente ale probelor de nămol recoltate din foraj și din sondajele efectuate pe batal

Umiditatea nămolului în curs de solificare oscilează într-un interval de la 19 la 85%, cu o valoare medie de 58%. Dacă comparăm aceste valori cu cele înregistrate la solul limitrof batalului și anume: intervalul 17 - 94%, valoarea medie de 54%, constatăm apropierea lor, fapt ce ne conduce la concluzia că cel puțin pe adâncimea de până la 60 cm umiditatea nămolului s-a stabilizat la valoarea umidității solului.

Analizând umiditatea nămolului de la adâncimi mai mari de 60 cm și comparând datele cu cele ale solului de la adâncimi de peste 60 cm, constatăm valori apropiate cu cele înregistrate la adâncimi mai mici decât 60 cm, atât în cazul nămolului cât și al solului. Prin urmare, se poate vorbi de echilibrarea umidității pe o adâncime a nămolului și a solului de până la 140 cm.

Parametrii statistici ai umidității, reacției și conținuturile de macroelemente sunt inserate în tabelul nr. 4.1 și prezentate în fig. 4.14.

Tabelul 4.1. Parametrii statistici ai umidității, reacției și conținutului de macroelemente din stratul 0-60 cm al nămolului de epurare din batalul Tomești, jud. Iași

Param. statistic	Umiditate (%)	pH	C _{organic}	N _{total}	C/N	N-NO ₃	P _{AL}	K _{AL}
		unit. pH	%	%		mg/kg	mg/kg	mg/kg
Valoarea minimă (x min)	19	6,55	1,17	0,229	1,6	19	333	356
Valoarea maximă (x max)	85	7,95	18,00	1,460	38,6	792	1,777	1.982
Media aritmetică ($\bar{x}$)	58	7,20	8,33	0,641	16,0	275	1,087	849
Abateri stan (σ)	19	0,37	5,75	0,279	10,9	213	377	440
Media geometrică (X _g)	56	7,20	5,79	0,590	11,5	186	1.013	757
Coeficient variație (%) (c.v)	33	5,08	69,04	43,51	68,18	77,57	34,67	51,82
Valorile medianei (Me)	60	7,26	8,59	0,610	13,6	232	1,107	771
Valorile modulului (Mo)	63	7,29	3,12	0,555	7,5	147	1.099	533

Reacția nămolului până la adâncimea de 60 cm este neutră cu valoarea pH-ului în suspensie apoasă de 7,20, atât ca valoare medie aritmetică, cât și medie geometrică precum și ceilalți indicatori ai centrului de grupare (M_e , M_o) au valori apropiate mediei aritmetice. Valori reduse au și indicii dispersiei (σ - abaterea standard și cv - coeficientul de variație).

Constanta valorilor de pH la o valoare normală pentru dezvoltarea plantelor denotă faptul că nămolul au intrat într-o fază favorabilă dezvoltării în condiții de normalitate a unui grup de plante specifice mediului actual.

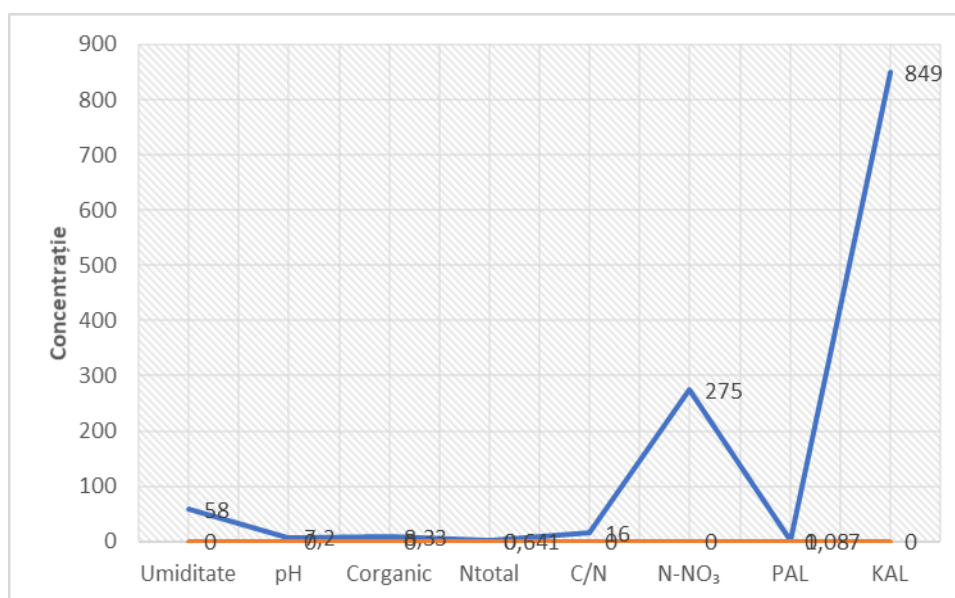


Fig. 4.14. Parametrii statistici ai umidității, reacției și conținutului de macroelemente din stratul 0-60 cm al nămolului de epurare din batalul Tomești, jud. Iași

Carbonul organic oscilează într-un interval larg de la 1,2 la 18%, cu valoarea mediei aritmetice de 8,33, dar a mediei geometrice de 5,79%. Frecvența maximă este dată de valoarea modului de numai 3,12%. Această diferențiere a valorii indicilor centrului de grupare se reflectă bine în valorile indicilor dispersiei egale cu 5,75% pentru abaterea standard și de 69% pentru coeficientul de variație. Prin urmare, există o neuniformitate a conținutului de carbon organic.

Azotul total are o distribuție similară cu a carbonului organic și anume un interval larg de valori, cuprins între limitele 0,229 și 1,460% cu valori ale mediei aritmetice de 0,641% și a celei geometrice 0,27%, în timp ce M_e și M_o au valori mai apropiate (0,610% respectiv 0,555%). Și indicatorii dispersiei (σ și cv) arată un grad semnificativ de împrăștiere a valorilor.

Dacă comparăm valorile medii de conținut ale nămolului cu limitele de interpretare a conținutului de Ntotal din soluri, constatăm că nămolul de epurare din batalul Tomești are un conținut mare și foarte mare de azot total.

Cu toate că **raportul C/N** oscilează într-un interval larg de la 1,6 la 38,6, totuși valorile medii ($\bar{X}$, X_g) sunt apropiate de valorile raportului C/N, întâlnite obișnuit în solurile agricole.

Analizând conținuturile de **forme mobile în macroelemente (N-NO₃, P_{AL}, K_{AL})**, constatăm că acestea sunt foarte ridicate, valorile lor oscilând în intervale foarte largi, iar indicatorii centrului de grupare întrec de 7 ori conținutul normal de N-NO₃ din solurile agricole fertilizate cu azot, de 15 ori conținutul de P_{mob}, solubil în acetat-lactat de amoniu la pH 3,7, însemnând un conținut foarte mare de P_{mob} comparativ cu solurile agricole și de 3 ori mai mult K_{mob} solubil în același reactiv convențional, decât un conținut foarte mare de K_{mob} din solurile agricole.

Urmare a acestui conținut de macroelemente din nămol s-a dezvoltat o vegetație bogată în plante iubitoare de nutrienți, în special plante nitrofile.

4.3.2. Umiditatea, reacția și conținuturile de macroelemente ale probelor de sol recoltate din jurul batalului cu nămol de epurare de la Tomești

După cum am menționat la punctul 4.3.1 umiditatea solului limitrof este asemănătoare cu a nămolului din batal, fapt ce demonstrează existența unei stări de echilibru între umiditatea nămolului și a solului limitrof. Este suficient să amintim că valorile centrului de grupare ($\bar{X}$, X_g) din cele două situații și anume 58% și 54% respectiv 56% și 52% pentru a susține această afirmație.

Reacția aluviosolului calcaric, sărăturat puternic în adâncime este slab alcalină, cu valoarea medie a pH-ului în suspensie apoasă de 8,10 - 8,11 după valorile $\bar{X}$, X_g și 7,8 - 8,6 după valorile M_0 și M_e (tab. 4.2). Sunt valori similare celor înregistrate și în anii anteriori.

Tabelul 4.2. Parametrii statistici ai umidității, reacției și conținutului de macroelemente din orizonturile 0-60 cm ai solului limitrof batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași

Param. statistic	Umiditate (%)	pH	Humus	C _{organic}	N _{total}	C/N	N-NO ₃	P _{AL}	K _{AL}
		unit. pH	%	%	%		mg/kg	mg/kg	mg/kg
Valoarea minimă (x min)	17	7,62	1,78	1,03	0,098	6,0	12	9	109
Valoarea maximă	94	8,73	16,11	9,34	0,467	29,0	346	428	1.208

(x max)									
Media aritmetică ($\bar{x}$)	54	8,11	5,49	3,18	0,207	17,5	85	81	550
Abateri standard (σ)	26	0,31	3,56	2,06	0,097	6,0	87	123	284
Media geometrică (X_g)	52	8,10	4,57	2,65	0,189	16,4	52	43	477
Coeficient de variație (%) (c.v)	47	3,84	64,84	64,84	47,00	33,97	102,65	152,12	51,74
Valorile medianei (M_e)	50	8,06	5,51	3,19	0,197	18,7	61	36	507
Valorile modului (M_o)	47	7,80	3,99	2,31	0,150	18,2	49	49	569

Dacă analizăm valorile de pH-urile înregistrate la probele recoltate de la adâncimi mai mari de 60 cm, observăm o ușoară creștere a pH-ului cu cca. 0,2 unități.

Datele analitice și statistice referitoare la humus și carbon organic cuprind intervale mari de conținut cu valori medii de 5,49% respectiv 3,18% pentru $\bar{X}$ și de 4,57% respectiv 2,65% pentru X_g și valorile celorlalți doi parametri ai centrului de grupare (M_e , M_o) sunt apropiate. Valorile indicilor dispersiei (σ și c.v.) sunt, de asemenea, apropiate (fig. 4.15).

Din punct de vedere al nivelului de aprovizionare cu humus, solul este mediu aprovizionat.

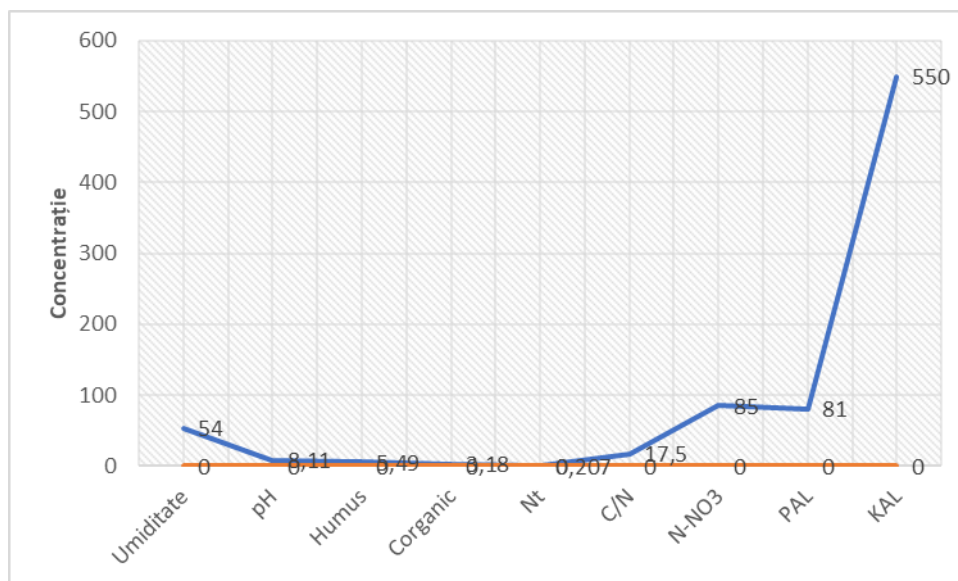


Fig. 4.15. Parametrii statistici ai umidității, reacției și conținutului de macroelemente din orizonturile 0-60 cm ai solului limitrof batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași

Raportul C/N cu valori medii de 16 - 18 dar și cu valori singulare de la 9 - 12, arată o diversitate a gradului de mineralizare a materiei organice din sol.

Conținuturile în forme mobile de macroelemente se întind pe un interval foarte larg de valori pentru toate cele trei elemente chimice de nutriție.

Oricum valorile medii sunt superioare conținuturilor normale din solurile agricole și anume: N-NO₃ de 2 ori, P_{AL} de 1,1 ori și K_{AL} de 1,8 ori.

4.4. Rezultatele cercetărilor privind nivelul de salinizare a nămolului și solului limitrof

Conținutul total de săruri solubile al nămolului de epurare, apreciat după valorile măsurate conductometric, este foarte ridicat, în medie de 12,92g la 100g nămol, de asemenea și parametrii statistici ai centrului de grupare (X_g , M_e , M_o) au valori apropiate de valoarea mediei aritmetice (tabelul 4.3).

Tabelul 4.3. Parametrii statistici ai conținuturilor de anioni și cationi din sărurile solubile ale nămolului de epurare din batalul Tomești, jud. Iași (0-60 cm). Valori exprimate în mg sau me/100g nămol

Param. statistic	HCO ₃ ⁻		SO ₄ ²⁻		Cl ⁻		Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Rez. cond.
	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg
Valoarea minimă (x min)	8	0,13	505	10,51	25	0,70	147	7,35	21	1,74	20	0,86	10	0,26	819
Valoarea maximă (x max)	29	0,48	1.281	26,67	566	15,95	264	13,19	117	9,65	485	21,10	91	2,33	2.506
Media aritmetică (x̄)	17	0,27	856	17,82	139	3,93	212	10,58	67	5,50	146	6,34	37	0,95	1.292
Abateri standard (σ)	6	0,11	170	3,54	155	4,37	35	1,73	24	2,00	131	5,68	24	0,61	435
Media geometrică (X _g)	16	0,25	840	17,48	86	2,43	209	10,44	62	5,11	103	4,48	30	0,77	1.235
Coeficient variație (%) (c.v)	38,99	39,09	19,85	19,85	111,22	111,22	16,37	16,37	36,43	36,43	89,66	89,66	64,39	64,39	33,68
Valorile medii (Me)	15	0,25	844	17,58	68	1,91	217	10,85	67	5,50	92	4,01	36	0,93	1.162
Valorile modale (Mo)	14	0,22	854	17,78	82	2,30	226	11,29	54	4,41	76	3,30	19	0,49	1.045

Dintre anioni predomină SO_4^{2-} cu o valoare medie aritmetică de 17,82 me/100g nămol, iar concentrațiile medii ai celorlalți indicatori ai centrului de grupare sunt foarte apropiate. În ordinea scăderii concentrației urmează Cl^- , cu o valoare medie de 3,93 me/100g nămol și HCO_3^- cu un conținut mediu de 0,27 me/100g nămol, fig. 4.16.

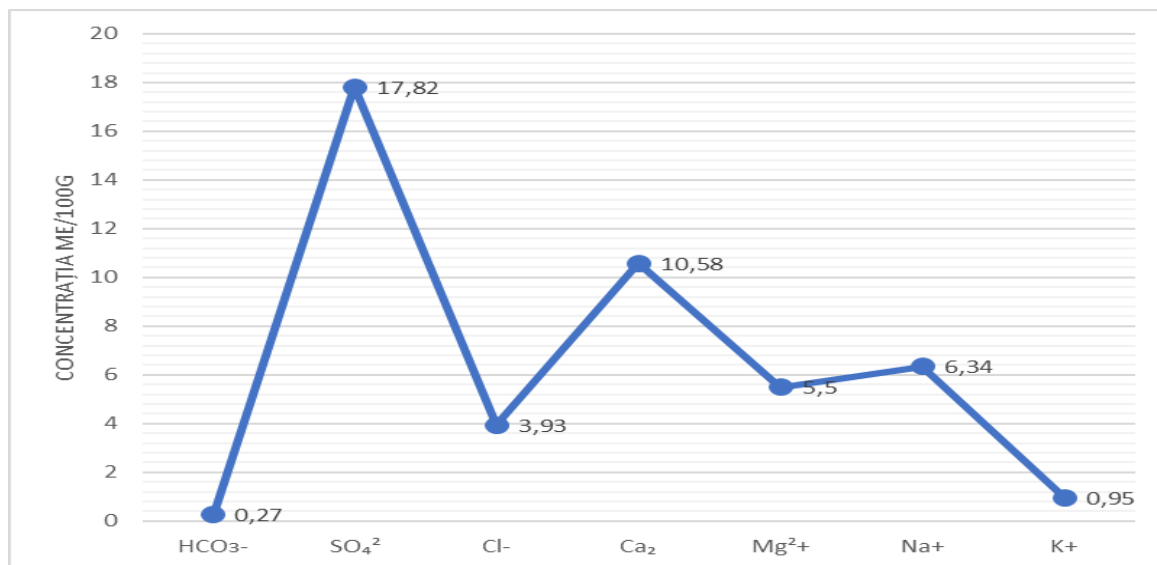


Fig. 4.16. Parametrii statistici ai conținuturilor de anioni și cationi din sărurile solubile ale nămolului de epurare din batalul Tomești, jud. Iași (0-60 cm).

Valori exprimate în mg sau me/100g nămol

Calciul este cationul major, având un conținut mediu de 10,58 me/100g nămol, după care urmează în serie descrescătoare Na, cu un conținut mediu de 6,34 me/100g nămol, Mg, care are concentrația medie de 5,50 me/100g nămol și, în final, K cu un conținut mult redus de 0,95 me/100g nămol.

Dacă se aranjează anionii în ordinea scăderii gradului de dispersie se obține seria: $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$, iar în cadrul cationilor rezultă seria: $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$. Prin urmare, la concentrații mai reduse, gradul de dispersie este mai mare.

Calculându-se conținutul de săruri probabile s-au obținut rezultatele înscrise în tabelul nr. 4.4.

Tabelul 4.4. Parametrii statistici ai conținutului probabil de sărurile solubile (%) din nămolul de epurare al batalului de la Tomești, jud. Iași (0-60 cm)

Param. Statistici	Ca(HCO₃)₂	CaSO₄	MgSO₄	Na₂SO₄	NaCl	KCl
Valoarea minimă (x min)	0,8	22,8	12,6	2,8	1,0	1,2
Valoarea maximă (x max)	2,6	68,1	40,1	24,4	32,0	7,8
Media aritmetică ($\bar{x}$)	1,3	46,9	24,3	12,7	10,9	3,9
Abateri standard (σ)	0,5	12,6	9,1	5,5	10,2	1,9
Media geometrică (X _g)	1,2	45,0	22,7	11,4	7,1	3,4
Coeficient de variație (%) (c.v)	37,25	26,87	37,28	43,57	93,68	49,50
Valorile medianei (Me)	1,2	47,5	21,4	12,0	7,6	4,2
Valoarea minimă (x min)	1,1	46,5	17,9	11,1	5,8	1,9

Se observă predominarea sulfatilor în proporție de 84%, iar dintre aceștia dominant este CaSO₄, după care în ordine descrescătoare apar MgSO₄ și Na₂SO₄.

Clorurile reprezintă 14,8%, dominantă fiind NaCl (10,9%). Cantitatea cea mai redusă de sare o aduce Ca(HCO₃)₂, de numai 1% (fig.4.17).

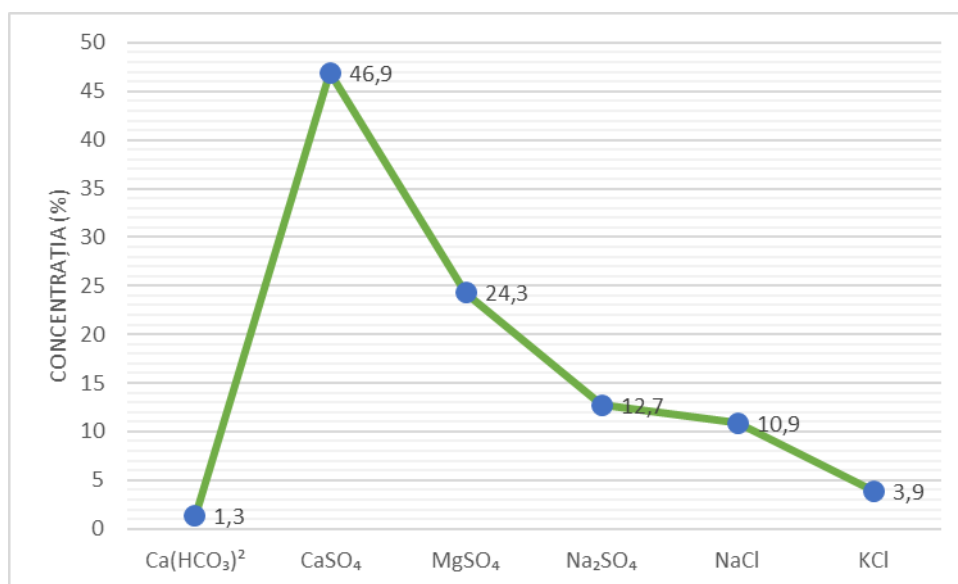


Fig. 4.17. Parametrii statistici ai conținutului probabil de sărurile solubile (%) din nămolul de epurare al batalului de la Tomești, jud. Iași (0-60 cm)

4.4.1. Nivelul de salinizare al solului limitrof batalului cu nămol de epurare de la Tomești

Solul pe care este depus nămolul de epurare este un sol aluvial cu sărăturare puternică în adâncime. Astfel, dacă în orizonturile de până la 60 cm adâncime, conținutul mediu de săruri solubile este de 0,36g la 100 g sol, în orizonturile profunde de la 100 - 140 cm se ajunge la 1,73 g/100g sol. Apreciind aceste valori după gradul de salinizare rezultă o salinizare slabă în orizonturile de la suprafață și una foarte puternică în orizonturile profunde. Însă, comparativ cu salinizarea nămolului, salinizarea solului limitrof batalului este de 36 de ori mai redusă în orizonturile superioare și de 7 ori mai mică în orizonturile profunde. Valori exprimate în mg sau me/100g sol sunt prezentate în tabelul 4.5

Tabelul 4.5. Parametrii statistici ai conținuturilor de anioni și cationic din sărurile solubile ale solului (0-60 cm) limitrof batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași (0-60 cm). Valori exprimate în mg sau me/100g sol

Param. statistic	HCO ₃ ⁻		SO ₄ ²⁻		Cl ⁻		Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Rez. cond.
	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg
Valoarea minimă (x min)	23	0,37	4	0,08	5	0,15	3	0,17	0,6	0,05	2,9	0,13	1	0,02	82
Valoarea maximă (x max)	83	1,36	953	19,85	103	2,90	113	5,65	70,5	5,80	246,5	10,72	17	0,43	1.250
Media aritmetică ($\bar{x}$)	49	0,80	207	4,32	28	0,79	27	1,35	15,0	1,24	74,2	3,22	8	0,20	364
Abateri standard (σ)	19	0,32	301	6,27	25	0,69	36	1,77	23,2	1,91	74,9	3,26	5	0,12	374
Media geometrică (X _g)	45	0,74	72	1,50	21	0,59	15	0,73	5,1	0,42	44,3	1,93	6	0,15	239
Coeficient de variație (%) (c.v)	39,46	39,46	145,14	145,14	87,66	87,66	131,41	131,41	154,61	154,61	101,02	101,02	61,61	61,61	102,79
Valorile medianei (Me)	48	0,80	62	1,29	20	0,57	11	0,54	3,7	0,31	45,6	1,98	8	0,21	198
Valoarea minimă (x min)	52	0,48	104	2,16	15	0,43	15	0,74	7,9	0,65	32,2	1,40	8	0,20	205

Anionul predominant este și-n cazul solului SO_4^{2-} după care urmează în serie descrescătoare HCO_3^- și apoi Cl^- . Însă din rândul cationilor predomină Na^+ , urmează Mg^{2+} și Ca^{2+} cu valori apropiate ale conținuturilor, și-n final K cu cel mai redus conținut, (fig.4.18).

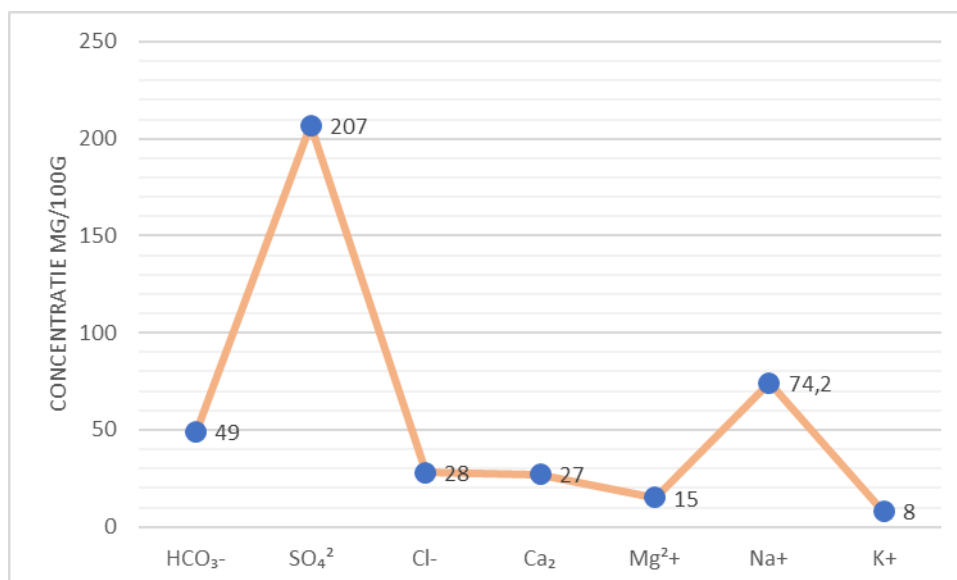


Fig. 4.18. Parametrii statistici ai conținuturilor de anioni și cationic din sărurile solubile ale solului (0-60 cm) limitrof batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași (0-60 cm).

Valori exprimate în mg sau me/100g sol

Predominarea Na^+ a avut drept rezultat și predominarea sărurilor în care el ia parte și anume Na_2SO_4 , NaHCO_3 și NaCl . Parametrii statistici ai conținutului probabil de săruri solubile (%) din solul limitrof batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași (0-60 cm) sunt prezentați în tabelul nr. 4.6.

Tabelul 4.6. Parametrii statistici ai conținutului probabil de săruri solubile (%) din solul limitrof batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași (0-60 cm)

Param. statistic	$\text{Ca}(\text{HCO}_3)$	$\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$	NaHCO_3	CaSO_4	MgSO_4	Na_2SO_4	NaCl	KCl
Valoarea minimă (x min)	1,7	1,3	1,5	8,3	7,2	6,6	1,3	0,9
Valoarea maximă (x max)	40,5	19,2	43,5	30,5	28,1	57,0	29,7	15,8
Media aritmetică	15,9	8,3	22,8	17,7	19,5	32,5	13,3	5,9

($\bar{x}$)								
Abateri standard (σ)	12,8	5,4	14,7	7,8	8,0	14,7	8,7	4,7
Media geometrică (X_g)	10,9	6,5	16,3	16,1	17,6	28,2	10,0	4,1
Coeficient de variație (%) (c.v)	80,14	64,62	64,45	44,12	41,15	45,12	64,97	80,73
Valorile medianei (Me)	12,4	7,6	23,4	17,9	22,1	36,2	11,2	4,8
Valoarea minimă (x min)	9,2	7,3	24,1	16,1	24,7	39,0	8,7	3,1

Sulfatii și bicarbonatii ocupă următoarele locuri în ierarhia sărurilor solubile din solul limitrof batalului cu nămol de epurare. Aceștia fiind reprezentați de CaSO_4 , MgSO_4 , $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ și $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$. Cel mai redus aport la conținutul total de săruri solubile din sol îl aduce KCl (fig. 4.19).

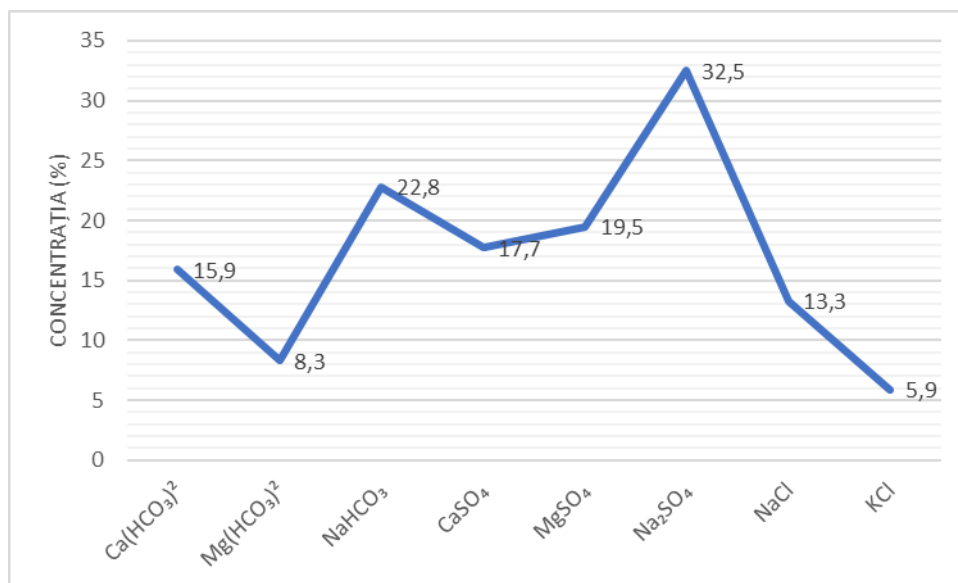


Fig. 4.19. Parametrii statistici ai conținutului probabil de săruri solubile (%) din solul limitrof batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași (0-60 cm).

4.5. Rezultatele cercetărilor privind conținutul de metale grele din nămol și solul limitrof

Cercetările efectuate au condus spre concluzia că, din cele nouă metale grele analizate (Zn, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd, Cr, Co, Ni) doar trei (zinc, fierul și mangan) au înregistrat valori ridicate. Valorile conținuturilor de metale grele din nămol sunt prezentate în tabelul 4.7.

Tabelul 4.7. Parametrii statistici ai conținutului total de metale grele din stratul 0-60 cm al nămolului de epurare din batalul Tomești, jud. Iași, în anul 2019

Param. statistic	Zn	Cu	Fe	Mn	Pb	Cd	Cr	Co	Ni
	mg/kg								
Valoarea minimă (x min)	1.503,5	6,8	20.452	294	40,8	0,95	35,7	5,6	33,0
Valoarea maximă (x max)	9.574,4	182,8	33.796	653	191,7	7,46	90,5	13,3	58,0
Media aritmetică ($\bar{x}$)	5.617,9	110,2	27.633	431	103,3	3,56	56,0	9,0	42,6
Abateri standard (σ)	2.292,8	39,9	4.087	99	39,8	1,45	13,7	1,8	8,5
Media geometrică (X_g)	5.063,3	96,0	27.336	421	96,7	3,28	54,6	8,8	41,8
Coeficient de variație (%) (c.v)	40,81	36,18	14,79	23,00	38,48	40,80	24,42	20,36	20,01
Valorile medianei (Me)	6.008,0	114,6	27,800	402	90,9	3,37	53,5	9,3	40,9
Valoarea minimă (x min)	6.796,7	108,6	28,817	393	84,5	3,46	52,1	9,3	35,8

Cercetările efectuate au arătat că zincul și fierul se găsesc la valori poluante, de asemenea și manganul a înregistrat valori semnificative, (fig. 4.20).

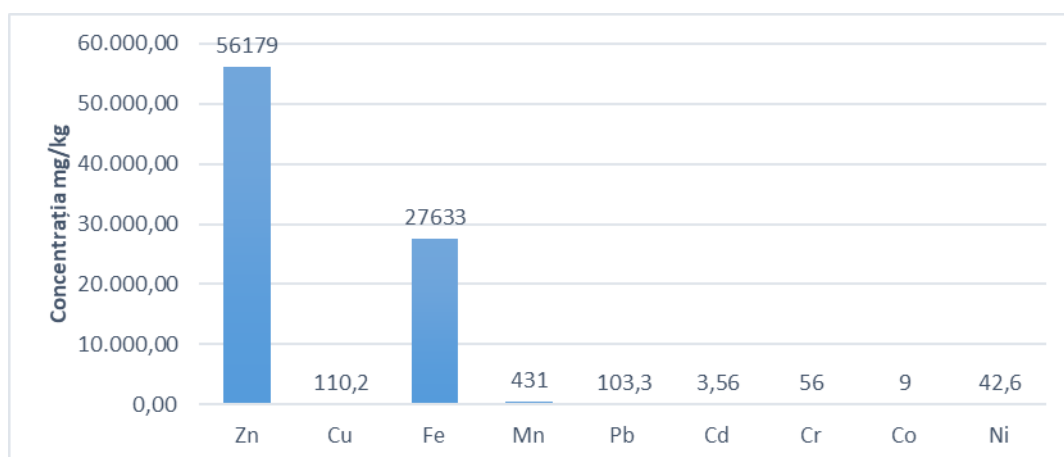


Fig. 4.20. Parametrii statistici ai conținutului total de metale grele din stratul 0-60 cm al nămolului de epurare din batalul Tomești, jud. Iași, în anul 2019

Concentrațiile de metale grele din solul aluvial de la Tomești, pe care este situat batalul cu nămol de epurare se situează în jurul valorilor normale din soluri. Parametrii statistici ai conținutului total de metale grele din orizonturile 0-60 cm ai solului limitrof batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași sunt prezentați în tabelul nr. 4.8.

Tabelul 4.8. Parametrii statistici ai conținutului total de metale grele din orizonturile 0-60 cm ai solului limitrof batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași

Param. statistici	Zn	Cu	Fe	Mn	Pb	Cd	Cr	Co	Ni
	mg/kg								
Valoarea minimă (x min)	62,5	27,5	20.13	319	14,7	0,13	28,6	7,3	38,8
Valoarea maximă (x max)	133,6	58,5	33.24	611	36,5	0,97	52,0	12,6	63,2
Media aritmetică ($\bar{x}$)	195,8	38,6	28.61	490	18,9	0,48	45,1	9,5	49,8
Abateri standard (σ)	246,8	7,8	2.848	80	5,3	0,25	6,1	1,7	5,2
Media geometrică (X_g)	139,2	37,9	28.466	483	18,4	0,42	44,7	9,4	49,5
Coefficient de variație (%) (c.v)	126,06	20,22	9,95	16,30	27,96	51,37	13,56	17,54	10,53

Valorile mediane (Me)	98,9	38,0	28.914	510	17,4	0,44	47,3	9,1	49,6
Valoarea minimă (x min)	178,2	38,3	28,869	544	17,4	0,40	48,9	8,2	50,1

Cercetările efectuate au arătat că manganul are concentrația cea mai mare 490 mg/kg, urmat de zinc 195,8 mg/kg (fig. 4.21).

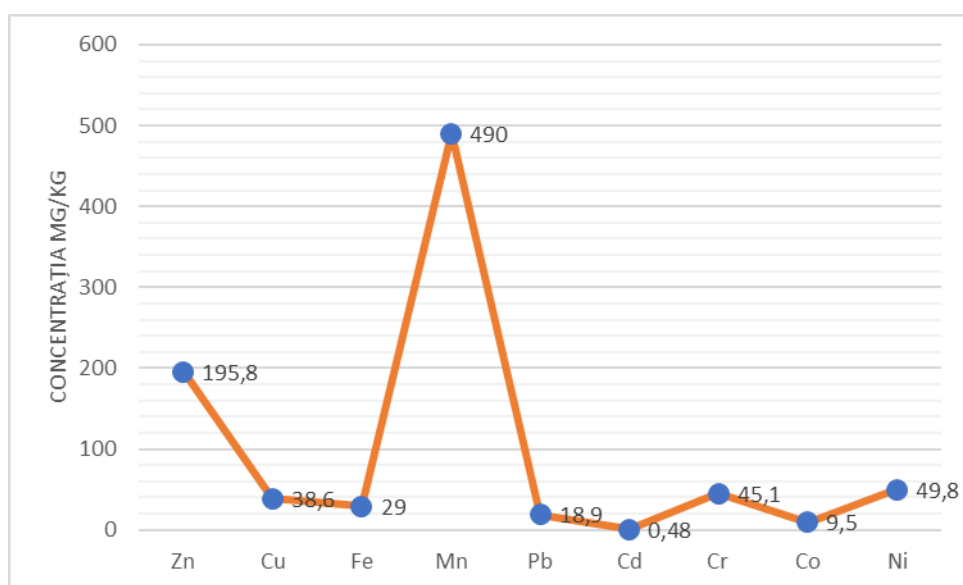


Fig. 4.21. Parametrii statistici ai conținutului total de metale grele din orizonturile 0-60 cm ai solului limitrof batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași

4.6. Rezultatele cercetărilor privind compoziția chimică a apelor din zona de studiu

S-au recoltat 17 probe de apă, după cum urmează: 5 din baza profilelor efectuate în depozitul de nămol de epurare (S₁, S₂, S₃, S₅, FD); 7 din puțurile de verificare (PF1-7); 3 din canalele înconjurătoare ale batalului (Canal est, canal nord și canal de deșurare) și 2 din râul Bahlui, una în amonte de batal și alta din aval de batal.

Reacția apelor este cuprinsă într-un interval de pH de la 7,13 la 8,80, care semnifică o reacție neutră-slab alcalină, numai o probă din canalul nordic are o reacție moderat alcalină. Reacția, conținutul de săruri solubile și conținutul de anioni și cationi din probele de apă recoltate în zona batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași este prezentată în tabelul nr. 4.9.

Tabelul 4.9. Reacția, conținutul de săruri solubile și conținutul de anioni și cationi din probele de apă recoltate în zona batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași

Nr. crt.	Identificare	pH																		
			CO ₃ ²⁻		HCO ₃ ⁻		SO ₄ ²⁻		Cl ⁻		Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Rez. cond.	NO ₃ ⁻
			mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	mg
1	PF1 canal	7,66	96	3,20	1098	18,00	1557	32,43	2425	68,30	68	3,39	248	20,43	1817	79,01	646	16,58	7215	44
2	PF2	8,09	78	2,60	1171	19,20	776	16,16	2148	60,50	127	6,35	151	12,46	1477	64,23	601	15,41	5816	139
3	PF3	7,32	24	0,80	293	4,80	194	4,04	131	3,70	41	2,04	30	2,44	187	8,12	28	0,72	757	73
4	PF4	7,13	37	1,78	311	5,10	310	6,47	316	8,90	88	4,39	55	4,56	245	10,64	27	0,70	1212	14
5	PF5	7,18	30	1,00	403	6,60	165	3,43	202	5,70	56	2,79	47	3,87	224	9,73	12	0,30	968	23
6	PF6 canal	7,17	49	2,56	775	12,70	776	16,16	476	13,40	129	6,47	140	11,52	484	21,02	89	2,28	2277	13
7	PF7 canal	7,22	45	2,39	976	16,00	4713	98,19	2506	70,60	220	11,02	698	57,44	2414	104,97	508	13,02	9615	38
8	Canal Est apă	7,59	72	2,40	250	4,10	766	15,96	888	25,00	76	3,79	144	11,80	659	28,63	108	2,77	2814	25
9	Canal debușare	7,60	78	2,60	336	5,50	339	7,07	927	26,10	118	5,91	94	7,73	584	25,37	86	2,21	2548	26
10	Canal Nord	8,80	186	6,20	677	11,10	950	19,80	3028	85,30	48	2,40	153	12,62	1994	86,71	792	20,32	7677	139
11	Bahlui amonte	7,81	60	2,00	348	5,70	242	5,05	209	5,90	63	3,15	54	4,48	202	8,77	189	4,84	1040	70
12	Bahlui aval	7,91	78	2,60	299	4,90	175	3,64	138	3,90	67	3,35	48	3,91	166	7,21	18	0,46	880	59
13	S1	8,09	36	1,20	531	8,70	3103	64,65	490	13,80	417	20,84	509	41,89	639	27,76	70	1,79	4221	73
14	S2	7,42	84	2,80	628	10,30	2521	52,53	600	16,90	410	20,52	496	40,79	614	26,68	67	1,73	4234	327
15	S3	7,47	84	2,80	543	8,90	2473	51,52	2006	56,50	324	16,21	400	32,89	1457	63,36	282	7,24	6452	406
16	S5	7,33	72	2,40	482	7,90	3831	79,81	3461	97,50	425	21,24	663	54,55	2414	104,97	299	7,67	9853	91
17	FD	7,37	30	1,00	220	3,60	3685	76,78	525	14,80	692	34,61	485	39,89	679	29,50	59	1,51	5286	48

Conținutul total de săruri solubile, indicat de reziduul conductometric, este diferit, oscilând între 757 și 9615 mg/l. Oricum apele din baza sondajelor efectuate în nămol au salinitatea cea mai ridicată, în medie de 6009 mg/l, în timp ce apele colectate din puțurile de verificare, situate în jurul batalului, au o salinitate medie de 3980 mg/l. Însă, există o deosebire semnificativă între salinitatea apelor colectate din puțurile situate în partea vestică și nordică și cele situate în partea estică. Astfel, diferența de salinitate ale celor două grupe de puțuri este de 5251 mg/l în favoarea primei grupe. Dintre cele trei probe de apă recoltate din canalele înconjurătoare cea mai salmastră este apa din canalul nordic, influențată și de depozitul de gunoi menajer din apropiere. Apa Bahluiului în amonte de batal este mai încărcată cu săruri, influențată tot de halde de gunoi menajer, pe lângă care trece râul.

Abundența anionică este dictată de SO_4^{2-} și Cl^- . În apele colectate din baza profilelor, efectuate în nămolul de epurare, conținutul mediu de SO_4^{2-} este de 65 me/l, în apa colectată din puțurile de verificare este de 25 me/l, în apa din canalele înconjurătoare este de 14 me/l, iar în apa râului Bahlui de numai 4,5 me/l. În cazul clorului, ierarhia abundenței este schimbată, cea mai ridicată concentrație a Cl^- se află în apa din canalele înconjurătoare (45 me/l), după care urmează apa colectată din baza sondajelor efectuate în masa nămolului (40 me/l) și apoi concentrația Cl^- din apa recoltată în puțurile de verificare egală cu 25 me/l și în final concentrația Cl^- din apa Bahluiului de numai 5 me/l.

Anionul nitrat (NO_3^-) se găsește cel mai mult (valoare medie 189 mg/l) în apa colectată din baza sondajelor efectuate în nămolul de epurare, în serie descrescătoare și la valori apropiate în apa Bahluiului și-n apa din canalele înconjurătoare (65 mg/l respectiv 63 mg/l) și mai puțin (49 mg/l) în apa colectată din puțurile de verificare.

Ceilalți doi anioni din compoziția chimică a apelor analizate HCO_3^- și CO_3^{2-} se găsesc în cantități reduse cuprinse între 5 și 12 me/l pentru HCO_3^- și 2 - 4 me/l pentru CO_3^{2-} .

Această repartitie anionică și cationică a determinat ca sărurile solubile să fie formate din sulfați, cloruri și bicarbonați. În ansamblu se observă că predomină Na_2SO_4 , NaCl și $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$. Repartizate pe grupe de ape se remarcă că, în apele colectate din baza profilelor efectuate în nămolul de epurare predomină MgSO_4 (37%) și NaCl (27%), în cele colectate din puțurile de verificare predomină NaCl (34%) și Na_2SO_4 (21%). Apa canalelor înconjurătoare conține NaCl (52%) și MgSO_4 (15%), iar apa Bahluiului conține, practic, părți egale de bicarbonați de sodiu, calciu și magneziu (15%), de sulfați de magneziu și sodiu (13%) și de clorură de sodiu și de potasiu (14%). Compoziția probabilă a sărurilor solubile (%) din probele de apă recoltate în zona batalului cu nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași este prezentată în tabelul nr. 4.10.

Tabelul 4.10. Compoziția probabilă a sărurilor solubile (%) din probele de apă recoltate în zona bataluici nămol de epurare de la Tomești, jud. Iași

	Identificare	Na ₂ CO ₃	Ca ₂ (HCO ₃) ₂	Mg(HCO ₃) ₂	CaSO ₄	MgSO ₄	Na ₂ SO ₄	NaCl	KCl
		(%)							
1	PF1 canal	2,6	2,8	12,0	6,9	5,1	21,5	42,1	13,9
2	PF2	2,6	6,4	12,7	3,9	4,8	16,4	45,8	15,7
3	PF3	6,0	15,3	18,3	8,4	10,6	30,3	22,3	5,4
4	PF4	5,9	21,6	3,3	11,8	19,2	12,4	40,1	3,4
5	PF5	6,0	16,7	22,7	8,3	0,5	20,0	32,3	1,8
6	PF6 canal	5,8	15,7	14,3	15,8	13,6	24,7	26,2	5,5
7	PF7 canal	5,3	5,9	2,8	9,4	28,0	25,1	31,2	7,0
8	Canal Est apă	5,1	8,1	0,5	6,3	24,6	9,0	46,8	5,9
9	Canal debușare	6,3	13,3	5,9	1,0	16,1	11,4	55,2	5,4
10	Canal Nord	5,1	2,0	7,1	11,4	3,2	13,0	53,0	16,6
11	Bahlui amonte	10,7	14,8	15,8	8,1	5,3	21,8	8,8	22,8
12	Bahlui aval	17,3	22,5	10,1	3,7	16,1	8,1	22,8	3,1
13	S1	1,4	9,8	20,6	12,8	45,4	15,0	13,7	1,9
14	S2	3,4	12,5	16,8	10,4	45,5	7,7	18,6	1,9
15	S3	2,3	7,4	13,9	6,1	27,5	9,4	41,3	6,0
16	S5	1,3	4,2	23,5	7,1	28,9	6,5	47,9	4,1
17	FD	1,0	3,7	15,6	29,1	37,8	13,0	14	1,4

4.7. Rezultatele cercetărilor privind conținutul de macro și microelemente din plantele rezultate din zona de studiu

Din jurul locurilor în care au fost efectuate profilele și sondajele au fost colectate probe de plante, la unele numai partea aeriană, iar la altele și rădăcini.

S-a constatat o creștere a diversității plantelor din batal. Dacă în anii anteriori predominau speciile cărora le prieste umiditatea, în special *Phragmites australis*, la care s-a alăturat apoi specii nitrofile de plante, în special *Urtica dioica*, din anul 2019, au apărut specii noi cum ar fi: *Alopecurus pratensis*, *Chenopodium album*, *Amaranthus retroflexus* sau *Sonchus arvensis*. De asemenea, a apărut și *Sambucus nigra*, un arbust cu numeroase utilizări.

În zona limitrofă batalului predomină *Agropyron arvensis*.

Bineînțeles că absorbția macro și microelementelor de către plante depinde de mai mulți factori și anume: însușirile genetice ale speciilor, conținutul de elemente nutritive pe care îl pune la dispoziție substratul nutritiv, fenofazele în care se găsesc plantele și nu în ultimul rând condițiile climatice. Conținutul mediu de macro-și microelemente al plantelor crescute pe nămolul de epurare din batalul de la Tomești din zona limitrofă este prezentat în tabelul 4.11.

Tabelul 4.11. Conținutul mediu de macro-și microelemente al plantelor crescute pe nămolul de epurare din batalul de la Tomești (jud. Iași) și din zona limitrofă

Natura plantei	Organul	Localizare	N	P	K	Ca	Mg	Zn	Cu	Fe	Mn
			%					Mg/kg ⁻¹			
Urtica dioica	răd.	FD	2,66	0,53	1,22	0,57	0,30	704	34	4351	73
	răd.	S ₂	2,27	0,41	2,04	0,31	0,21	743	21	3012	19
	răd.	S ₃	1,93	0,67	1,34	0,89	0,47	1196	33	130	15
	răd.	x	2,29	0,54	1,53	0,59	0,33	649	29	2493	36
	p.a.	FD	2,93	0,44	2,15	7,25	0,89	414	10	351	20
	p.a.	S ₂	3,65	0,46	3,39	6,63	0,80	239	9	218	41
	p.a.	S ₃	2,73	0,39	3,91	6,53	1,31	215	11	1727	48
	p.a.	x	3,10	0,43	3,15	6,80	0,94	289	10	765	30
Agropyron repens	p.a.	FD	1,59	0,17	1,27	1,23	0,46	86	10	99	88
	p.a.	SE ₁	0,91	0,20	2,28	2,64	0,12	22	3	102	29
	p.a.	SE ₂	1,20	0,18	1,74	0,27	0,07	16	1	108	13
	p.a.	SE ₃	1,29	0,15	2,19	0,56	0,17	21	4	210	24
	p.a.	SE ₄	0,74	0,16	1,72	0,19	0,09	17	1	100	14
	p.a.	SE ₅	1,01	0,14	1,89	0,27	0,12	39	2	178	23

	p.a.	x	1,12	0,17	1,85	0,86	0,17	34	4	133	32
Phragmites australis	p.a.	S ₁	2,00	0,16	2,22	0,21	0,14	118	2	76	35
	p.a.	S ₂	2,52	0,17	3,01	0,34	0,17	1064	5	90	21
	p.a.	S ₃	2,55	0,14	1,58	0,63	0,22	137	3	78	36
	p.a.	S ₄	2,78	0,18	1,64	0,23	0,11	153	4	71	108
	p.a.	SE ₃	2,46	0,16	2,11	0,35	0,16	129	4	79	155
	p.a.	SE ₄	1,32	0,14	1,54	0,24	0,09	17	2	111	20
	p.a.	x									
Alopecurus arundinaceus	p.a.	S ₁	1,45	0,19	1,62	0,46	0,40	301	4	61	33
	p.a.	S ₂	2,04	0,17	1,77	0,46	0,20	304	5	77	317
	p.a.	S ₄	1,32	0,13	2,38	1,16	0,26	386	5	94	69
	p.a.	S ₅	1,97	0,20	1,89	0,71	0,32	808	8	60	108
	p.a.	x	1,70	0,17	1,92	0,70	0,30	450	6	73	132
Chenopodium album	răd.	FD	1,65	0,38	1,08	1,23	0,45	2659	50	10279	169
	p.a.	FD	3,15	0,41	5,95	2,71	1,53	1511	19	1176	151
Festuca rubra	p.a.	FM	2,11	0,38	4,05	0,28	0,17	31	7	494	29
Agrostis capillaris	p.a.	FD	1,72	0,17	1,95	1,12	0,46	1090	5	92	40
Amaranthus retroflexus	p.a.	S ₁	2,75	0,45	8,61	1,76	1,00	692	14	1110	17
Sonchus arvensis	răd.	S ₅	1,68	0,61	2,49	1,30	0,34	3173	64	10874	192
	p.a.		2,13	0,37	6,25	1,73	0,61	17	15	1549	45
Daucus carota	p.a.	SE ₁	2,33	0,45	4,75	2,31	0,46	46	10	183	26
Equisetum hyemale	răd.	SE ₂	0,96	0,16	0,51	0,27	0,13	124	12	2724	124
	p.a.		0,78	0,10	1,08	0,72	0,12	30	4	222	288
Sambucus nigra	răd.	S ₄	2,37	0,60	0,95	1,54	0,28	5491	75	11506	299
	răd.	S ₅	1,05	0,55	0,93	4,13	0,48	5341	73	14461	483
	răd.	x	1,71	0,58	0,94	2,84	0,38	5416	74	12984	391
	p.a.	S ₄	2,02	0,31	4,78	1,91	0,45	789	15	4503	68
	p.a.	S ₅	2,56	0,48	4,98	2,12	0,70	175	36	1610	157
	p.a.	x	2,92	0,40	4,88	2,02	0,58	482	26	3057	113

Dacă analizăm conținuturile de **azot total (N_t)** ale plantelor, constatăm că *Urtica dioica* a acumulat cea mai mare cantitate de N în partea aeriană (tulpini și frunze) și anume, în medie,

conținutul era de 3,10%, mai mult având un conținut ridicat (2,29%) și în rădăcini. De altfel, această plantă este cunoscută ca nitrofilă.

La polul opus, cu un conținut redus de N în rădăcini și-n planta aeriană se situează *Equisetum hyemale* și *Agropyron repens*, cu valori în partea aeriană de 0,78% respectiv 1,12%. Celelalte specii au concentrații de N total cuprinse între valorile extreme anunțate, în jur de 2% în partea aeriană și de cca. 1,5% în rădăcini.

Valoarea medie a conținutului de N total din partea aeriană a vegetației cercetate este de 2,10%.

Fosforul este cel mai conservator dintre elementele analizate, atât din punct de vedere al reproductibilității în cadrul aceleiași specii, cât și de la o specie la alta. Conținuturile sale sunt fără excepție sub 1%, oscilând între 0,14% și 0,61%. Se observă că valorile cele mai mari sunt în rădăcinile de *Sonchus arvensis* și *Sambucus nigra* iar cele mai mici în partea aeriană a *Phragmites australis*, *Agrostis capillaris*, *Alopecurus pratensis* și *Agropyron repens*.

În medie, pentru zona cercetată, conținutul din partea aeriană a plantelor este de 0,29%.

Conținutul de **potasiu** este ridicat, în unele cazuri este mai mare decât conținutul de azot. Pentru întreaga gamă de plante analizate, el oscilează între 0,5% în rădăcina de *Equisetum hyemale* și 0,94% în rădăcina de *Sambucus nigra*, ca valori minimale, iar ca valori maxime, 6,25% în partea aeriană a *Sonchus arvensis* și 8,61% în partea aeriană a *Amaranthus retroflexus*. Însă, conținuturi mari se găsesc și în părțile aeriene ale *Daucus carota* (4,75%), *Urtica dioica* (3,15%), *Festuca rubra* (4,05%), *Sambucus nigra* (4,88%), *Chenopodium album* (5,95%).

Dacă vom calcula valoarea medie a concentrației K din partea aeriană a plantelor crescute pe nămolul de epurare obținem valoarea de 3,69% fapt ce contribuie și la vigoarea vegetației crescute pe nămolul de epurare.

Un alt element chimic care ajută la vitalitatea plantelor este **calciul**. *Urtica dioica* acumulează în partea aeriană cea mai mare cantitate de Ca (6,80%).

Valori medii mari de peste 2,0% se întâlnesc și în partea aeriană a plantelor *Chenopodium album*, *Daucus carota* sau *Sambucus nigra*. Cele mai mici cantități s-au determinat în partea aeriană a plantelor de *Equisetum hyemale*, *Festuca rubra*, *Phragmites australis*.

Conținutul mediu de Ca din partea aeriană a vegetației crescute pe nămolul de epurare de la Tomești și pe solul din jurul batalului cu nămol este de 1,92%.

Magneziul, ultimul macroelement analizat are valori de concentrație asemănătoare cu ale calciului ca și tendință, însă mai reduse decât ale calciului, în medie cu 71%. Conținutul mediu de Mg pentru întreaga vegetație din zonă este de 0,56%. Dintre toate plantele întâlnite

remarcăm specii cu concentrații de Mg de peste 1% precum: *Chenopodium album*, *Amaranthus retroflexus*, chiar și *Urtica dioica*. Cele mai reduse conținuturi de Mg s-au determinat în plantele de *Phragmites australis*, *Agropyron repens* și *Equisetum hyemale*.

Zincul, microelement nutritiv acumulat în plante, în special în rădăcini, datorită ofertei luxuriante provenite din suportul nutritiv al nămolului de epurare. Astfel, în rădăcinile de la *Sambucus nigra* s-a determinat o valoare medie de 5,416 mg/kg⁻¹, iar în cele de la *Sonchus arvensis* – 3,173 mg/kg⁻¹, în cele de *Chenopodium album* – 2,659 mg/kg⁻¹, iar în cele de *Urtica dioica* - 649 mg/kg⁻¹, în timp ce în rădăcinile de *Equisetum hyemale* s-a determinat numai 124 mg/kg⁻¹ și în partea aeriană a unor plante s-au determinat cantități mai mari de zinc, precum în *Chenopodium album* (1,511 mg/kg⁻¹), *Agrostis capillaris* (1,090 mg/kg⁻¹), *Amaranthus retroflexus* (692 mg/kg⁻¹), *Sambucus nigra* (482 mg/kg⁻¹), *Alopecurus pratensis* (450 mg/kg⁻¹) sau *Urtica dioica* (289 mg/kg⁻¹).

Dintre plantele care au acumulat cantități mici de zinc, normale pentru nutriția lor, se remarcă plantele ierboase, din zona limitrofă batalului și anume *Phragmites australis* (17 mg/kg⁻¹), *Equisetum hyemale* (30 mg/kg⁻¹), *Daucus carota* (40 mg/kg⁻¹) și *Agropyron repens* (34 mg/kg⁻¹).

Valoarea medie a conținutului de Zn din partea aeriană a plantelor zonei cercetate este de 583 mg/kg⁻¹ pentru plantele crescute pe nămolul de epurare și 32 mg/kg⁻¹ pentru plantele crescute pe solul limitrof batalului, iar pentru întreaga zonă de 370 mg/kg⁻¹.

Cuprul s-a acumulat în plantele zonei cercetate la valori normale de conținut, în partea aeriană de 10 mg/kg⁻¹, neînregistrându-se diferențe între conținuturile înregistrate la plantele crescute pe nămolul de epurare și la cele crescute pe sol. Un conținut mai ridicat (46 mg/kg⁻¹) s-a înregistrat în rădăcini.

Fierul, un macroelement din punct de vedere al abundenței în soluri, dar și al abundenței terestre, este microelement din punct de vedere al nutriției plantelor. Dar, și-n cazul acestora, în unele specii se acumulează mai mult, în special în rădăcini, în altele mai puțin.

În cazul vegetației cercetate s-au determinat concentrații mari în rădăcinile de *Sonchus arvensis*, *Sambucus nigra*, *Chenopodium album*, *Urtica dioica*, în medie pentru toate acestea de 6,200 mg/kg⁻¹, iar în partea aeriană a acestora de 1,637 mg/kg⁻¹. Alte plante precum *Phragmites australis*, *Alopecurus pratensis*, *Agrostis capillaris* au acumulat concentrații mai reduse, în medie de 92 mg/kg⁻¹. Conținutul mediu de Fe din partea aeriană a plantelor cercetate din zona batalului și din afara lui, era de 619 mg/kg⁻¹.

Ultimul microelement cercetat este **manganul**. Abundența sa, în plante este normală. Conținuturile sale oscilează în dependența de natura speciei și mai puțin în funcție de condițiile

locale. Astfel, cele mai ridicate concentrații s-au determinat în rădăcinile de *Sambucus nigra* (391 mg/kg⁻¹) și de *Chenopodium album* (151 mg/kg⁻¹) și mai reduse (36 mg/kg⁻¹) în rădăcinile de *Urtica dioica*. În partea aeriană a plantelor s-au determinat cantități moderate de la 20 mg/kg⁻¹ în *Phragmites australis* la 288 mg/kg⁻¹ în *Equisetum hyemale*. Conținutul mediu de Mn, specific părții aeriene a plantelor din arealul cercetat, a fost de 75 mg/kg⁻¹.

Din o analiză sumară a conținuturilor medii de macro și microelemente, grupate pe cele două medii de nutriție (nămol de epurare și sol) și în final pe zona cercetată, prin însumarea celor două areale a rezultat valorile din tabelul 4.12. Din compararea acestora cu datele referitoare la conținutul de macro și microelemente al plantelor, s-a efectuat o apreciere a nivelului de nutriție a plantelor cu astfel de elemente chimice.

Tabelul 4.12. Conținutul mediu de macro- și microelemente al plantelor crescute pe batalul cu nămol de epurare (1), în zona limitrofă batalului (2) și în întreaga zonă cercetată (3) și aprecierea nivelului de conținut (n-normal, r-ridicat, ex-excesiv)

Nr. crt	N	P	K	Ca	Mg	Zn	Cu	Fe	Mn
	%					Mg/kg ⁻¹			
1	2,33 n	0,34 n	4,35 r	2,15 r	0,70 n	583 ex	12 n	987 ex	90 n
2	2,14 n	0,22 n	2,31 n	0,88 n	0,20 n	32 n	5 n	229 n	79 n
3	2,10 n	0,29 n	3,69 r	1,92 n	0,56 n	370 ex	10n	619 r	75 n

4.8. Analize privind influența depozitării nămolului de la stațiile de epurare pe sol

4.8.1. Efecte asupra proprietăților fizice

S-a analizat compoziția granulometrică a probelor de sol din forajul martor (F1) și din forajul efectuat în depozitul de nămol (F2) și rolul ei asupra stabilității depozitului

Datele analitice ale compoziției granulometrice evidențiază prezența unui material fin, argilos, format predominant din argilă medie și argilă fină. Numai în forajul martor apare la adâncimea de 220 - 260 cm un lut argilo - prăfos. Cantitatea de argilă coloidală, mai mică decât 0,002 mm ajunge până la 83,3%, având valori medii de 71% ± 14 în forajul martor și de 65% ± 9 în forajul din depozitul de nămol. Drept urmare și argila fizică (particule cu diametrul mai mic de 0,01 mm) predomină cu valori de până la 99,7% în orizontul baza al forajului martor.

Valorile medii ale argilei fizice pentru cele două situații sunt de 85% ± 13 respectiv 81% ± 10. Drept urmare, materialul argilos predominant al solului pe care este amplasat depozitul de nămol de la Tomești funcționează ca o barieră geochimică în calea fazei lichide provenite din nămol, care are tendința de a se leviga. Compoziția granulo-metrică a probelor de

sol recoltate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat în depozitul de nămol (F2) este prezentată în tabelul nr. 4.12.

Tabelul 4.12. Compoziția granulo-metrică a probelor de sol recoltate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat în depozitul de nămol (F2)

Nr crt	Adâncime (cm)	Frațiuni granulometrice (mm) f% din masa părții minerale a solului					Clasă texturală
		Nisip grosier	Nisip fin	Praf	Argilă		
		2,0-0,2	0,2-0,02	0,02-0,002	< 0,002	< 0,01	
	F1 MARTOR						
1	0-20	0.5	11.3	28.2	60.0	76.5	AL
2	20-40	0.0	10.1	25.6	64.3	78.7	AA
3	40-60	0.2	8.2	14.8	76.8	87.9	AF
4	60-80	0.0	4.8	12.3	82.9	92.9	AF
5	80-100	0.6	2.7	12.9	83.8	94.6	AF
6	100-120	0.0	5.3	17.4	77.3	90.3	AF
7	120-140	0.0	3.6	21.4	75.0	93.2	AF
8	140-160	0.0	3.6	20.6	75.8	92.9	AF
9	160-180	0.5	3.4	12.8	83.3	93.6	AF
10	180-200	0.0	6.9	16.5	76.6	88.9	AF
11	200-220	0.0	9.3	21.9	68.8	81.5	AA
12	220-240	0.0	23.7	33.1	43.2	61.1	TP
13	240-260	0.2	25.1	34.6	40.1	57.5	TP
14	280-300	0.0	6.2	11.7	82.1	99.7	AF
	F2						
15	0-20	0.0	27.8	16.7	55.5	69.2	AL
16	100-120	0.0	26.3	22.4	51.3	68.4	AL
17	120-140	0.0	7.7	28.9	63.4	77.0	AA
18	140-160	0.0	4.4	28.4	67.2	88.3	AA
19	180-200	0.0	5.9	18.6	75.5	90.5	AF
20	240-260	0.0	6.7	17.4	75.9	91.4	AF
21	280-300	0.0	9.9	23.0	67.1	84.5	AA

* TP - lut argilo-prăfos; AL - argilă lutoasă; AP - argilă prăfoasă; AA - argilă medie; AF - argilă fină; a - argiile coloidală; f - argilă fizică;

Umiditatea a fost calculată în două variante, cu raportarea la masa materialului umed și cu raportarea la masa materialului uscat.

În primul caz s-au înregistrat valori mari, în cazul nămolului propriu-zis și a primul orizont de sol pe care repauzează nămolul, de peste 100%. În cel de-al doilea caz, valorile sunt mai mici. Astfel, nămolul din orizontul 0 - 20 cm al depozitului are umiditatea de 85%, iar primul orizont de sol pe care repauzează coloana de nămol are umiditatea de 54%. Pe măsură ce crește adâncimea solului de sub depozit scade umiditatea până la valori de 29 - 30%, la adâncimea de 300 cm.

Umiditatea solului de sub nămol este influențată semnificativ până la adâncimea de 140 - 160 cm. Influența se menține și la celelalte orizonturi inferioare, până la 240 - 260 cm, însă cu diferențe de până la 8%.

Prin urmare, nămolul influențează semnificativ umiditatea solului pe care repauzează.

4.8.2 Efecte asupra proprietăților chimice

- **Efectul asupra reacției și a compoziției chimice generale**

De la suprafață și până la adâncimea de 180 cm solul martor prezintă o reacție slab alcalină și moderat alcalină între 180 - 300 cm. Proba de nămol ca și solul din forajul F2 au o reacție slab alcalină și numai în ultimul orizont aceasta devine moderat alcalină. Reacția alcalină este datorată conținutului mijlociu de carbonat de calciu și a unei salinizări moderate până la puternică. Valorile mari ale pH-ului de peste 8,5 sunt datorate prezenței NaHCO_3 . Fenomenul este prezent atât în profilul martor cât și în profilul de sol de sub stratul de nămol. Prin urmare nu s-a produs o modificare semnificativă a pH-ului datorită prezenței nămolului.

Conținutul de C_{organic} al solului din forajul martor (F1) oscilează între 1,1 și 4,4% în primii 100 cm și mult sub 1% în orizonturile profunde.

Proba de nămol conține 10,4% C_{organic} , iar primul orizont al solului, influențat de nămol, situat la adâncimea de 100 - 120 cm, are 8,3% C_{organic} . Orizonturile următoare, până la adâncimea de 200 cm sunt influențate într-o oarecare măsură de prezența nămolului de deasupra. Astfel, valorile de C_{organic} ajung până la 1%, în timp ce la aceeași adâncime în forajul martor conținutul de C_{organic} este mult mai mic.

Valorile azotului total sunt mari și foarte mari. Mari sunt valorile caracteristice primelor două orizonturi din forajul martor, iar foarte mari sunt valorile specifice nămolului (0,986%) și primelor orizonturi din solul pe care repauzează nămolul (0,767% și 0,289%). Următoarele orizonturi conțin N_{total} la un nivel mijlociu de conținut. Umiditatea și principalele însușiri chimice ale probelor de sol recoltate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat în depozitul de nămol (F2) sunt prezentate în tabelul nr. 4.13.

Tabelul 4.13. Umiditatea și principalele însușiri chimice ale probelor de sol recoltate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat în depozitul de nămol (F2)

Nr. crt	Identificare	Adânc.	Umiditate 1	Umiditate2	pH	CaCO ₃	Corganic	Ntotal	C/N	N- NH ₄ *	N- NO ₃ *	PAL”	PAL	KAL
		cm	%				%					ppm		
1		0-20	17	15	7,85	6,4	4,4	0,369	14	urme	4,9	32,4	56,2	424
2		20-40	26	21	8,19	5,9	1,9	0,214	11	8,8	4,9	19,2	46	350

3		40-60	37	27	8,28	3,6	1,3	0,142	11	8	6,4	10,5	28,3	295
4		60-80	44	31	8,4	1,9	1	0,146	8	5,9	5	6,1	20,1	323
5		80-100	42	30	8,35	1,9	1,1	0,13	10	8,3	4,3	6	18,1	332
6		100-120	41	29	8,35	1,9	0,8	0,113	8	14,8	4,2	10,4	31,4	282
7		120-140	37	27	8,28	3,2	0,7	0,058	15	8,8	4	7,9	21,4	259
8	FI	140-160	38	33	8,17	5,7	0,5	0,097	6	5,6	4	6,4	14,9	268
9	Martor	160-180	39	28	8,44	2,1	0,6	0,099	7	5,7	4	6	21,2	277
10		180-200	41	29	8,71	1,5	0,6	0,095	7	9,9	3,8	1,4	11,5	263
11		200-220	29	23	8,85	5,2	0,6	0,082	8	9	3,5	0,4	13,8	231
12		220-240	28	22	8,93	11,7	0,3	0,068	6	4,5	3,2	urme	7,6	186
13		240-260	28	22	8,99	12,8	0,2	0,019	9	6,7	3,2	urme	6,7	172
14		280-300	41	29	8,85	11,1	0,5	0,07	8	11,5	3,5	0,4	13,8	295
15		0-20	575	85	7,65	8,5	10,4	0,986	12	2866	73	236	358	758
16		100-120	117	54	7,58	9,6	8,3	0,767	13	1048	6,5	230	336	460
17		120-140	58	37	7,87	8,1	2,2	0,289	9	192	19,4	84,7	149	378
18	F 2	140-160	51	34	8,12	8,5	1,5	0,198	9	160	21,7	49,9	111	330
19		180-200	44	30	8,17	5,3	1	0,15	8	30,2	17,3	20,7	48,6	305
20		240-260	43	30	8,21	5,3	0,7	0,118	7	14,2	7,7	13,1	32,3	373
21		280-300	41	29	8,63	2,1	0,6	0,115	6	9,9	19,4	4,2	24,6	277

1- umiditatea raportată la masa materialului umed

2- umiditatea raportată la masa materialului uscat la 105°C

*- valori recalculate pentru solul uscat la 105°C

** - valori recalculate funcție de reacția solului

Rezultă că nămolul a contribuit la îmbogățirea în N_{total} a solului pe care repauzează. Valorile raportului C/N se situează în intervalul 10-15 pentru orizonturile superioare și între 6 și 9 pentru orizonturile inferioare. Aceste valori sunt apropiate de cele ale solurilor normale, agricole.

Formele minerale ale azotului se situează la niveluri reduse de conținut în $N-NH_4$ (valoare medie $8,3 \pm 2,8$ ppm) și în $N-NO_3$ (valoare medie $4,2 \pm 0,8$ ppm) în probele recoltate din forajul martor (F1) și la valori foarte mari de $N-NH_4$ în solul de sub depozitul de nămol. Astfel, dacă nămolul conține 2,866 ppm $N-NH_4$, în primul orizont de sol care vine în contact cu nămolul valoarea $N-NH_4$ este de 1,048 ppm pentru ca în continuare să scadă direct proporțional cu adâncimea, de la 192 ppm la 9,9 ppm. Conținutul de $N-NO_3$ al nămolului era de 73 ppm iar în orizonturile solului oscila alternativ între 6,5 și 21,7 ppm.

Prin urmare, se observă influența formelor minerale ale azotului (N-NH₄ și N- NO₃) din nămol asupra orizonturilor subiacente în sensul îmbogățirii acestora. Intensitatea fenomenului scade pe măsura creșterii adâncimii forajului.

Conținutul în forme mobile de fosfor și potasiu, solubile în soluția de acetat-lactat de amoniu la pH 3,7, se situează în limite normale pentru probele din forajul martor și la valori mult mai mari, în special de fosfor, în forajul executat în depozitul de nămol. Astfel, în forajul martor conținutul de P_{AL}, corectat după reacție, oscilează de la 0,4 la 32,4 ppm, valorile crescând direct proporțional cu adâncimea forajului, valoarea medie de 8,9 - 9 ppm, care încadrează solul la un nivel mic de aprovizionare cu fosfor mobil. În forajul din depozitul de nămol conținutul de P_{AL} corectat este de 236 ppm în profilul de sol, iar valoarea medie de 67,1 ± 85,0 ppm.

Rezultă că solul de sub depozitul de nămol conține în medie de 7,5 ori mai mult fosfor mobil decât solul martor.

S-a constatat și o oarecare îmbogățire în K_{mobil} a solului de sub stratul de nămol, dar de mai mică intensitate comparativ cu P_{mobil}. Conținutul mediu de K_{mobil} din forajul martor a fost de 283 ± 64 ppm, iar din forajul efectuat în depozitul de nămol a fost de 353 ± 65 ppm. Prin urmare o îmbogățire de 1,2 ori. Nivelurile medii de K_{mobil} corespund unor conținuturi mari și foarte mari de K_{mobil}.

În concluzie, solul de sub depozitul de nămol s-a îmbogățit de 1,2 ori cu K_{mobil}, față de solul martor. Solul aluvial din lunca Bahluiului pe care repauzează și depozitul de nămol are o încărcătură mare de săruri solubile ajungând până la 1,829 mg/100 g sol în orizontul de la 60 la 80 cm. Această valoare arată o salinizare foarte puternică. Ea se menține pe o grosime de 120 cm, de la 40 la 160 cm. Orizonturile superioare de la 0 la 40 cm au o salinizare slabă iar cele inferioare de la 160 la 300 cm o salinizare moderată sau slabă. Conținutul total de săruri solubile și compoziția anionică și cationică a probelor de sol recolate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat în depozitul de nămol (F2) este prezentat în tabelul nr. 4.14.

Tabelul 4.14. Conținutul total de săruri solubile și compoziția anionică și cationică a probelor de sol recolate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat în depozitul de nămol (F2)

Localizare	Adânc. (cm)	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Rez.cond.	Rez. min.*
		mg/100 g /sol							mg/a100 g /sol	
F1-Martor	0-20	46	1	14	16	13	12	4	76	92
	20-40	47	70	27	7	15	41	3	186	205
	40-60	37	790	69	53	55	270	5	1149	1248
	60-80	34	1479	77	196	111	333	7	1829	1717
	80-100	34	1357	77	165	96	338	7	1707	1660
	100-120	35	932	63	85	55	297	4	1272	1330
	120-140	38	1330	50	211	80	288	5	1516	1437

	140-160	37	1044	35	145	61	252	5	1180	1235
	160-180	66	322	40	14	15	158	3	449	618
	180-200	76	231	42	15	33	86	2	267	485
	200-220	81	46	20	6	8	46	1	160	210
	220-240	73	55	24	5	12	44	1	173	219
	240-260	70	49	30	5	10	46	1	176	216
	280-300	76	28	25	5	4	47	2	183	190
F2	0-20	53	732	49	126	55	144	18	918	916
	100-120	46	595	28	137	44	71	13	775	627
	110-140	43	310	24	76	25	41	8	481	424
	140-160	41	280	21	48	27	53	5	510	476
	180-200	44	1116	34	172	78	225	7	1246	1248
	240-260	44	840	30	104	45	230	5	996	1101
	280-300	43	449	32	36	25	162	3	566	750

* Conținut total de săruri solubile corectat cu conținutul de sulfat de calciu solubilizat la extracție

Salinizarea este preponderent sulfatică, predominând Na_2SO_4 , MgSO_4 și CaSO_4 în orizonturile mediane, iar în orizonturile bazale apar în cantități semnificative și bicarbonații, în special de Mg, dar și cei de Ca și Na. Aceștia ridică valoarea pH-ului la aproape de 9,0. De asemenea, în orizonturile bazale apar și clorurile, în special de NaCl.

Cu toate că nămolul are o încărcătură salină de 918 mg/100 g sol, în solul de sub depozitul de nămol s-a produs o levigare a sărurilor naturale și o diluție a acestora sub influența fazei lichide provenite din nămol. Valoarea maximă înregistrată în forajul din batalul de nămol a fost de numai 1,246 mg/100 g sol, semnalată la adâncimea de 180 - 200 cm, caracteristică unei salinizări foarte puternice. La adâncimea de 180 - 260 cm s-a detectat cel mai mare conținut de săruri, după care el scade la 566 mg/100 g sol, caracteristic unei salinizări puternice. Salinizarea sulfatică este și mai evidentă în cazul solului de sub depozitul de nămol. Prin urmare, nămolul depus pe solul aluvial din lunca Bahluiului a contribuit la spălarea sărurilor naturale, dar conținutul global s-a menținut în limitele unei salinizări puternice și foarte puternice.

- **Efectul asupra elementelor și substanțelor chimice cu caracter poluant**

Metalele grele din probele de sol recoltate din cele două foraje au un grad contrastant de abundență, de la valori normale pentru majoritatea elementelor chimice până la valori poluante, care depășesc valoarea limitei maxime admise, cum este cazul zincului. Într-adevăr, în probele recoltate din forajul martor (F1) conținutul total de Zn variază între 49 și 127 ppm, cu o valoare medie de 91 ± 23 ppm, în timp ce intervalul de conținut al zincului din solul de sub depozitul de nămol oscilează între 3,236 ppm, în orizontul de la contactul cu nămolul și 78 ppm în orizontul de 280 - 300 cm. Valoarea medie pe forajul 2 este de 704 ± 1250 ppm. Conținutul de metale grele (forme totale) al probelor de sol recoltate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat în

depozitul de nămol (F2) comparativ cu valorile limitelor maxime admise sunt prezentate în tabelul nr. 4.15.

Tabelul 4.15. Conținutul de metale grele (forme totale) al probelor de sol recoltate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat în depozitul de nămol (F2) comparativ cu valorile limitelor maxime admise (LMA*) și cu valorile conținutului mediu din sol (CN**)

Nr. crt.	Identifi care	Adânc.	Zn	Cu	Fe	Mn	Pb	Ni	Cr	Co	Cd
		cm	ppm								
1	FI Martor	0-20	12,7	10,2	22,6	57,7	15,0	43,2	44,2	15,8	1,55
2		20-40	92,3	10,9	25,9	59,1	22,5	35,5	53,1	29,2	0,20
3		40-60	84,5	13,0	26,6	55,9	22,5	50,9	53,1	32,5	0,10
4		60-80	85,4	13 5	26,6	35,6	15,0	54,8	62,0	32,5	0,25
5		80-100	10,,3	14,5	34,2	43,0	29,9	58,6	62,0	29,2	0,25
6		100-120	10,7	12,5	33,5	46,2	22,5	62,5	48,6	22,5	3,75
7		120-140	10,0	10,9	31,3	39,9	44,8	43,2	66,5	29,2	0,10
8		140-160	84,3	12,0	34,4	62,4	29,9	77,9	39,7	29,2	0,95
9		160-180	12,6	16,0	37,9	98,2	22,5	81,8	70,9	35,8	2,20
10		180-200	92,2	14,5	30,6	84,5	15,0	77,9	44,2	29,2	0,40
11		200-220	74,3	13,2	26,7	60,7	22,5	81,8	39,7	25,8	0,05
12		220-240	51,5	9,4	23,2	10,4	22,5	70,2	35,2	32,5	0,10
13		240-260	49,6	8,9	23,0	11,8	29,9	62,5	44,2	29,2	1,15
14		280-300	93,7	13,0	33,5	91,3	37,3	77,9	48,6	52,5	2,00
15	F2	0-20	25,34	28,7	27,5	65,2	52,2	62,5	39,7	39,2	2,60
10		100-120	32,36	31,2	30,0	68,3	96,8	77,9	70,9	35,8	3,05
17		120-140	49,2	15,5	30,4	77,9	44,8	66,4	44,2	39,2	0,75
18		140-160	18,7	9,7	27,1	77,3	15,0	66,4	48,6	39,2	2,05
19		180-200	11,6	13,0	27,8	61,1	15,0	58,6	35,2	42,5	0,45
20		240-260	11,3	12,7	30,1	62,3	22,5	74,1	44,2	45,8	1,35
21		280-300	78,6	11,2	20,5	84,4	22,5	58,6	39,7	39,2	0,40
*LMA (după Kloke, 1980)			300	100	50	100	100	50	100	50	90
**CN			50	20	30	500	15	20	30	5	0,30

Prin urmare, s-a produs o încărcare cu Zn a solului de sub stratul de nămol de 7,7 ori față de solul martor.

Alte elemente chimice cu caracter metalic, care prezintă un oarecare grad de încărcare, fără a atinge valorile limitelor maxime admise sunt Pb, Ni, Cr, și Cd. Ele au nivele de conținut ușor crescute în primul orizont de sol de sub stratul de nămol. Argilozitatea ridicată nu a permis migrarea lor, acumulându-se la niveluri reduse de conținut, pe grosimea a 20 cm, de la 100 la 120 cm.

Drept urmare, singurul metal greu cu caracter poluant din nămolul stației de epurare Iași este zincul. Nivelul de poluare cu zinc se păstrează pe grosimea a 40 cm, de la 100 la 140 cm. În

primul orizont, conținutul de Zn întrece valoarea LMA de 10,8 ori, iar în al doilea orizont de 1,6 ori.

4.8.3. Efecte asupra compoziției microbiologice a solului

Analizele microbiologice efectuate pe probele de nămoluri și soluri din orizonturi cu adâncimi diferite ale profilelor au urmărit determinarea încărcării cu structuri bacteriene și fungicide, compoziția taxonomică a comunităților microbiene și nivelul global al activităților fiziologice desfășurate de microflora edafică.

Pentru determinarea compoziției microbiologice, s-au efectuat diluții zecimale de sol, care s-au însămânțat pe mediul Topping pentru determinarea bacteriilor și pe mediul Czapek pentru determinarea fungilor.

Rezultatele au fost exprimate în număr de celule viabile $\times 10^6/\text{g}$ sol uscat pentru bacterii și în unități formatoare de colonii (ufc $\times 10^3/\text{g}$ sol uscat) pentru fungi. Activitatea microbiologică globală, măsurată ca nivelul potențial al respirației solului, s-a exprimat în $\text{mg CO}_2/100\text{g}$ sol. Rezultatele analizelor microbiologice cantitative arată existența unor importante variații ale valorilor reprezentând nivelele de încărcare cu microorganisme din grupul bacteriilor heterotrofe, aerobe și fungilor saprofiți, cât și ale activităților fiziologice desfășurate de către acestea în cadrul probelor recoltate din locații diverse și de la adâncimi diferite. Analize microbiologice cantitative (bacterii, fungi, respirația solului) din probele de sol recoltate din forajul martor (F1) și din cel efectuat pe depozitul de nămol (F2) sunt prezentate în tabelul nr. 4.16.

Tabelul 4.16. Analize microbiologice cantitative (bacterii, fungi, respirația solului) din probele de sol recoltate din forajul martor (F1) și din cel efectuat pe depozitul de nămol (F2)

Proba/Adâncimea (cm)	Respirația solului (mg $\text{CO}_2/100 \text{ g s.u.}$)	Bacterii (Mediul Topping) nr. $\times 10^6$ celule viabile/g s.u.	Fungi (Mediul Czapek) nr. $\times 10^6$ ufc/g s.u.
F1 (0 - 20)	75,180	474,934	145,119
F1 (60 - 80)	44,469	78,637	26,212
F1 (140-160)	64,832	50,890	0
F1 (280 - 300)	52,895	63,371	0
F2 (0 - 20)nămol	112,812	139,490	31,847
F2 (100-110)	84,968	84,175	67,340

Astfel, la F1 s-au determinat activități fiziologice globale cu valori medii (sub 80 mg CO₂/100g sol), mai intense la suprafață (0 - 20 cm) și care scad spre adâncime, scăderea fiind mai abruptă la 60 - 80 cm. La această adâncime scade și încărcarea cu bacterii și fungi cu un ordin de mărime față de stratul superior.

Compoziția specifică a microflorei fungice și bacteriene din probele de sol recoltate din forajul martor (F1) și din cel efectuat pe depozitul de nămol (F2) este prezentată în tabelul nr. 4.17.

Tabelul 4.17. Compoziția specifică a microflorei fungice și bacteriene din probele de sol recoltate din forajul martor (F1) și din cel efectuat pe depozitul de nămol (F2)

Proba/Adancimea (cm)	Bacterii Mediul Topping	Fungi Mediul Czapek
F1 (0 - 20)	Pseudomonas pseudogîeyi, Pseudomonas sp., Arthrobacter simplex, Bacillus eirculans Actinomicete Seria Albuș si Fuscus	Paecilomyces marquandii, Mucor racemosus, Aspergillus sp., Penicillium citrinum, Penicillium ghseofulvum, Fusarium sp.,
F1 (60 - 80)	Bacillus cereus, Bacillus megaterium, Bacillus circulam	Penicillium aurantiogriseum
FI (140-160)	Pseudomonas pseudogîeyi, Bacillus eirculans	-
F1 (280 - 300)	Pseudomonas aurantiaca, Pseudomonas fluorescens, Bacillus eirculans	-
F2 (0 - 20) nămol	Pseudomonas fluorescens, Pseudomonas spp.. Bacillus polymixa, Bacillus eirculans, Arthrobacter globiformis	Micelii sterile incolore, Protozoare
F2 (100-110)	Pseudomonas spp., Bacillus spp., Actinomicete Seria Albuș	Fusarium sp. Micelii sterile incolore.roz, albe

La F2 în suprafață s-a atins un nivel ridicat al eliberării de CO₂ (112,812mg /100g sol) datorită activității metabolice a unui număr extrem de mare de bacterii (aprox. 14 x 10⁹ celule viabile/g sol uscat), cu 2 - 3 ordine de mărime crescut față de restul probelor analizate. Respirația intensă și un număr mare de bacterii se găsesc până la stratul de 100-110 cm, în care se constată dezvoltarea unei populații fungice mai numeroase decât la suprafață, unde nișa ecologică a acestui grup era extrem de restrânsă datorită dezvoltării explozive a bacteriilor. Prin urmare, numărul mare de bacterii din nămol generează o activitate microbiologică intensă în solul pe care repauzează nămolul. În schimb, activitatea fungică este mai redusă.

- **Analiza conținutului în sol, a coloniilor tipice bacteriilor din genul Salmonella**

Pentru analiza indicatorului bacteriologic, plăcile însămânțate cu sol de la batalul Tomești, doar S1, S4 și S5 au prezentat colonii tipice bacteriilor din genul Salmonella, la etapa de dispersie și izolare.

Pentru analiza indicatorului bacteriologic, plăcile însămânțate cu solul de la batalul Tomești, de la sondajul S1 la adâncimea de 40 - 60 cm au prezentat colonii tipice bacteriilor din genul Salmonella, la etapa de dispersie și izolare. În urma analizei de identificare automată cu sistemul BIOLOG-OMNILOG s-a detectat prezența speciei Salmonella enterică, tab. 4.1.

Tabelul 4.18. Indicatori bacteriologici pentru S1

Nr crt.	Încercare executată	U.M.	Simbol probă / Valori determinate	Metoda de încercare
			2149B	
1.	Bacterii coliforme totale	UFC/IOO cm ³	1733x104	Indrumar ICIM cap. IV.2 POL 16 Ed.I, RO
2.	Enterococi (Streptococi fecali)	UFC/IOO cm ³	157x104	Indrumar ICIM cap. IV.4 POL 16 Ed.I, RO
3.	Escherichia coli	UFC/IOO cm ³	228x102	EPA 1680
4.	Clostridium perfringens	UFC/100 cm ³	32x105	Metoda interna
5.	Salmonella spp.	UFC/IOO cm ³	Prezent	EPA 1682 POL 16 Ed.I, RO

- Calculul și exprimarea rezultatelor indicatorului bacteriologic Enterococi (nr. crt. 2) s-au efectuat în conformitate cu Standardul SR EN ISO 8199/2008 — „Calitatea apei: Linii directe pentru numărarea microorganismelor în mediul de cultură”.
- Indicatorii bacteriologici nr. crt. 3 și 4 NU sunt acreditați RENAR.

Indicatori bacteriologici (bacterii coliforme totale, enterococi, Escherichia coli, Clostridium perfringens, Salmonella spp.) din sondajul S4 au fost identificați la adâncimea de 0 - 20 cm, tab. 4.19.

Tabelul 4.19. Indicatori bacteriologici pentru S4

Nr crt.	Încercare executată	U.M.	Simbol probă / Valori determinate	Metoda de încercare
			2152B	
1.	Bacterii coliforme totale	UFC/IOO cm ³	12x105	Indrumar ICIM cap. IV.2 POL 16 Ed.I, RO
2.	Enterococi (Streptococi fecali)	UFC/IOO cm ³	17x104	Indrumar ICIM cap. IV.4 POL 16 Ed.I, RO
3.	Escherichia coli	UFC/IOO cm ³	2x102	EPA 1680
4.	Clostridium perfringens	UFC/100 cm ³	13x104	Metoda interna
5.	Salmonella spp.	UFC/IOO cm ³	Prezent	EPA 1682 POL 16 Ed.I, RO

- Calculul și exprimarea rezultatelor indicatorului bacteriologic Enterococi (nr. crt. 2) s-au efectuat în conformitate cu Standardul SR EN ISO 8199/2008 — „Calitatea apei: Linii directe pentru numărarea microorganismelor în mediul de cultură”.
- Indicatorii bacteriologici nr. crt. 3 și 4 NU sunt acreditați RENAR.

Plăcile însămânțate cu sol de la Batalul Tomești, din sondajul S5 la adâncimea de 0 -20 au prezentat colonii tipice bacteriilor din genul Salmonella, la etapa de dispersie și izolare. În urma analizei de identificare automată cu sistemul BIOLOG-OMNILOG s-a detectat prezența speciei Salmonella enterică tab. 4.20.

Tabelul 4.20. Indicatori bacteriologici pentru S5

Nr crt.	Încercare executată	U.M.	Simbol probă / Valori determinate	Metoda de încercare
			2156B	
1.	Bacterii coliforme totale	UFC/IOO cm ³	25x104	Indrumar ICIM cap. IV.2 POL 16 Ed.I, RO
2.	Enterococi (Streptococi fecali)	UFC/IOO cm ³	12x104	Indrumar ICIM cap. IV.4 POL 16 Ed.I, RO
3.	Escherichia coli	UFC/I OO cm ³	1x102	EPA 1680
4.	Clostridium perfringens	UFC/IOO cm ³	2x105	Metoda interna
5.	Salmonella spp.	UFC/I OO cm ³	Prezent	EPA 1682 POL 16 Ed.I, RO

- Calculul și exprimarea rezultatelor indicatorului bacteriologic Enterococi (nr. crt. 2) s-au efectuat în conformitate cu Standardul SR EN ISO 8199/2008 — „Calitatea apei: Linii directe pentru numărarea microorganismelor în mediul de cultură”.
- Indicatorii bacteriologici nr. crt. 3 și 4 NU sunt acreditați RENAR.

4.8.4. Efecte asupra chimismului apelor freatice

Apa freatică a fost interceptată în cele două foraje la aceeași adâncime, de 300 cm. S-a recoltat câte o probă de apă, care a fost analizată din punct de vedere chimic. Valorile pH-ului ale celor două probe sunt ușor diferite și anume proba de apă colectată din forajul martor are o reacție neutră - slab alcalină ($\text{pH} = 7,39$), pe când cea din forajul efectuat în depozitul de nămol are o reacție neutră ($\text{pH} = 6,69$), (tab. 4.21).

Tabelul 4.21. Reacția și conținutul de macroelemente ale probelor de apă recoltate din forajul martor (F1) și din forajul din depozitul de nămol (F2)

Nr. foraj	pH	N-NH ₄	N-NO ₃	P	K
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
F1	7,39	2,0	1,0	1,9	5,4
F2	6,69	143,4	1,3	2,2	97,0

Deosebiri, de data aceasta semnificative, apar din punct de vedere al conținutului în macroelemente. Reacția și conținutul de macroelemente ale probelor de apă recoltate din forajul martor (F1) și din forajul din depozitul de nămol (F2) este prezentată în fig. 4.22.

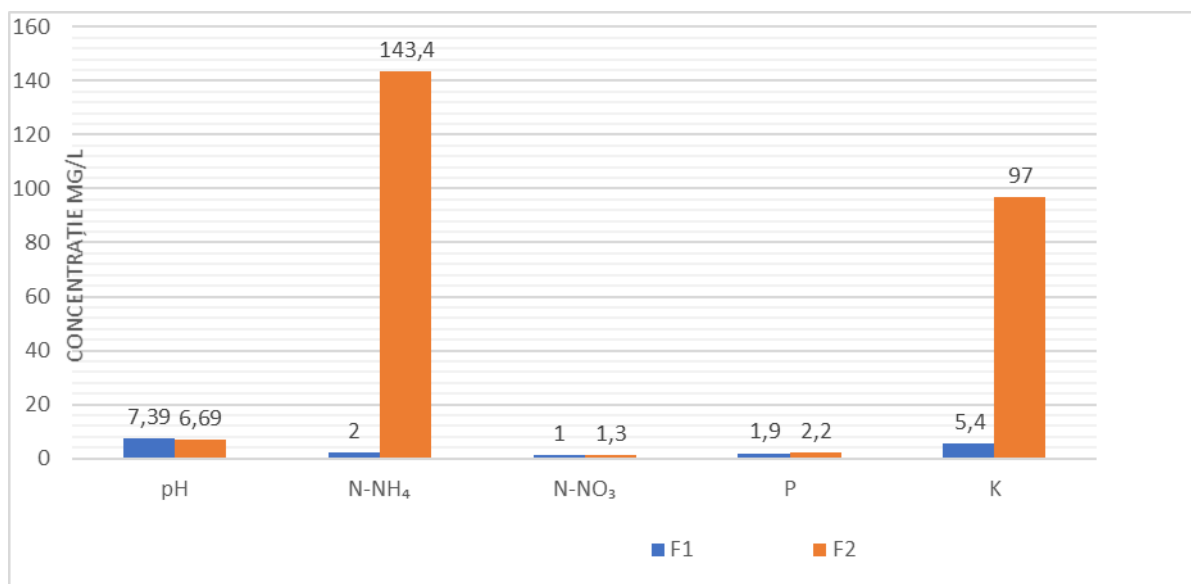


Fig. 4.22. Reacția și conținutul de macroelemente ale probelor de apă

Astfel, conținutul de N-NH₄ este de 72 de ori mai mare în apa colectată din forajul efectuat în depozitul de nămol. De asemenea, conținutul de K în aceeași apă este de 18 ori mai mare decât în apa din forajul martor. Conținuturile de N-NO₃ și P sunt apropiate, mult mai mici decât cele ale N-NO₃ și K, dar și așa sunt superioare valorilor admise pentru potabilitate, conform STAS 1342-91.

Prin urmare, apa freatică din forajul efectuat în depozitul de nămol s-a îmbogățit semnificativ în N-NH₄ și K. Sursa de îmbogățire fiind nămolul de epurare.

Datele analitice ale conținutului total de săruri și ale repartiției anionilor și cationilor arată o creștere a conținutului total de săruri în apa freatică recoltată din forajul efectuat în depozitul de nămol. Creșterea a fost cu 1,193 mg/l sau de 1,3 ori. Fenomenul este datorat spălării sărurilor atât a celor naturale cât și a celor provenite din nămol de pe profilul solului de deasupra pânzei de apă freatică. Conductibilitatea electrică, conținutul total de săruri și conținutul în anioni și cationi ale probelor de apă freatică recoltate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat pe depozitul de nămol (F2) este prezentată în tabelul nr. 4.22.

Tabelul 4.22 Conductibilitatea electrică, conținutul total de săruri (rez. cond., rez. min.) și conținutul în anioni și cationi ale probelor de apă freatică recoltate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat pe depozitul de nămol (F2)

Localizare	Cond el.	Rez.cond.	Rez.min.	HCO ₃	SO ₄ ²⁻	Cr	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
		(mg/l)		(mg/l)						
F1 la 300 cm	5360	3591	3786	1290	808	556	6,9	120	1000	5,4
F2 la 300 cm	7140	4784	3786	1129	1568	257	50,7	300	385	97

Îmbogățirea în săruri s-a făcut prin creșterea concentrațiilor de SO₄²⁻, Ca²⁺, Mg²⁺ și K⁺ (fig. 4.23.)

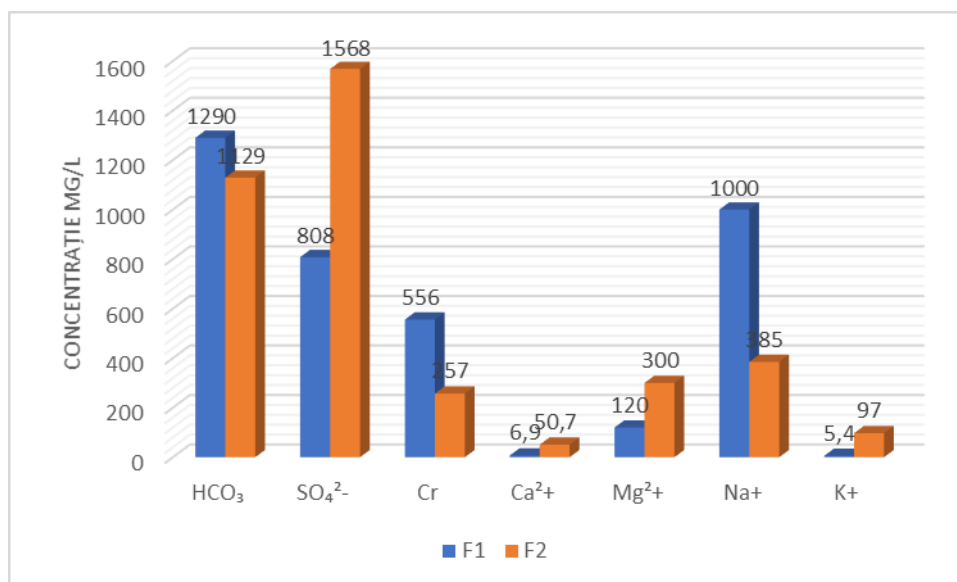


Fig. 4.23. Conținutul total de săruri

Prin urmare sporirea conținutului în sulfatați de calciu, magneziu de potasiu, săruri predominante în apa freatică din forajul efectuat pe depozitul de nămol, la care se adaugă bicarbonații de Ca și Mg și NH₄Cl, provenită din NH₄ prezent în nămol. La apa din forajul martor predomină NaCl și Mg(HCO₃)₂, (tab. 4.23).

Tabelul 4.23. Compoziția procentuală în săruri solubile din probele de apă freatică recoltate din forajul martor

(F1) și din forajul efectuat pe depozitul de nămol (F2)										
Localizare, adâncime (cm)	Săruri solubile (%)									
	Ca(HCO ₃) ²	Mg(HCO ₃) ²	MgSO ₄	Na ₂ SO ₄	K ₂ SO ₄	NH ₂ SO ₄	MgCl ₂	NaCl	KCl	NH ₄ Cl
F1 la 300 cm	0,6	9,8	8,3	12,6	6,4	4,8	0,2	80,5	0,3	0,3
F2 la 300 cm	4,5	27,2	16,3	29,5	4,4	5,7	7,9	9,3	4,3	12,4

Conținutul ridicat în săruri a ambelor tipuri de ape freatice le exclude de la potabilitate. STAS-ul 1342/91 admite excepțional o conductibilitate electrică de 3,000 μS/cm, iar cele două probe au valori de 5,360 μS/cm respectiv 7,140 μS/cm. Compoziția procentuală în săruri solubile din probele de apă freatică recoltate din forajul martor este prezentată în fig. 4.22.

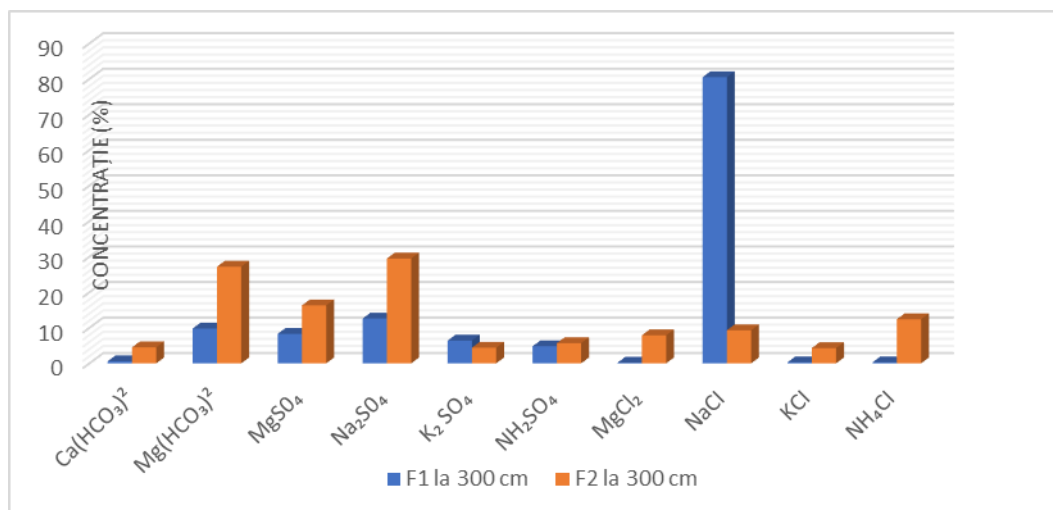


Fig. 4.22. Compoziția procentuală în săruri solubile din probele de apă freatică recoltate din forajul martor

Pe lângă creșterea conținutului în săruri solubile s-a înregistrat în apa freatică influențată de prezența nămolului și o ușoară creștere a conținutului de metale grele, în special de Fe și Ni. Creșterile s-au produs în condițiile unor niveluri reduse de conținut în metale grele, în majoritate inferioare valorilor concentrației maxime admise de STAS 1342/91. Numai Fe și Ni depășesc aceste limite dar apa este exclusă de la potabilitate datorită conținutului ridicat se săruri. Conținutul de metale grele al probelor de apă freatică, recoltate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat pe depozitul de nămol (F2), comparativ cu valorile maxime admise pentru apa potabilă este prezentat în tabelul nr. 4.24.

Tabelul 4.24 Conținutul de metale grele al probelor de apă freatică, recoltate din forajul martor (F1) și din forajul efectuat pe depozitul de nămol (F2), comparativ cu valorile maxime admise pentru apa potabilă

Nr. cr.	Identificare	Zn	Cu	Fe	Pb	Ni	Cr	Co
		mg/l						
1	F1 la 300 cm	0,164	0,008	0,375	sld	0,095	sld	0,113
2	F2 la 300 cm	0,110	0,016	1,375	0,015	0,223	0,046	0,196
Apă potabilă: mg/dm ³		5,0	0,05	0,1	0,05	0,1	0,05	0,1

sld - valori aflate sub limita de detecție a aparatului

În urma analizelor se observă că apa freatică interceptată în cele două foraje efectuate în solul martor și în solul de sub stratul de nămol au unele însușiri chimice diferite și anume în privința conținutului de N-NH₄ și K. Nămolul a determinat o creștere de 72 de ori a conținutului de N-NH₄ și de 18 ori a celui de K din apa freatică. De asemenea, a rezultat și o îmbogățire în săruri solubile, și anume în sulfati de calciu, de magneziu și de potasiu, dar și în clorură de amoniu și în bicarbonați de Ca și Mg în apa colectată din forajul executat pe depozitul de nămol. Conținutul nativ mare de săruri solubile determină ca această apă să nu fie potabilă.

Nămolul nu a influențat semnificativ la nivel poluant, conținutul de metale grele. Conținutul acestor substanțe chimice din apa freatică influențată de nămol a oscilat în limite normale. Prin urmare depozitarea nămolului în depozit a determinat doar creșterea semnificativă chiar la nivel poluant a N-NH₄ și a K.

4.8.5. Efecte asupra conținutului de macro și microelemente la vegetația din zona studiată

Din jurul forajului martor (F1) s-a recoltat o probă de plante ierboase, constituită predominant din *Nardus stricta*, iar din jurul forajului efectuat pe depozitul de nămol, s-au colectat două probe de plante din cele crescute pe digul înconjurător al compartimentului 8 al depozitului (F2). Cele două probe au fost formate din specii de *Chenopodium album* și *Amarantus retroflexus*.

Datele analitice privind conținutul de macro și microelemente sunt prezentate în tab. 4.25, ele relevă o deficiență de azot la *Nardus stricta*, conținuturi ridicate de azot la celelalte două specii: *Chenopodium album* și *Amarantus retroflexus*.

Cu excepția unui conținut deficitar de Mg la *Nardus stricta*, celelalte elemente chimice, specifice acestei plante, se situează în domenii normale de conținut.

Pe digul din jurul depozitului cresc plante iubitoare de conținuturi mai mari de elemente nutritive. În afara azotului ele au acumulat cantități mai ridicate de K, Zn și Ni. Celelalte elemente nutritive majore, minore sau metale grele se găsesc la niveluri normale de conținut.

Tabelul 4.25. Conținutul de macro și microelemente ai probelor de plantă recoltate din zona depozitului de nămol de la Tomești

Localizare	Natura plante	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Cr	Co	Ni	Pb
		%													
În jurul forajului martor (F1)	Amestec de plante ierboase predominant <i>Nardus stricta</i>	1,0	0,16	1,10	0,41	0,04	181	48	2	63	3	8	0,1	0,1	8,0
Pe digul din jurul compartimentului (F2)	<i>Chenopodium album</i>	3,9	0,29	4,00	0,95	0,62	205	45	5	210	3	9	0,1	4,0	8,0
	<i>Amarantus retroflexus</i>	4,8	0,32	3,10	0,95	0,48	215	44	8	196	4	8	0,1	7,0	11,0

Prin urmare nămolul din depozit determină îmbogățirea solului din dig cu forme minerale de azot, cu potasiu, elemente care influențează apariția unei flore iubitoare de concentrații mai mari de astfel de elemente nutritive.

Se poate afirma că efectul nămolului este benefic pentru plantele care cresc pe coronamentul digului ale acestuia.

Vegetația crescută pe digul împrejmuitor al depozitului de nămol și pe digurile despărțitoare este reprezentată de specii ruderales iubitoare de conținuturi mai ridicate de macroelemente, în special de azot. Prezența unor specii ca *Chenopodium album* și *Amarantus retroflexus* confirmă supoziția. Totodată compoziția chimică a acestor plante a arătat că ele au găsit un mediu favorabil dezvoltării, iar efectul nămolului a fost benefic pentru dezvoltarea lor.

În concluzie în urma analizelor efectuate putem afirma că unele însușiri fizice și chimice ale nămolului au fost transmise solului pe care nămolul este depozitat. Astfel, umiditatea solului de sub stratul de nămol a crescut cu până la 20%, față de umiditatea solului vecin, neinfluențat de prezența nămolului.

Argilozitatea înaintată de până la 83% argilă coloidală sub 2 p, a constituit o barieră geochimică în calea levigării, odată cu faza lichidă a nămolului, a elementelor chimice din nămol. Totodată a constituit și un mediu de adsorbție pentru numeroși cationi și anioni.

Conținuturile de C_{organic} , N_{total} , $N\text{-NH}_4$ din primele două orizonturi ale solului aflat sub depozitul de nămol au crescut de 123 ori față de conținuturile aceluiași elemente chimice prezente în solul vecin, neinfluențat de prezența nămolului. La fel, conținuturile în forme mobile de P și K din solul aflat sub nămol, în primul orizont de la contactul acestuia cu solul erau de 7 ori, respectiv de 1,3 ori mai mari decât în orizonturile superioare ale solului vecin, luat drept martor.

Prin urmare, nămolul a contribuit la creșterea semnificativă a conținutului de C_{organic} , N_{total} , $N\text{-NH}_4$, P_{mobil} și K_{mobil} în primele orizonturi ale solului pe care este depozitat nămolul.

Faza lichidă din nămol a contribuit la spălarea sărurilor solubile din primele două orizonturi ale solului pe care este depozitat nămolul și în consecință și la scăderea pH-ului cu până la 0,61 unități de pH, însă domeniul de reacție a rămas același: slab - alcalin.

Spălarea sărurilor naturale s-a produs până la o valoare de circa 1000 mg/100 g sol, însă nivelul de salinizare a rămas același și anume de salinizare puternică și foarte puternică.

Sărurile dominante atât în solul natural cât și în cel supus „presiunii” nămolului sunt constituite din sulfați de sodiu, de magneziu, de calciu iar în cel situat sub stratul de nămol apar și sulfații de amoniu și de potasiu. Clorurile de sodiu și potasiu, care apar în cantități mai mari în solul martor, sunt levigate din primele orizonturi ale solului pe care este depozitat nămolul.

Din grupa metalelor grele analizate (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn), singurul element chimic prezent la nivel poluant este zincul. În primul orizont al solului pe care este depus nămolul, conținutul de zinc întrece de 10,8 ori valoarea limitei maxime admise, iar în următorul de 1,6 ori.

Capitolul 5. APLICAȚIE PRIVIND EVALUAREA RISCULUI SOLURILOR CONTAMINATE PENTRU ZONA DE STUDIU

5.1 Analiza condițiilor de sol și apă care influențează dispersia metalelor grele

Investigațiile despre sit, constau în colectarea probelor, analiza, evaluarea și aplicarea informațiilor disponibile pe sit. Acestea includ căile posibile de migrare, poluanții, utilizarea terenului, precum și obiectivele locale de mediu (Mogensen, A., Andersen, S., Bjørnstad, B., Hansen, H.J., Karstensen, K.H., Sørle, J.E. og Vik, E.A. (1998).

Următoarele preocupări vor fi abordate în descrierea problemei:

- tipul, amplasarea și amploarea eventualelor surse de contaminanți precum și proprietățile cunoscute ale substanțelor chimice suspectate.
- caracterizarea rutelor de migrare potențiale (sol, apă și aer).
- evaluarea potențialului de expunere bazat pe utilizarea terenurilor și caracterizarea poluantului.
- identificarea conflictelor de utilizator și obiectivul local de mediu.

Finalizarea unui sistem de evaluare a riscurilor presupune că obiectivele de mediu sunt identificate în zona afectată (Stevens JL, Northcott GL, Stem GA, Tomy GT, Jones KC (2003). Gradul de protecție pentru oameni și mediu sunt definite în ceea ce privește utilizarea terenurilor existente sau viitoare sau în legătură cu o atitudine altruista a standardului de mediu a site-ului (Wang Y, Zhang Q, Lv J, Li A, Liu H, Li G, Jiang G 2007).

Evaluarea riscului va avea ca rezultat una dintre următoarele concluzii:

- este nevoie de investigații suplimentare.
- este nevoie de măsuri de remediere, de control sau de supraveghere.
- cazul poate fi reziliat cu sau fără restricții asupra utilizării terenului.

Evaluarea riscului generat de prezența contaminanților din sol se va determina pe baza rezultatelor analizelor din teren și metodologia de calcul a raportului 99:06, Evaluarea **riscului siturilor contaminate TA-1691/1999**. Rezultatele calculelor s-au obținut cu ajutorul **MATLAB** software.

Caracteristicile solului și a apei din zona studiată, batalul de la Tomești, pe care le voi folosi în vederea evaluării riscului sunt prezentate în tabelul 5.1.

Tabelul 5.1. Caracteristicile solului și a apei din zona studiată

Parametri	Simbol	Valori
Date specific solului:		
Conținutul de apă a solului	θ_w	0.2 l apa/l sol
Conținutul de aer a solului	θ_a	0.2 l aer/l sol
Densitatea solului	ρ_s	1.7 kg/l
Fracția de carbon organic din sol	foc	0.01 (1%)
Porozitatea solului	ε	0,4
Adâncimea contaminantului	Z	0.5 m
Date despre apa subterană:		
Conductivitatea hidraulică a solului	k	10° m/s
Lungimea sitului contaminat în direcția de curgere	Lgw	50 m
Distanța de la situl contaminat la fântână	X	0 m
Gradientul hidraulic	I	0.02 m/m
Rata de infiltrație	i	0.075 m/an
Grosimea acviferului	da	10 m
Grosimea zonei de amestecare în acvifer	dmix	5.87 m
Date despre apă:		
Debitul de apă în apă de suprafață	Qsw	500,000 m3/an
Lățimea zonei contaminate perpendicular pe direcția de curgere a apei subterane (m).	Lsw	7.34 m
Deversare a apelor subterane din zona contaminată la suprafața	Qdi	271.7 m3/an

Metodologia de calcul a raportului 99:06, Evaluarea riscului siturilor contaminate TA-1691/1999, cuprinde o serie de valori standard (tab. 5.2), cu ajutorul cărora poate fi determinată evaluarea riscului din zona de studiu.

Tabelul 5.2. Valorile standard a raportului 99:06, Evaluarea riscului siturilor contaminate TA-1691/1999

Parametri	Simbol	Valori
Ingestia de sol:		
Ingestia medie zilnică a solului, copil	DIis	150 mg/d
Ingestia medie zilnică a solului, adult	DIis	50 mg/d
Timpul de expunere în fracție	fexp	1 (365 d/an)
Consumul zilnic de sol pe kg /greutate	Ris	10 mg/(kgd)
Consumul zilnic de sol pe kg /greutate	Ris	0.714 mg/(kgd)
Consumul de sol pe termen lung, kg /greutate	Ris	1.599 mg/(kgd)
Contactul dermatologic:		

Expunerea medie zilnică la sol, copil	DIdu	1428 mg/d
Expunerea medie zilnică la sol, adult	DIdu	867 mg/d
Timpul de expunere în fracție, copil	fexp	0.219 (80 d/an)
Timpul de expunere în fracție, adult	fexp	0.123 (45 d/an)
Expunerea dermică zilnică, copil	Rdu	20.866 mg/(kgd)
Expunerea dermică zilnică, adult	Rdu	1.525 mg/(kgd)
Expunerea dermică pe termen lung	Rdu	3.369 mg/(kgd)
Inhalarea prafului :		
Concentrația medie de praf în aerul inhalat	Cad	0.041 mg/m ³
Concentrația medie de praf în aerul inhalat	Cad	0.041 mg/m ³
Rata de respirație, copil	PH	7.6 m ³ /d
Rata de respirație, adult	PH	20 m ³ /d
Retenție pulmonară, copil	LR	75%
Retenție pulmonară, adult	LR	75%
Timpul de expunere în fracție	fexp	1 (365 d/an)
Inhalarea zilnică a pulberii, kg/greutate corporală, copil	Rid	0,0156
Inhalarea zilnică a pulberii, kg/greutate corporală, adult	Rid	0.0088 mg/(kgd)
Inhalarea pe termen lung a pulberii, kg/greutate corporală	Rid	0.0094 mg/(kgd)
Inhalarea vaporilor :		
Rata de respirație, copil	PH	7.6 m ³ /d
Rata de respirație, adult	PH	20 m ³ /d
Timpul de expunere în fracție	fexp	1 (365 d/an)
Inhalarea zilnică a vaporilor, greutatea corporală, copil	Riv	507 (m ³ /(kgd)) / (g/m ³)
Inhalarea zilnică a vaporilor, greutatea corporală, adult	Riv	286 (m ³ /(kgd)) / (g/m ³)
Inhalarea pe termen lung a vaporilor pe greutatea corporală,	Riv	307 (m ³ /(kgd)) / (g/m ³)
Aportul de apă potabilă:		
Consumul mediu zilnic de apă potabilă, copil	Dliw	1 l/d
Consumul mediu zilnic de apă potabilă, adult	Dliw	2 l/d
Timpul de expunere în fracție	fexp	1 (365 d/an)
Consumul zilnic de apă potabilă, copil	Riw	0.067 l/(kgd)

5.2 Aplicarea algoritmilor de calcul pentru migrarea/transportul metalelor grele

Se presupune că contaminantul se află în echilibru între materialul solid din sol (sol), apa în sol (apa din pori) și aerul din sol (spațiul de vapori) și nu există nici o fază liberă a solului contaminat (Victorin, K., Dock, L., Vahter, M. and Ahlborg, U. 1990). Distribuția fazelor între sol și apă și între apă și aer sunt cele mai importante și trebuie determinate.

- **Distribuția fazelor între sol și apă**

Toate substanțele chimice au caracteristici specifice cu semnificație importantă cu privire la prezența lor în sol. Coeficientul de partiție octanol /apă (Pow) este un parametru cheie pentru substanțele organice (Weideborg, M., Alexander, J, Vik, E. A., Norseth, T., Bjørnstad, B., Kaland, T. og Breedveld, G. 1998). Parametrul cheie al metalelor grele este coeficientul de distribuție între sol și apă Kd, (formula de calcul 1 și fig. 5.1). Acești parametri se vor schimba în timp datorită proceselor de îmbătrânire pentru substanțele periculoase care se află în sol de mai mult timp. Prin urmare, o contaminare mai recentă se va comporta diferit în comparație cu o contaminare mai veche.

$$C_w = C_s * \left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a * H}{\rho_s} \right]^2 \quad (1)$$

$$1,692 \cdot 10^4 = 83,15 \cdot \left[16,43 + \frac{0,54 + 0,16 \cdot 3,4}{1,7} \right]^2$$

Unde:

C_w - concentrația de contaminanți în apă porilor de la sursă (mg/l).

C_s - concentrația de contaminanți în sol (mg/kg).

K_d - coeficientul de partiție sol / apă (l/kg).

θ_w - conținutul de apă din sol (l apă/l sol).

θ_a - conținut de apă de aer (l aer/l sol).

H - constanta lui Henry

ρ_s - densitatea solului (kg/l)

Valoarea Kd pentru o substanță organică, (formula de calcul 2,) depinde de conținutul de carbon organic (f_{oc}) al solului și de coeficientul de împărțire octanol-apă al substanței chimice (Pow). Sunt aplicabili următorii algoritmi:

$$K_d = K_{oc} * f_{oc} \quad (2)$$

$$K_d = 16,36 \cdot 0,833$$

$$K_d = 13,62$$

$$\log K_{oc} = 1,04 * \log P_{ow} - 0,8$$

$$\log K_{oc} = 1,04 \cdot 6 - 0,8$$

$$\log K_{oc} = 5,440$$

Unde:

K_{oc} - coeficientul de partiție apă-carbon organic (l/kg).

f_{oc} - fracția de carbon organic în sol.

P_{ow} - octanol-apă- Coeficientul de partiție.

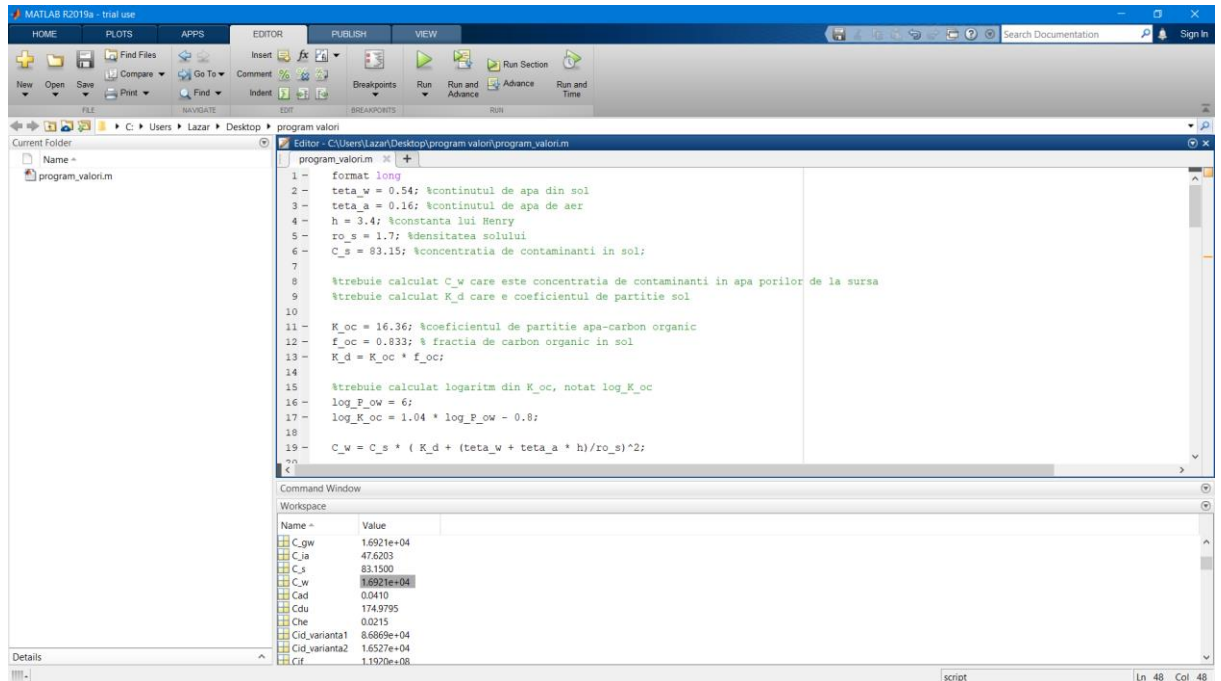


Fig. 5.1. Calculul concentrației de contaminanți în apă porilor de la sursă

- **Faza de distribuție între apă și aer**

Concentrația substanțelor chimice volatile, (formula de calcul 3) în spațiul de vapori se presupune a fi în echilibrul liniar cu concentrația în apa porilor în funcție de distribuția vaporilor /lichidelor substanței chimice (constanta lui Henry).

$$C_a = H * C_w \quad (3)$$

$$C_a = 3,4 \cdot 1,692 \cdot 10^4$$

$$C_a = 5,753 \cdot 10^4$$

Unde:

C_a - concentrația de noxe în aer porilor de la sursa (mg/l)

- **Diluarea / transportul diferitelor faze**

Sunt identificate patru rute principale de transport pentru contaminanți:

- transportul contaminanților din sol către aerul din interior.

- transportul contaminanților din sol în apele subterane.
- transportul contaminanților din sol în apele de suprafață (râu, lac).
- transportul contaminanților din sol către plante.

• **Transportul de vapori din sol la aerul interior**

Modelele empirice sunt utilizate pentru a determina concentrația aerului, (formula de calcul 4 și fig. 6.2) din interior.

$$C_{ia} = DF_{ia} * C_a \quad (4)$$

$$C_{ia} = 8,277 \cdot 10^4 \cdot 5,753 \cdot 10^4$$

$$C_{ia} = 47,620$$

Unde:

C_{ia} - concentrația de noxe în aerul interior (mg/l).

DF_{ia} - factor de diluare de la aerul porilor la aerul interior.

Factorul de diluție DF_{ia} , (formula de calcul 5) este determinată utilizând:

$$DF_{ia} = \frac{L \cdot A \cdot D}{V_{casa} \cdot I} * (Z \cdot L + A \cdot D)^{-1} \quad (5)$$

$$DF_{ia} = \frac{2,4 \cdot 100 \cdot 1,764}{240 \cdot 12} \cdot (0,5 \cdot 2,4 + 100 \cdot 1,764)^{-1}$$

$$DF_{ia} = 8,277 \cdot 10^4$$

Unde:

L - rata pătrunderii aerului în pori (m^3/d).

A - aria de sub casă (m^2).

D - difuzitatea aerului în sol (m^2/d).

V_{casa} - volumul interior al casei (m^3).

I - rata de înlocuire a aerului în casă (d^{-1}).

Z - adâncimea contaminantului (m).

Difuzitatea, (formula de calcul 6) poate fi determinată folosind:

$$D = D_0 * \left[\frac{\theta_a \frac{10}{3}}{\epsilon^2} \right] \quad (6)$$

$$D = 0,7 \cdot \left[\frac{0,16 \cdot \frac{10}{3}}{0,46^2} \right]$$

$$D = 1,764$$

Unde:

D_0 - difuzitate în aer pur (m^2/d).

E - porozitatea a solului.

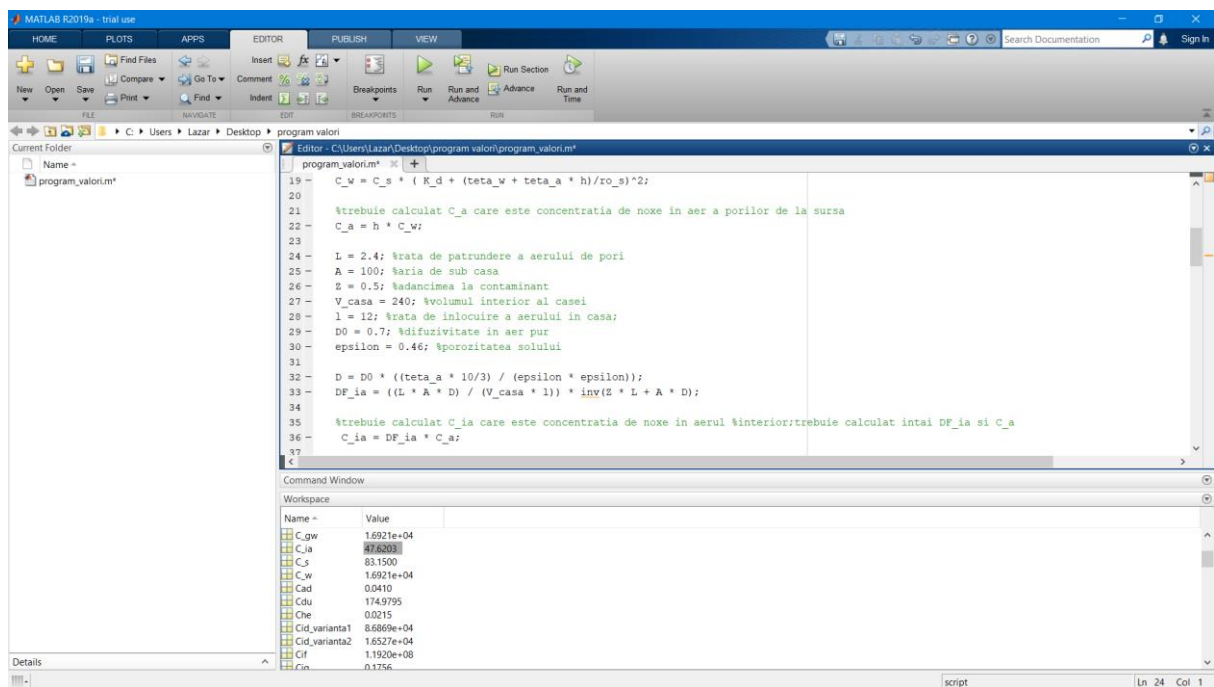


Fig. 5.2. Calculul transportului de vapori din sol la aerul interior

- **Transportul de contaminanți din sol în apele subterane**

Pentru a determina liniile directe privind calitatea solului, se utilizează un model simplu care nu ia în considerare degradarea sau diluția prin dispersie laterală (Weideborg, M., Alexander, J., Norseth, T. og Vik, E.A. (1998). Atunci când dispersia laterală nu este luată în considerare, lățimea contaminantului în raport cu direcția fluxului de apă subterană nu va avea un efect asupra concentrației în apă.

Concentrația de contaminanți, (formula de calcul 7 și fig. 6.3) în apele subterane poate fi determinată prin:

$$C_{gw} = DF_{gw} * C_w \quad (7)$$

$$C_{gw} = 1,000 \cdot 1,692 \cdot 10^4$$

$$C_{gw} = 1,692 \cdot 10^4$$

Unde:

C_{gw} - concentrația de contaminanți în apele subterane (mg / l).

DF_{gw} - factorul de diluție de apă din pori în apele subterane.

Factorul de diluție DF_{gw} , (formula de calcul 8) este determinată de:

$$DF_{gw} = \frac{L_{gw} * I}{k * i * d_{mix} + (L_{gw} + X) * I}$$

$$DF_{gw} = \frac{50 * 0,075}{10^{-5} * 0,02 * 5,87 + (50 + 0) * 0,075} \quad (8)$$

$$DF_{gw} = 1,000$$

Unde:

L_{gw} - lungimea sitului contaminat în direcția de scurgere a apelor subterane (m).

I - rata de infiltrare (m / an).

K - conductivitatea hidraulică a solului (m / an).

i - gradientului hidraulic (m / m).

d_{mix} - grosimea zonei de amestecare în acvifer (m).

X - distanța de la situl contaminat la prima fântână din apropiere (m).

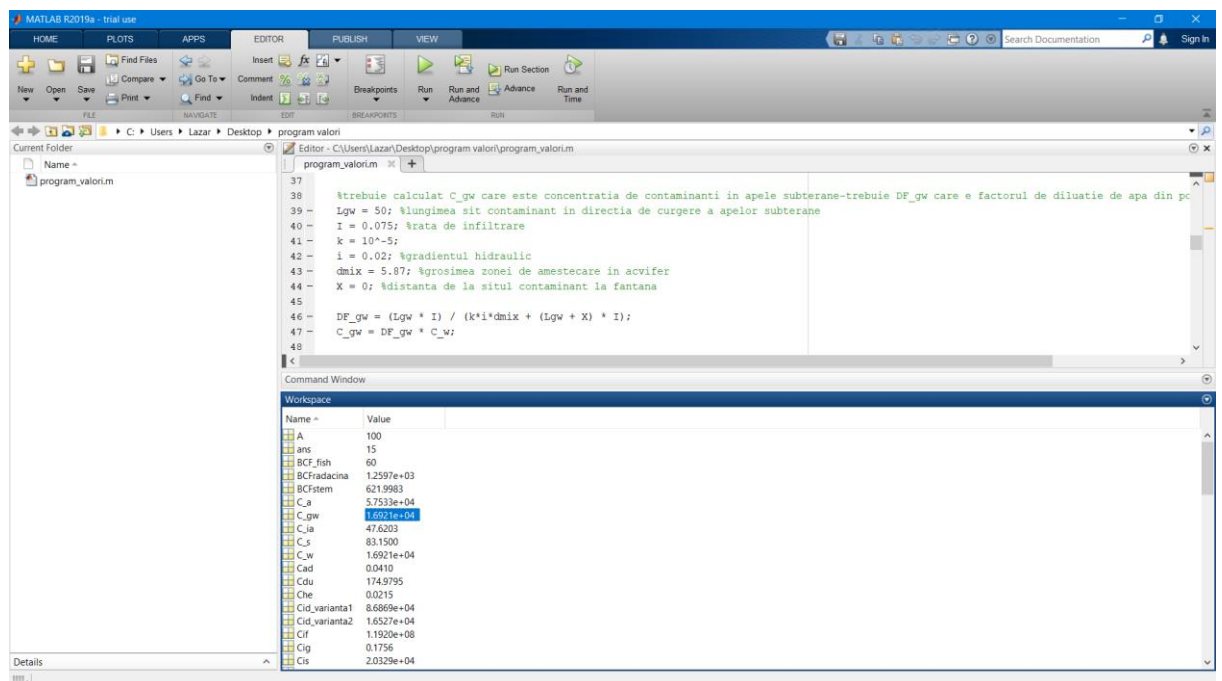


Fig. 5.3. Calculul transportului de contaminanți din sol în apele subterane

- **Transportul de contaminanți din apele subterane în apele de suprafață**

Se presupune că apele subterane curg într-un lac sau râu cu un anumit timp de retenție teoretic (Victorin, K., Dock, L., Vahter, M. and Ahlborg, U. 1990). Concentrația în apa de suprafață (formula de calcul 9) poate fi, prin urmare, determinată prin:

$$C_{sw} = DF_{sw} * C_{gw} \quad (9)$$

$$C_{sw} = 1,723 \cdot 10^8 \cdot 1,692 \cdot 10^4$$

$$C_{sw} = 1,692 \cdot 10^4$$

Unde:

C_{sw} - concentrația de contaminanți în apa de suprafață (mg /l).

DF_{sw} - factorul de diluție din apele subterane în apele de suprafață.

Factorul de diluție DF_{SW}, (formula de calcul 10) este determinată de:

$$DF_{sw} = \frac{Q_{di}}{Q_{sw}} = \frac{k \cdot t \cdot d_{mix} \cdot L_{sw}}{Q_{sw}} \quad (10)$$

$$DF_{sw} = \frac{272}{500,000} = \frac{10^{-5} \cdot 0,02 \cdot 5,87 \cdot 7,34}{500,000}$$

$$DF_{sw} = 1,723 \cdot 10^8$$

Unde:

Q_{di} - deversare apelor subterane din zona contaminată în apa de suprafață (m³/an).

Q_{sw} - debitul de apă în apa de suprafață (m³/ an).

L_{sw} - lățimea zonei contaminate perpendicular pe direcția decurgere a apei subterane (m).

- **Transportul de contaminanți din sol la plante**

Următoarele modele de calcul (nr.11,12,13 și fig.6.4) sunt adaptate pentru contaminanți organici:

$$BCF_{stem} = (10^{(0,95 \cdot \log_{Pow} - 2,05)} + 0,82) * 0,784 * 10^{\left(-0,434 \frac{(\log_{Pow} - 1,78)}{2,44}\right)} \quad (11)$$

$$BCF_{stem} = (10^{(0,95 \cdot 6 - 2,05)} + 0,82) * 0,784 * 10^{\left(-0,434 \frac{(6 - 1,78)}{2,44}\right)}$$

$$BCF_{stem} = 621,99$$

Unde:

BCF stem- factorul de bioconcentrare (factor de absorbție a plantelor) în prima parte a plantei (l/kg greutate umedă).

Și

$$BCF_{radacina} = 10^{(0.77 \log_{10} P_{ow} - 1.52)} + 0.82 \quad (12)$$

$$BCF_{radacina} = 10^{(0.77 \cdot 6 - 1.52)} + 0.82$$

$$BCF_{radacina} = 1,259 \cdot 10^3$$

Unde:

BCF rădăcină- Factorul de bioconcentrare (factor de absorbție a plantelor), în porțiunea de rădăcină a plantei (l/kg greutate umedă).

Factorul de concentrare total a plantelor K_{pl} , care descrie relația dintre concentrația în plantă și concentrația în sol (mg/kg plantă) / (mg/kg sol), poate fi determinat de:

$$K_{pl} = (BCF_{stem} \cdot f_{frunza} + BCF_{radacina} \cdot f_{radacina}) \cdot \left(\frac{\rho_s}{\theta_w + K_d \cdot \rho_s + H \cdot \theta_a} \right) \quad (13)$$

$$K_{pl} = (621,99 \cdot 0,50 + 1,259 \cdot 10^3 \cdot 0,50) \cdot \left(\frac{1,7}{0,54 + 16,36 \cdot 1,7 + 3,4 \cdot 0,16} \right)$$

$$K_{pl} = 65,95$$

Unde:

f stem - fracția de frunză/stem legume în consumul total de legume.

f rădăcină - fracția de rădăcinoase în consumul total de legume.

Este aplicata relația $f_{stem} + f_{radacina} = 1$.

În mod normal, este presupus că consumul de legume este format din 50% din frunze/legume stem și 50% legume rădăcină.

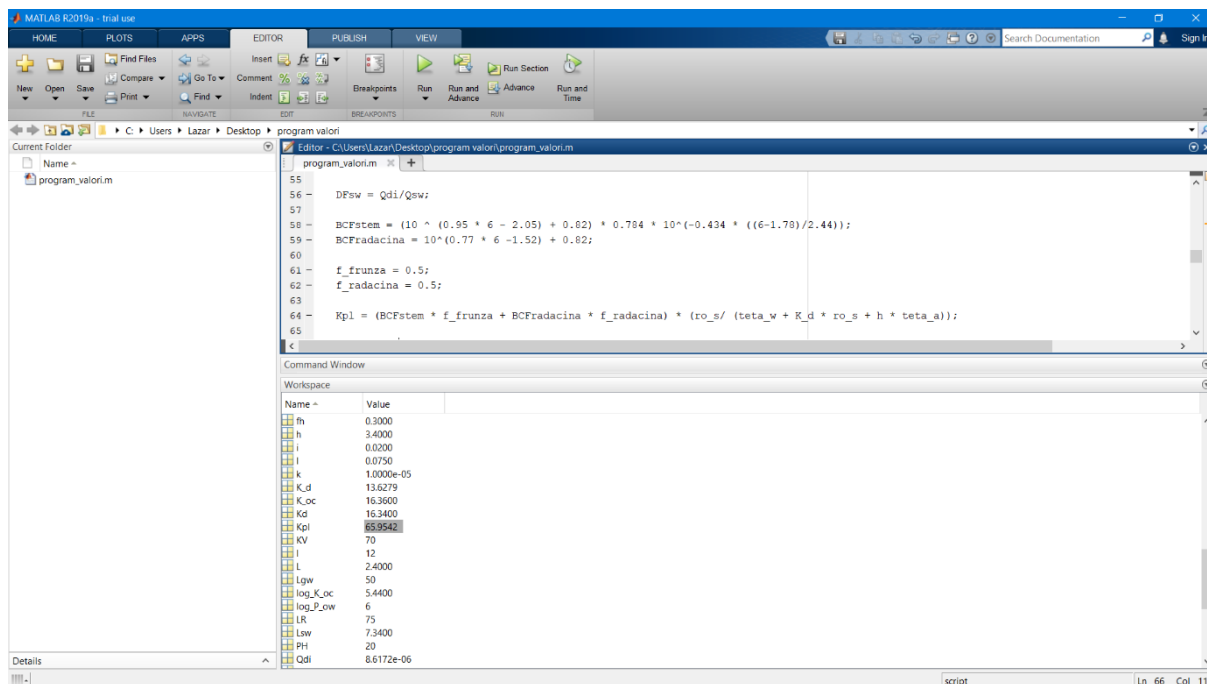


Fig. 5.4. Calculul transportului de contaminanți din sol la plante

5.3. Protocolul de calcul pentru riscul de sănătate

Evaluarea expunerii și evaluarea toxicologică umană sunt incluse în calcul de consecințe asupra ființelor umane. Acest lucru presupune că ființele umane sunt expuse la contaminant prin următoarele căi de expunere:

- ingerarea solului sau a prafului.
- contactul dermal cu solul sau praful.
- inhalarea prafului.
- inhalarea vaporilor de sol prin intermediul aerului interior din carcasa locului contaminat.
- consumul de apă potabilă dintr-o arie subterană situată bine la locul contaminat.
- consumul de legume și culturi cultivate în situl contaminat.
- consumul de pește sau crustacee de la un recipient din apropiere contaminat de apele subterane.

• Ingerarea solului și a prafului

Ingerarea de sol sau de praf se referă la raportul direct de sol sau praf atunci când intră în contact cu epiderma sau este inhalat din mediu (praful), (Van den Berg, R. 1993). Solul de referință, concentrația pentru consumul de sol, C_{is} (mg / kg), se calculează folosind următoarea ecuație (14):

$$C_{is} = \frac{TRV}{R_{is}} \cdot 10^6 \quad (14)$$

$$C_{is} = \frac{5,3}{260,71} \cdot 10^6$$

$$C_{is} = 2,032 \cdot 10^4$$

Unde:

TRV - valoarea de referință toxicologică (mg / (kg·d)). MTDI pentru non-genotoxice substanțele chimice și aportul zilnic pe bază de risc pentru genotoxicitate substanțe chimice cancerigene, TDI (doza zilnică tolerabilă).

R_{is} - consumul zilnic de sol pe kg / greutate corporală (mg / (kg·d))

Ingestia zilnică a solului, (formula de calcul 15) pe kg/greutate corporală este determinată de:

$$R_{is} = \frac{DI_{is} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (15)$$

$$R_{is} = \frac{50 \cdot 365}{70}$$

$$R_{is} = 260,71$$

Unde:2

DI_{is} - ingestia medie zilnică a solului (mg/d).

f_{exp} - timpul de expunere în fracție (d/an).

KV - greutatea corporală (kg).

- **Contactul dermic cu solul și praful**

Se presupune că în ceea ce privește contactul dermic cu solul cât și cu praful apar atât în interior (praful din locuință) cât și în exterior (în aer liber). Calculele de expunere se bazează pe valoarea solului de pe suprafața pielii, suprafața expusă a pielii, timpul de expunere și absorbția de contaminanți prin piele (Sanders, P.F. and Talimcioglu, N.M. (1997). Concentrația solului de referință (formula de calcul 16 și fig.6.5) pentru contactul dermic cu solul, C_{du} (mg/kg), este exprimată prin următoarea ecuație:

$$C_{du} = \frac{TRV}{f_{du} \cdot R_{du}} \cdot 10^6 \quad (16)$$

$$C_{du} = \frac{5,3}{6,7 \cdot 1,525} \cdot 10^6$$

$$C_{du} = 174,97$$

Unde:

F_{du} - factorul chimic relativ specific de absorbție pentru absorbția dermică.

Aceasta este relația dintre absorbția prin piele și absorbție prin digestie.

R_{du} - expunerea zilnic pe kg/greutate corporală (mg/(kg·d))

Expunerea dermică zilnică, (formula de calcul 17) pe kg/greutate corporală este determinată de:

$$R_{du} = \frac{DI_{du} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (17)$$

$$R_{du} = \frac{867 \cdot 365}{70}$$

$$R_{du} = 1,525$$

Unde:

DI_{du} - expunerea medie zilnică zilnică la sol (mg /zi).

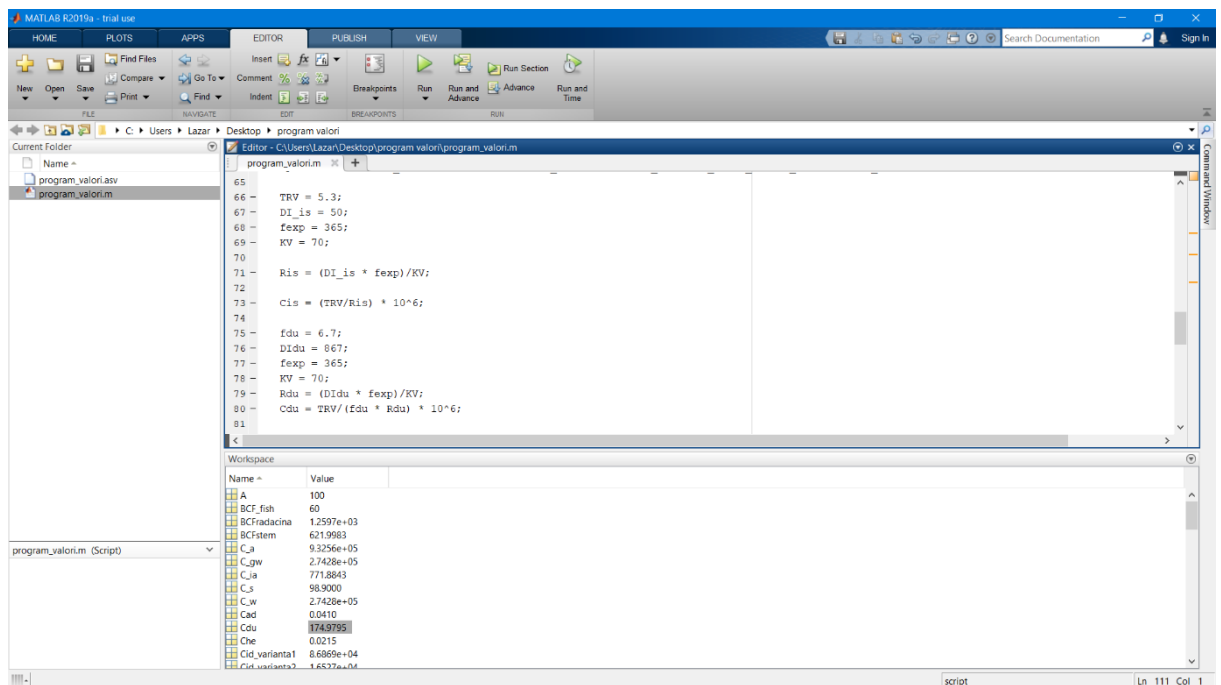


Fig. 5.5. Calculul contactului dermic cu solul și praful

• Inhalarea prafului

Inhalarea prafului se referă la inhalarea particulelor <10 μm. Pentru toți contaminanții, contribuția inhalării prafului este mai mică decât 1% din consumul total, cu toate acestea, pericolul de sănătate al inhalării substanțelor chimice, în special cele toxice pentru plămâni, poate fi mare. Parametrii importanți pentru expunere sunt fracțiunea de particule inhalate, rata de respirație și timpul de expunere (Rognerud, S., Hongve, D. og Fjeld, E. 1997). Următoarea metodă de calcul (18) se utilizează pentru concentrația de referință a solului pentru inhalarea prafului, Cid (mg / kg):

$$C_{id} = \frac{R_{fc}}{f_{exp} \cdot C_{ad}} \cdot 10^6 \quad (18)$$

$$C_{id} = \frac{1,3}{365 \cdot 0,041} \cdot 10^6$$

$$C_{id} = 8,686 \cdot 10^4$$

Atunci când nu se găsesc astfel de valori, expunerea este estimată utilizând următoarele (formula de calcul 19) :

$$C_{id} = \frac{TRV}{R_{id}} \cdot 10^6 \quad (19)$$

$$C_{id} = \frac{5,3}{320,67} \cdot 10^6$$

$$C_{id} = 1,652 \cdot 10^4$$

Unde:

R_{fc} - concentrația de referință toxicologică (mg /m³)

C_{ad} - concentrația medie de praf în aerul inhalat (mg / m³).

R_{id} - inhalarea zilnică a pulberii pe kg/greutate corporală (mg /(kg·d))

Inhalarea zilnică a prafului (formula de calcul 20) pe kg/greutate corporală determinată de:

$$R_{id} = \frac{C_{ad} \cdot PH \cdot LR \cdot f_{exp}}{KV} \quad (20)$$

$$R_{id} = \frac{0,041 \cdot 20 \cdot 75 \cdot 365}{70}$$

$$R_{id} = 320,67$$

Unde:

PH - rata de respirație (m³ /zi).

LR - retenție pulmonară (%)

- **Inhalarea vaporilor de sol**

Vaporii de sol se referă la contaminanții volatili care sunt transportați în atmosferă. Factorii importanți pentru această cale de expunere sunt: viteza de transport din sol, diluția în aerul interior, rata de respirație și timpul de expunere. Expunerea este calculată din concentrația aerului, capacitatea pulmonară și timpul de expunere în mediul exterior. Atunci când o concentrație de aer de referință este disponibilă pentru o substanță chimică, se poate utiliza

următoarea ecuație (21 și fig. 6.6) pentru a calcula concentrația solului de referință pentru inhalarea vaporilor de sol din aerul porilor.

$$C_{iv} = \frac{RfC}{f_{exp} \cdot H} \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right) \cdot \frac{1}{DF_{ia}} \cdot 10^{-3} \quad (21)$$

$$C_{iv} = \frac{1,3}{365 \cdot 3,4} \cdot \left(13,62 + \frac{0,54 + 0,16 \cdot 3,4}{1,7} \right) \cdot \frac{1}{8,277 \cdot 10^4} \cdot 10^{-3}$$

$$C_{iv} = 0,0215$$

Atunci când nu este posibil să se găsească astfel de concentrații de aer de referință, calculul (22) pentru C_{iv} este prezentat mai jos:

$$C_{iv} = \frac{TRV}{R_{iv} \cdot H} \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right) \cdot \frac{1}{DF_{ia}} \quad (22)$$

$$C_{iv} = \frac{5,3}{R_{iv} \cdot 3,4} \cdot \left(13,62 + \frac{0,54 + 0,16 \cdot 3,4}{1,7} \right) \cdot \frac{1}{8,277 \cdot 10^4}$$

$$C_{iv} = 0,3066$$

Unde:

R_{iv} - inhalarea zilnică a vaporilor pe kg / greutate corporală ((m³/(kg·d))/(g /m³)),

DF_{ia} - factorul de diluare de la aerul porilor la aerul interior.

Inhalarea zilnică a vaporilor de sol, (formula de calcul 23) pe kg/greutate corporală este determinată de:

$$R_{iv} = \frac{PH \cdot f_{exp}}{KV} \cdot 10^3 \quad (23)$$

$$R_{iv} = \frac{20 \cdot 365}{70} \cdot 10^3$$

$$R_{iv} = 1,042 \cdot 10^5$$

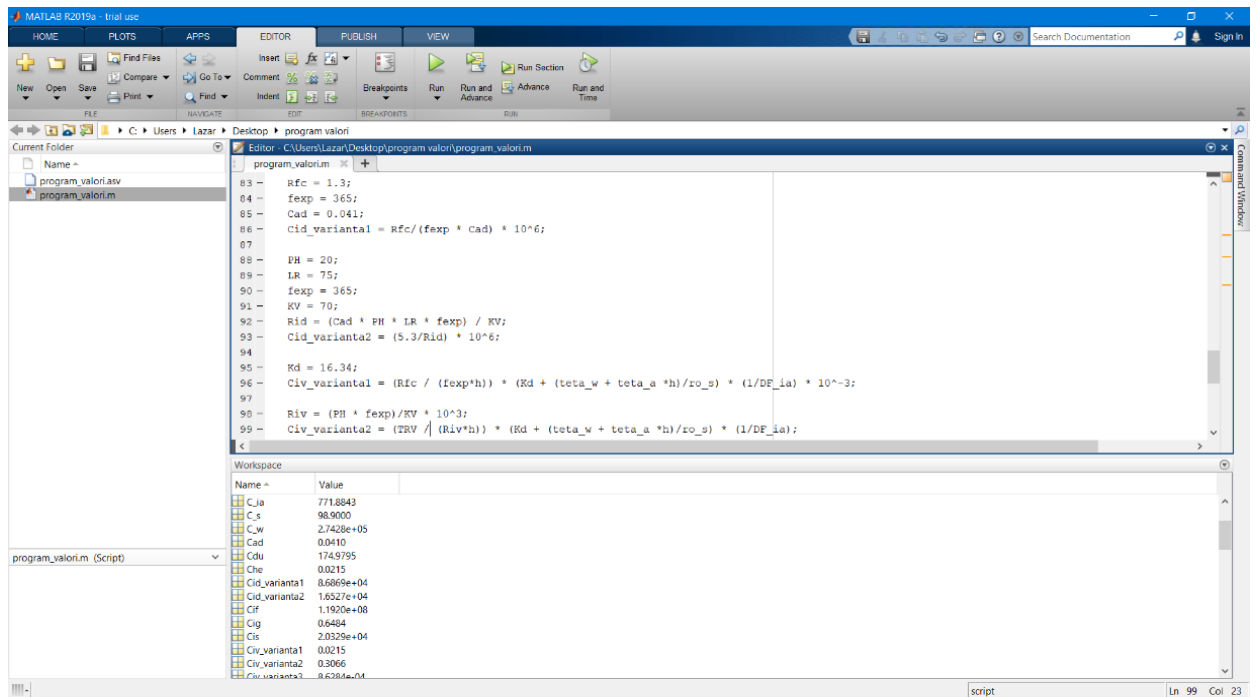


Fig. 5.6. Calculul gradului de inhalare a vaporilor de sol

- **Aportul de apă potabilă**

Parametrii importanți pentru expunerea la apă potabilă sunt concentrația în apă și consumul de apă potabilă. Expunerea este calculată pe baza valorilor OMS pentru aportul zilnic de apă potabilă: 1litru pentru copii și 2 litri pentru adulți. Valorile TDI sunt utilizate pentru substanțele chimice (Murariu Al., Costică N., Costică M., Stratu A., Secu C., Lupașcu A., Moglan I., Rășcanu D., 2006).

Concentrația de referință a solului pentru aportul de apă potabilă (apa subterană), C_w (mg / kg) este calculată în conformitate cu următoarea ecuație (24):

$$C_w = \frac{TRV}{R_{iw}} \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right) \cdot \frac{1}{DF_{gw}} \quad (24)$$

$$C_w = \frac{5,3}{10,428} \cdot \left(13,62 + \frac{0,54 + 0,16 \cdot 3,4}{1,7} \right) \cdot \frac{1}{1,000}$$

$$C_w = 8,628$$

Unde:

R_{iw} - consumul zilnic de apă potabilă per kg/greutate corporală (l / (kg (d))),

DF_{gw} - factorul de diluare de la apa porilor în apa subterană

Consumul zilnic de apă potabilă (formula de calcul 25) pe kg/greutate corporală este determinat de:

$$R_{iw} = \frac{DI_{iw} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (25)$$

$$R_{iw} = \frac{2 \cdot 365}{70}$$

$$R_{iw} = 10,428$$

Unde:

DI_{iw} - consumul mediu zilnic de apă potabilă (l /zi).

- **Consumul de legume cultivate la locul contaminat**

Pentru calcularea consumului de legume, cultivate într-un sit contaminat trebuie să se țină seama de următorii parametrii: concentrația în părțile comestibile ale plantei, consumul de legume și fracțiunea din legumele consumate care sunt cultivate pe sit-ul contaminat. (Murariu Al., Costică N., Costică M., Stratu A., Secu C., Lupașcu A., Moglan I., Rășcanu D., 2006).

Concentrația solului de referință pentru consumul de legume, C_{ig} (mg /kg) se calculează folosind următoarea ecuație (26 și fig. 6.7.):

$$C_{ig} = \frac{TRV}{R_{du} \cdot f_h \cdot K_{pl}} \quad (26)$$

$$C_{ig} = \frac{5,3}{1,525 \cdot 0,3 \cdot 65,954}$$

$$C_{ig} = 0,175$$

Unde:

R_{du} - consumul zilnic de legume pe kg/greutate corporală (kg /(kg·d))

f_h - fracția consumului de legume cultivate la contaminat site-ul.

K_{pl} - concentrația totală a plantei

Consumul zilnic de legume, (formula de calcul 27) pe kg/greutate corporală este determinat de:

$$R_{ig} = \frac{DI_{ig} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (27)$$

$$R_{ig} = \frac{0,29 \cdot 365}{70}$$

$$R_{ig} = 1,512$$

Unde:

DI_{ig} - consum mediu zilnic de legume (kg / zi).

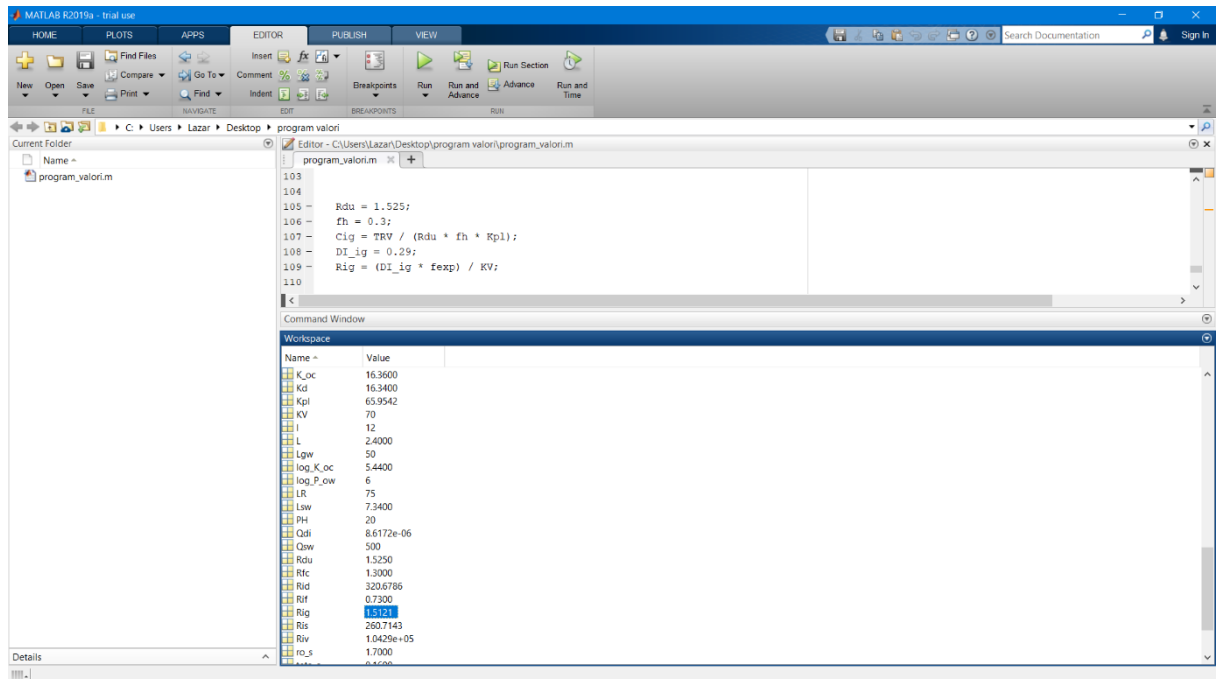


Fig. 5.7. Calculul consumului de legume cultivate la locul contaminat

- **Consumul de pește și crustacee de la destinatarul din apropiere**

Utilizarea evaluării riscurilor în ceea ce privește sănătatea umană, consumul de substanțe periculoase prin pește și crustacee utilizează valoarea MTDI, precum și un consum mediu presupus de pește și crustacee, care este egală cu 0,5 kg /săptămână pentru copii și 1 kg /săptămână pentru adulți (Murariu A., Stratu A., Costică N., Costică M., Secu C., Rășcanu D., 2007). Calculul concentrației solului de referință pentru consumul de pește și crustacee, C_{if} (mg / kg), se completează utilizând următorul algoritm de calcul (28):

$$C_{if} = \frac{TRV}{R_{if} \cdot f_f \cdot BCF_{fish}} \cdot \frac{1}{DF_{gw} \cdot DF_{sw}} \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right) \quad (28)$$

$$C_{if} = \frac{5,3}{0,730 \cdot 1 \cdot 60} \cdot \frac{1}{1.000 \cdot 1,723 \cdot 10^8} \cdot \left(16,34 + \frac{0,54 + 0,16 \cdot 3,4}{1,7} \right)$$

$$C_{if} = 1,192 \cdot 10^8$$

Unde:

R_{if} - consumul zilnic de pește și crustacee pe kg/ greutate corporală (Kg / (kg·d))

ff - fracțiune din consumul de pește și crustacee din apropierea destinatarului

BCF_{fish} - factor de bioconcentrare pentru pești ((mg /kg pește) / (mg /l apă)).

Consumul zilnic de legume, (formula de calcul 29) pe kg de greutate corporală este determinat de:

$$R_{if} = \frac{DI_{if} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (29)$$

$$R_{if} = \frac{0,14 \cdot 365}{70}$$

$$R_{if} = 0,730$$

Unde:

DI_{if} - consum mediu zilnic de pește și crustacee (kg/zi).

Determinarea BCF de la un coeficient de partiție octanol /apă al substanțelor chimice este completat conform ecuației (30).

$$BCF_{fish} = P_{ow} \cdot I \quad (30)$$

$$BCF_{fish} = 6 \cdot 10$$

$$BCF_{fish} = 60$$

Unde:

I - conținutul de lipide din pește (%).

• Determinarea expunerii totale

La calcularea concentrației totale de expunere la om, C_{he} (mg / kg), se presupun efecte aditive și calculul concentrației totale de expunere pentru cea mai sensibilă utilizare a terenurilor este completat utilizând următoarea ecuație (31 și fig. 6.8):

$$C_{he} = \frac{1}{\frac{1}{C_{is}} + \frac{1}{C_{du}} + \frac{1}{C_{id}} + \frac{1}{C_{iv}} + \frac{1}{C_{gw}} + \frac{1}{C_{ig}} + \frac{1}{C_{if}}} \quad (31)$$

$$C_{he} = \frac{1}{\frac{1}{2,032 \cdot 10^4} + \frac{1}{174,97} + \frac{1}{8,686 \cdot 10^4} + \frac{1}{0,021 \cdot 10^4} + \frac{1}{1,692 \cdot 10^4} + \frac{1}{0,175} + \frac{1}{1,192 \cdot 10^8}}$$

$$C_{he} = 0,0215$$

Unde:

C_{is} - concentrația de referință a solului pentru ingerarea solului.

C_{du} - concentrația solului de referință pentru contactul dermic cu solul.
 C_{id} -concentrația solului de referință pentru inhalarea prafului.
 C_{iv} - concentrația solului de referință pentru inhalarea vaporilor de sol.
 C_{iw} - concentrația de referință a solului pentru aportul de apă potabilă.
 C_{ig} -concentrația de referință a solului pentru consumul de legume.
 C_{if} - concentrația solului de referință pentru consumul de pește /crustacee.

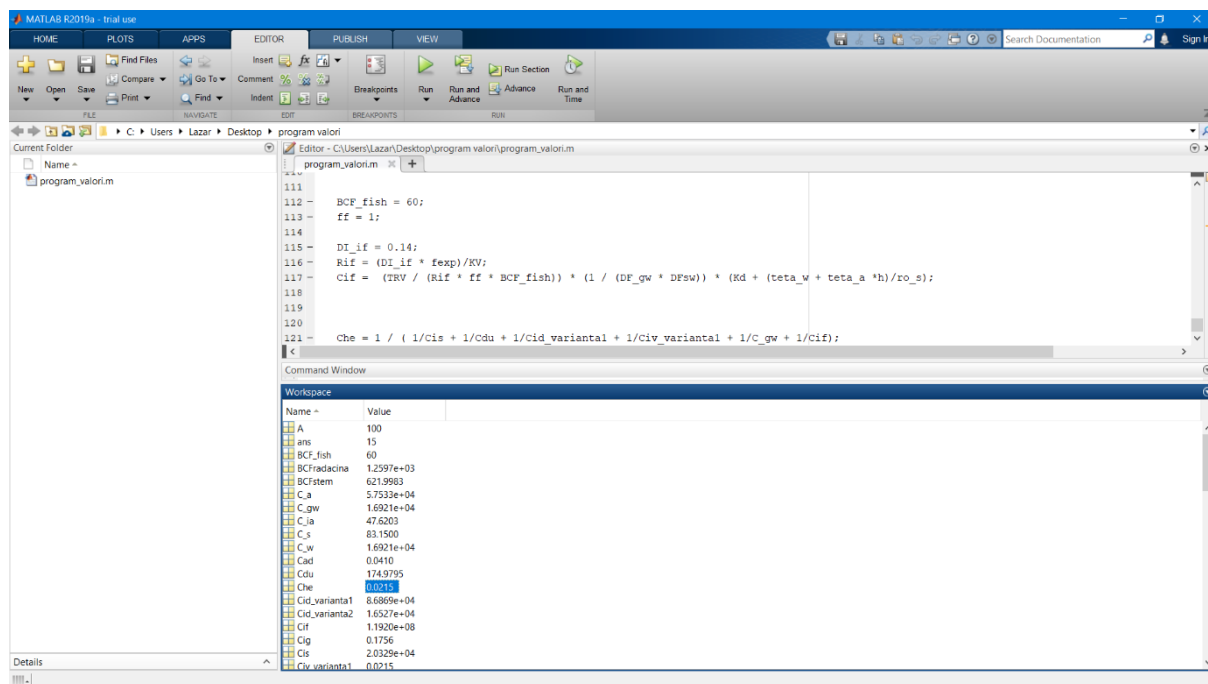


Fig. 5.8. Calculul expunerii totale

O astfel de ecuație nu ia în considerare faptul că substanțele chimice acționează deseori diferit în funcție de modul în care se discută aportul direct sau indirect, de exemplu, inhalarea de praf (Jennings, R.,2000).

5.4. Evaluarea riscurilor generate de prezența metalelor grele în sol

În acord cu ordinul 184 al Ministerului Apelor, Pădurilor și Protecției Mediului din 13.03.1997 prin risc se înțelege probabilitatea apariției unui efect negativ într-o perioadă de timp specificată și este descris ca rezultatul produsului dintre pericol și expunere.

Pentru evaluarea riscului este necesar să se evidențieze: agenții poluanți, resursele și receptorii expuși riscului, mecanismele prin care se realizează riscul, situațiile de risc care apar pe amplasament și măsurile generale pentru a reduce gradul de risc la un nivel acceptabil.

Observațiile din teren și datele analitice ale probelor de nămol, de sol dintr-o zonă martor, din apropierea depozitului de nămol, solul de sub depozitul de nămol, apa freatică colectată din forajul efectuat în zona martor, apa freatică colectată din forajul executat pe depozitul de nămol și probele de vegetație colectate din zona martor, precum și rezultatele calculelor de evaluare a riscului au evidențiat faptul că, nămolul de epurare reprezintă un material relativ fluid, care conținea o încărcătură ridicată în diferite substanțe și elemente chimice și, de asemenea, o încărcătură microbiologică semnificativă.

Analizele chimice au evidențiat o reacție neutră-slab alcalină însoțită de conținuturi ridicate de C_{organic} , de fosfor mobil și de potasiu mobil. La fel, s-au determinat concentrații ridicate de forme minerale ale azotului ($N\text{-NO}_3$ și $N\text{-NH}_4$) și concentrații mari de N_{total} . Prin urmare, din aceste puncte de vedere exista un mediu favorabil pentru creșterea plantelor.

Însă, analizele de metale grele au pus în evidență conținuturi foarte mari de zinc, ușor crescute cele de cadmiu, în timp ce celelalte metale grele se găseau la valori de conținut apropiate de cele normale.

Mediul umed a favorizat apariția unei vegetații iubitoare de apă precum *Phragmites australis* și specii de *Typha*, care la rândul lor au absorbit cantități mari de elemente chimice, inclusiv de zinc. Odată cu reducerea umidității s-a instalat o vegetație formată în principal de plante nitrofile precum *Urtica dioica* și mai târziu de plante erboase de tipul *Agropyron repens*, *Agrostis capillaris* ș.a.

Deoarece vegetația nu a fost recoltată, rămânând pe batal, cantitățile de elemente chimice, inclusiv de zinc s-au întors, în urma procesului de mineralizare, în nămolul de epurare. Astfel că după o scădere a conținutului de zinc din nămol după primii ani de la depunere, acum cantitatea de zinc din nămol a rămas ridicată, depășind și valoarea pragului de intervenție pentru o folosință mai puțin sensibilă a terenului.

Însă, așa după cum am mai prezentat, reacția neutră-slab alcalină a nămolului și condițiile mai mult reducătoare ale mediului din nămol nu au permis solubilizarea unor cantități mari, toxice, pentru vegetație. Pe de altă parte, este drept că în unele specii de plante s-au acumulat cantități mari de zinc de 2-4 ori mai mari decât în plantele crescute în condiții normale, fără impact poluant.

Dar, având în vedere faptul că zincul este și un microelement de nutriție, cu numeroase funcții biochimice și fiziologice în plantă și în viața animalelor și a omului, valențele sale de toxicitate în mediu trebuie tratate cu multă atenție. În orice caz, în cazul zincului din nămolul de epurare de la Tomești nu apar probleme de toxicitate, nici pentru plantele care l-au acumulat peste concentrațiile obișnuite. El circulă în sistemul nămol de epurare, aflat acum într-un stadiu

incipient de solificare, vegetație, după care revine în nămol prin intermediul vegetației, care intră într-un proces de mineralizare.

Limitele maxime de metale grele în legume și fructe proaspete destinate comercializării și consumului uman, exprimate în mg/kg produs proaspăt sunt prezentate în tabelul nr. 5.3.

Tabelul 5.3. Limitele maxime de metale grele în legume și fructe proaspete destinate comercializării și consumului uman, exprimate în mg/kg produs proaspăt

Legume și fructe	As	Cd	Pb	Zn	Cu	Hg
Legume proaspete ,cu excepția legumelor frunze	0,5	0,1	0,5	15	5,0	0,05
Legume frunze	-	0,2	0,5	-	-	0,03
Fructe proaspete	0,5	0,05	0,5	5,0	5,0	0,05

Ținând seama de condițiile pedologice și litologice locale, în primul rând de argilozitatea înaintată a solului pe care repauzează depozitul de nămol, care generează o barieră geochimică de mare amploare, riscul translocării acestor elemente chimice în componentele mediului se reduc semnificativ. Așa după cum s-a văzut din cele prezentate, practic solul funcționează ca un filtru, ca un strat epurator, încât în apa freatică ajung cantități mult mai mici din elementele și substanțele chimice prezente în faza solidă sau lichidă a nămolului.

Astfel, cantitatea de zinc din pânza freatică de sub depozitul de nămol este mult mai mică (0,11 mg/L) decât concentrația maximă admisă pentru apa potabilă (5,0 mg/L, conform STAS 1342-91). Prin urmare zincul a fost oprit de stratul filtrant de argilă, în schimb, o parte a N-NH₄ a trecut în apa freatică la nivel de 143 mg/L, însă, această cantitate este rapid diluată de apa freatică neinfluențată de prezența nămolului. Mărturie stă conținutul de N-NH₄ de numai 2,0 mg/L, cât s-a determinat în apa freatică interceptată prin forajul din zona martor, foraj amplasat la o distanță de numai 100 m de cel efectuat pe depozitul de nămol.

Prin urmare se produce numai o poluare locală cu N-NH₄ a apei freactice de sub depozitul cu nămol, poluare care dispare odată cu depărtarea de amplasamentul depozitului. În tabelul 37 se prezintă matricea relației sursă - cale - receptor în cazul celor doi poluanți N-NH₄ și Zn identificați în nămolul depozitat la Tomești. Având în vedere că se poate produce numai o poluare pe verticală, difuzia pe orizontală la nivelul solului din jurul depozitului fiind exclusă, a fost analizat numai acest mod de poluare.

După cum s-a descris mai sus și s-a specificat în tabelul 37, poluarea cu N-NH₄ se produce până la nivelul pânzei freatice de sub depozit, urmând o diluare în masa de apă freatică din jurul depozitului până la valori foarte mici. Dacă la circa 100 m de depozit concentrația de N-NH₄ este de 2,0 mg/L, odată cu îndepărtarea de depozit ea scade până la zero, în conformitate cu STAS 1342-91.

Zincul din apa de levigare provenită din nămol este adsorbit la nivelul complexului coloidal din argila predominantă a stratului de sol și a complexului litologic care se dispune pe o adâncime de 2 m, în acest fel Zn nu mai ajunge în apa freatică de sub depozitul de nămol.

Având în vedere că prezența nămolului nu influențează negativ vegetația din zonă, în special chimismul florei prezente, putem afirma că nămolul are o influență selectivă asupra dominanței unor specii iubitoare de mai mult azot, și că nu determină apariția la plante

fenomene de carență sau exces în elemente nutritive sau în alte elemente chimice prezente în substrat. Matrice pentru analiza relației sursă - cale – receptor în cazul depozitului de nămol de la Tomești este prezentată în tabelul nr. 5.4.

Tabelul 5.4. Matrice pentru analiza relației sursă - cale – receptor în cazul depozitului de nămol de la Tomești

Agent poluant	Pericol	Sursă	Gate	Țintă	Atingerea țintei	Importanța riscului	Necesitatea lucrărilor de remediere
Gaze rezultate din procesul de fermentare	Poluarea aerului	Nămol în stare de fermentare neacoperit cu apă	Aer	Locuitorii din comuna Tomești	Uneori da	Mică	Da
N-NH ₄ din nămol	Poluarea apei freatice	Nămol	Levigare	Apă freatică	Da	Mică datorită dizolvării în apa freatică a zonei,	Nu
Zincul din nămol	Poluarea apei freatice	Nămol	Levigare	Apă freatică	Nu, datorită adsorbției la nivelul particulelor coloidale ale argilei din stratul de sol	Nu există risc	Nu
Nămolul în sistem lagunar	Poluarea solului a apei, a vegetației,	Deversare peste coronament, breșe în dig	Sol	Terenurile din jur și locuitorii din Tomești	Probabilitate redusă	Majoră	Da

Dacă calculăm riscul prin înmulțirea factorului de probabilitate (egal cu 1) cu cel de gravitate, egal, de asemenea, cu 1, rezultă că riscul poluării factorilor de mediu (sol, apă, vegetație) de către nămolul prezent în batalul de la Tomești este foarte redus. El se oprește la nivelul solului și a apei freatice de sub depozitul de nămol, poluare datorată prezenței a numai două elemente chimice: N-NH_4 și Zn , care funcționează și ca elemente nutritive pentru plante.

Un oarecare risc poate fi datorat deversării nămolului în urma depășirii cotei digului împrejmuitor datorită unor cantități mari de precipitații într-o unitate scurtă de timp sau creării unor breșe în dig. Proba timpului, care a adus precipitații sporite, în special în acest an, a dovedit că probabilitatea este foarte redusă pentru a exista un risc datorat acestor cauze.

Având în vedere definiția sitului contaminat din Ghidul tehnic referitor la inventarierea națională a siturilor contaminate, care stipulează că un sit contaminat este un teren unde substanțele poluante se găsesc la concentrații ce pun în pericol imediat sau pe lungă durată, sănătatea omului sau mediul, luând în considerare și H.G.pentru aprobarea Strategiei naționale de gestionare a nămolurilor de epurare și Strategiei privind managementul nămolurilor și deșeurilor, constatăm că, în cazul cercetat, această condiție nu este îndeplinită.

Din rezultatele calculelor pentru risc și conținutul total din zinc din nămolurile de epurare depus în batalul de la Tomești, județul Iași, nu pun în pericol imediat sau de lungă durată nici sănătatea omului, nici a mediului, inclusiv a plantelor care cresc pe acest nămol.

Cu atât mai mult s-a observat că solul pe care este amplasat batalul nu este afectat de nămolul de epurare depus nici pe vertical nici pe orizontală.

În urma analizelor efectuate și a rezultatelor calculelor pentru risc, recomand ca Autoritatea competentă de mediu să scoată batalul cu nămol de epurare de la Tomești de la un sit contaminat și-l poate trece la un sit afectat ce nu necesită acțiuni suplimentare în baza riscului. Suprafața de teren ocupată de batal poate fi introdusă în circuitul natural prin folosirea unei soluții tehnologice și anume plantarea unor arbori rapid crescători. Aceștia vor rezolva și problema excesului de umiditate, care m-ai exista la adâncimi mai mari de 60 cm sau mai mult, și în același timp va scădea conținutul de zinc din nămol, prin absorbția acestuia din nămol și îndepărtarea lui din sistem odată cu tăierea arborilor pentru a fi utilizați în alte scopuri.

Capitolul 6. CERCETĂRI PRIVIND INFLUENȚA FITOREMEDIERII ÎN EVOLUTIA SOLURILOR DIN ZONA DE STUDIU

6.1 Descrierea soluției tehnice adoptate pentru reabilitatea lagunelor de nămol de la stația de epurare Tomești Iași

În urma depozitării nămolului timp de 10 ani , între 1995 și 2005 a fost inițiat proiectul de fitoremediere a batalului de nămol de către ICPA București în anul 2007 și pus în aplicare de către firma austriacă S.C. STRABAG Umwelthanlagen Gmb H, cu filiala în România, cu sediul în Municipiul Iași.

Soluția aleasă pentru reabilitare batalului de la Tomești, avizată de A.P.M Iași, a fost reabilitarea prin fitoremediere, soluție detaliată în proiectul STRABAG intitulat ”REABILITAREA LAGUNELOR DE NĂMOL TOMEȘTI CU TEHNOLOGIA PATURILOR DE STUF”. Această soluție tehnică, avizată de A.P.M. Iași, cuprindea mai multe etape:

- realizarea cu caracter temporar a drumurilor de acces la batale cu o lățime de 3,5 m;
- consolidarea barajelor celor trei lagune de nămol la o înălțime medie de 1,5 - 2,5 m;
- reabilitarea (decolmatarea, recalibrarea, dalarea pentru asigurarea capacității de transport) canalelor perimetrale existente pentru evacuarea apelor drenate gravitațional (ape de nămol și ape din precipitații) la stația de pompare ape uzate Tomești;
- aplicarea tehnologiei păturilor cu stuf, cu monitorizarea procesului de fitoreabilitare (deshidratare, humificare și decontaminare) și după caz, cu recoltarea vegetație în vederea eliminării, (Fig. 6.1 - Fig. 6.12).



Fig. 6.1. Pregătirea plantelor pentru însămânțare



Fig. 6.2. Însemnarea plantelor



Fig. 6.3. Plantele după însemnare



Fig. 6.4. Inundarea batalului



Fig. 6.5. Plantele în faza inițială de vegetație



Fig. 6.6. Zona de contact plantă-nămol



Fig. 6.7. Plantele înainte de recoltare



Fig. 6.8. Recoltarea plantelor



Fig. 6.9. Grămezi de plante lăsate pe teren



Fig. 6.10. Suprafața batalului după recoltarea grămezilor de plante



Fig. 6.11. Batalul în timpul Proiectului inițiat de firma austriacă S.C. STRABAG Umweltsanlangen Gmb H



Fig. 6.12. Batalul la sfârșitul Proiectului inițiat de firma austriacă S.C. STRABAG Umweltsanlangen Gmb H

- amenajarea perdelei de vegetație – plantarea de arbori și arbuști pe laturile învecinate cu zonele locuite.
- executare foraje și monitorizarea apelor subterane din perimetru batalelor (Pf1 - Pf7, fig. 5.13).



Fig. 5.13. Forajele din perimetrul batalelor

După 3 ani din cauze financiare, s-a renunțat la proiectul de mai sus, iar pe măsură ce cantitatea de apă scădea, locul acestor plante înseminate, iubitoare de umiditate, respectiv stuful (*Phragmites australis*) și papură (*Typha angustifolia*) era luat de plante erbacee, nitrofile, precum urzica (*Urtica dioica*), sânziana albă (*Galium aparine*) și specii de *Lolium*. Mai târziu au apărut și specii arboricole precum socul (*Sambucus nigra*) ș.a.

În urma încetării proiectului se poate observa din punct de vedere al compoziției botanice, în cadrul incintei batalului cu nămol orășenesc Tomești, că se continuă procesul de schimbare a acesteia, putându-se spune că parcurge o etapă de tranziție spre flora spontană, naturală prezentă anterior schimbării modului de folosință a terenului

Cercetarea nămolului de epurare, depus în batalul de la Tomești, a început în anul 2005. Pe parcursul anilor s-a trecut de la un nămol brut cu o umiditate ridicată, la un nămol cu o umiditate mai scăzută, datorită drenajului care a avut loc, dar și a consumului de umiditate de către vegetația apărută.

Toate aceste fenomene s-au produs pe seama inițializării unui proces de transformări chimice, microbiologice și fizice ce au avut loc în stratul cu nămol de epurare. Bineînțeles acestea au condus la începerea unui proces de solificare.

6.2 Evoluția solurilor în condiții de fitoremediere

Cercetările efectuate au condus spre concluzia că, din cele nouă metale grele analizate (Zn, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd, Cr, Co, Ni), numai unul și anume **zincul** se găsește la valori poluante.

Într-adevăr, concentrațiile medii de zinc determinate pe parcursul a 8 ani (2011 - 2018) sunt cuprinde între 4,000 și 7,770 mg/kg⁻¹, iar valoarea medie a acestui interval este de 6,013 mg/kg⁻¹. Dacă analizăm valorile specifice fiecărui an constatăm că de la anul 2011 la anul 2013 s-a produs o scădere a conținutului de zinc din nămol cu 2,200 mg/kg⁻¹. Fenomenul s-a datorat absorbției Zn de către *Phragmites australis*, planta care domină vegetația batalului și care avea însușirea de a acumula Zn. În plus și alte specii de plante crescute pe nămol precum: *Rumex acetosella*, *Chenopodium album*, *Solanum nigrum* sau *Aster panonicum* au acumulat cantități mari de Zn (Lăcătușu și colab., 2012, Felix, 1997, Robinson și alții, 1998). Dar cum această vegetație nu a fost recoltată, a rămas pe loc, și conținutul lor în elemente chimice, inclusiv în Zn, a revenit nămolului. Așa se explică conținuturile foarte mari din nămol determinate în anii următori (2014 - 2018). Dacă comparăm valorile medii ale conținutului de zinc pentru fiecare din anii studiați, inclusiv valoarea medie pentru acest interval de timp (6013 mg/kg⁻¹) cu oricare din valorile de interpretare constatăm că toate conținuturile de zinc sunt mai mari și decât valoarea pragului de intervenție (1500 mg/kg⁻¹) pentru o folosință mai puțin sensibilă a terenului (Ordinul 756 al MAPPM /1997). Prin urmare, rezultă că nămolul este poluat cu zinc. Conținuturile medii de metale grele (mg/kg⁻¹) din stratul de nămol (0-40 cm) în curs de solificare între anii 2011 și 2018 sunt prezentate în tabelul nr. 6.1.

Tabelul 6.1. Conținuturile medii de metale grele (mg/kg⁻¹) din stratul de nămol (0-40 cm) în curs de solificare între anii 2011 și 2018

Elem. chim./ ani	Zn	Cu	Co	Cd	Cr	Fe (%)	Mn	Ni	Pb
2011	6200	108	6,0	5,9	97	2,93	455	20	101
2012	5000	104	6,3	2,0	50	2,91	348	20	100
2013	4000	110	6,4	2,1	50	3,00	310	21	90
2014	6500	111	11,9	5,7	98	3,12	420	21	92
2015	5153	116	14,4	10,3	82	2,71	435	38	120
2016	6811	146	11,5	7,2	62	2,75	482	34	119
2017	7770	140	17,0	7,2	61	2,78	445	39	311
2018	6667	129	9,0	3,8	59	2,72	425	41	118

Sursa: Apa vital, Iași

Conținutul mediu de metale grele din nămolul de epurare (0 - 40 cm) în curs de solifi-
care (A) și din solul limitrof batalului (B)/mg/kg⁻¹ pentru perioada de timp dintre anii 2011 și
2018, comparativ cu valorile normale din soluri (VN) și cu valorile pragurilor de alertă (PA) și
de intervenție (PI) pentru o folosință sensibilă (FS) și mai puțin sensibilă (Fmps) a terenului
(conform Ordinului 756 al MAPPM/1997) sunt prezentate în tabelul nr. 6.2.

Tabelul 6.2. Conținutul mediu de metale grele din nămolul de epurare (0 - 40 cm), conform
Ordinului 756 al MAPPM/1997.

		Zn	Cu	Co	Cd	Cr	Mn	Ni	Pb
(A)		6013 ± 1210	121 ± 11	10,3 ± 4	7,9 ± 4	70 ± 20	415 ± 57	29 ± 9	131 ± 74
(B)		179 ± 50	40 ± 5	12,6 ± 3	0,50 ± 0,26	45 ± 10	559 ± 66	46 ± 8	26 ± 8
VN		100	20	15	1	30	900	20	20
PA	FS	300	100	30	3	100	1500	75	50
	Fmps	700	250	100	5	300	2000	200	250
PI	FS	600	200	50	5	300	2500	150	100
	Fmps	1500	500	250	10	600	4000	500	1000

Pe de altă parte, dacă avem în vedere faptul că reacția nămolului este neutră - slab
alcalină, condiție de pH când numai o mică parte din zincul total este solubil în soluția solului,

fiind accesibil plantelor, zincul fiind totodată și un microelement de nutriție, se schimbă în totalitate punctele de vedere referitoare la rolul poluant al zincului. În acest sens, mărturie stă vegetația luxuriantă care se dezvoltă an de an pe nămolul de epurare depus în batalul de la Tomești.

Un fenomen similar de scădere a conținutului în primii trei ani s-a întâmplat și în cazul **cadmiului** și anume de la 5,9 mg/kg⁻¹ la 2,1 mg/kg⁻¹, după care a crescut până la 10,3 mg/kg⁻¹, pentru că în anii următori a mai scăzut ajungând în acest an la o valoare medie de 3,8 mg/kg⁻¹. Însă având în vedere valoarea pragului pentru o folosință mai puțin sensibilă (10 mg/kg⁻¹), cum se încadrează nămolul de epurare din batal, putem afirma că nămolul nu este poluat cu Cd. În sprijinul acestei concluzii vine și valoarea de 7,9 mg/kg⁻¹, care reprezintă media aritmetică a conținutului de Cd din nămol pe parcursul a opt ani de investigație.

Nici concentrația **plumbului** din nămolul de epurare nu s-a ridicat la niveluri poluante. Chiar dacă a depășit valoarea normală întâlnită obișnuit în soluri, conținutul mediu pe parcursul a opt ani a oscilat între 90 și 113 mg/kg⁻¹, cu o valoare medie de 131 mg/kg⁻¹. Oricum, aceste valori sunt inferioare pragurilor de alertă și cu atât mai mult a pragului de intervenție pentru o folosință mai puțin sensibilă a terenului.

Cuprul a înregistrat valori medii de conținut, în intervalul 2011 - 2018, cuprinse între 104 și 146 mg/kg⁻¹, cu o valoare medie a acestor ani de 121 mg/kg⁻¹. Aceste conținuturi sunt mai mari decât conținutul normal din soluri, dar mult mai mici decât pragurile de alertă și de intervenție pentru o folosință mai puțin sensibilă a terenului.

Cromul are valori de conținut mai mari (duble sau triple) decât valoarea medie din soluri, dar nici valorile medii specifice anilor inventariați, nici valoarea medie a acestor ani (70 mg/kg⁻¹) nu depășesc nici o valoare de prag, nici măcar pentru folosința sensibilă a terenului.

Celelalte metale grele analizate au valori medii de concentrație situate în jurul valorilor normale din soluri obișnuite (**Co, Fe, Ni**) sau chiar mai mici (**Mn**).

Prin urmare, numai Zn, din punct de vedere al conținutului total poate fi considerat ca element chimic poluant, însă fără risc de toxicitate pentru plante, celelalte metale grele (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Cd) nu sunt poluante pentru o folosință mai puțin sensibilă a terenului sau chiar mai mult decât atât.

Cu toate că în intervalul de timp cuprins între anii 2010 și 2019s-au mai înregistrat și valori medii ușor mai crescute, cum a fost cazul anilor 2014-2016, nu se poate afirma cu certitudine că a fost o influență a nămolului depus în batal. La fel se poate remarca că și alte metale grele (Cu, Ni) au valori medii de concentrație duble față de valoarea medie generală raportată pentru solurile obișnuite.

Alte metale grele (Co, Cr, Pb) au valorile medii determinate practic egale cu cele cunoscute din literatura de specialitate (Baker și Brooks, 1989; Filep, 1999; Kabata-Pendias și Pendias, 2001; Kim-Tan, 1993), în timp ce alte metale grele (Cd și Mn) au valori medii de conținut mai mici decât valorile medii raportate pentru solurile obișnuite. Conținuturile medii de metale grele (mg/kg^{-1}) din solul limitrof batalului cu nămol de epurare în curs de solificare înregistrate între anii 2010 și 2018 sunt prezentate în tabelul nr. 6.3.

Tabelul 6.3. Conținuturile medii de metale grele (mg/kg^{-1}) din solul limitrof batalului cu nămol de epurare în curs de solificare înregistrate între anii 2010 și 2018

Elem. chim.	Zn	Cu	Co	Cd	Cr	Fe (%)	Mn	Ni	Pb
Anii									
2010	203	33	16,3	0,24	25	2,63	506	62	18,3
2013	110	37	14,4	0,09	42	3,41	671	48	21,7
2014	133	39	12,0	0,61	50	3,45	603	43	27,0
2015	186	40	13,0	0,46	53	3,38	523	43	42,0
2016	241	50	8,0	0,74	52	3,34	558	44	21,0
2017	207	40	15,0	0,83	52	3,14	577	35	29,0
2018	110	40	9,3	0,56	44	2,83	476	50	20,1

Sursa: Apa vital, Iași

6.2.1 Programul cercetărilor

Pentru monitorizarea dinamicii concentrațiilor de metale grele în sol, înregistrate în primul strat de adâncime s-au executat două foraje: **F1 – foraj martor**, situat în afara batalului dar în apropierea acestuia și **F2 – foraj depozit**, executat în compartimentul 8 al depozitului de nămol, spre care curg apele de infiltrație de la compartimentul 1 spre 8, astfel încât probele din acest foraj să caracterizeze nămolul și influența lui asupra solului. A fost luat ca punct de plecare anul 2005, când s-au efectuat forajele și s-au efectuat primele evaluări necesare închiderii depozitului de la Tomești. Procesul de închidere și reabilitare a terenului prin fitoremediere a început în anul 2008 iar primul studiu s-a efectuat în anul 2010, continuându-se monitorizarea anual.

6.2.2. Dinamica concentrațiilor de metale grele în sol

În reprezentările grafice (fig. 6.14...fig. 5.20) au fost folosite ca limite comparativă, valorile pragului de alertă pentru solurile cu folosință mai puțin sensibilă (P.A. SMP) conform Ord. 756/1997 al MAPPM.

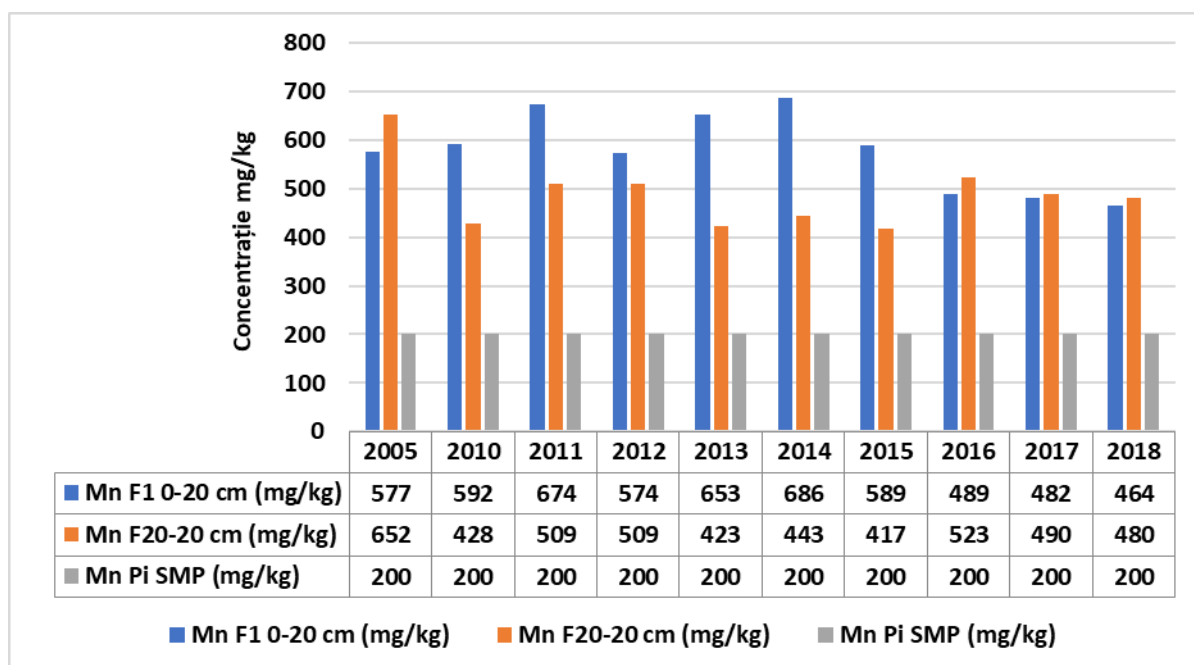


Fig. 6.14. Dinamica conținutului de Mn în sol

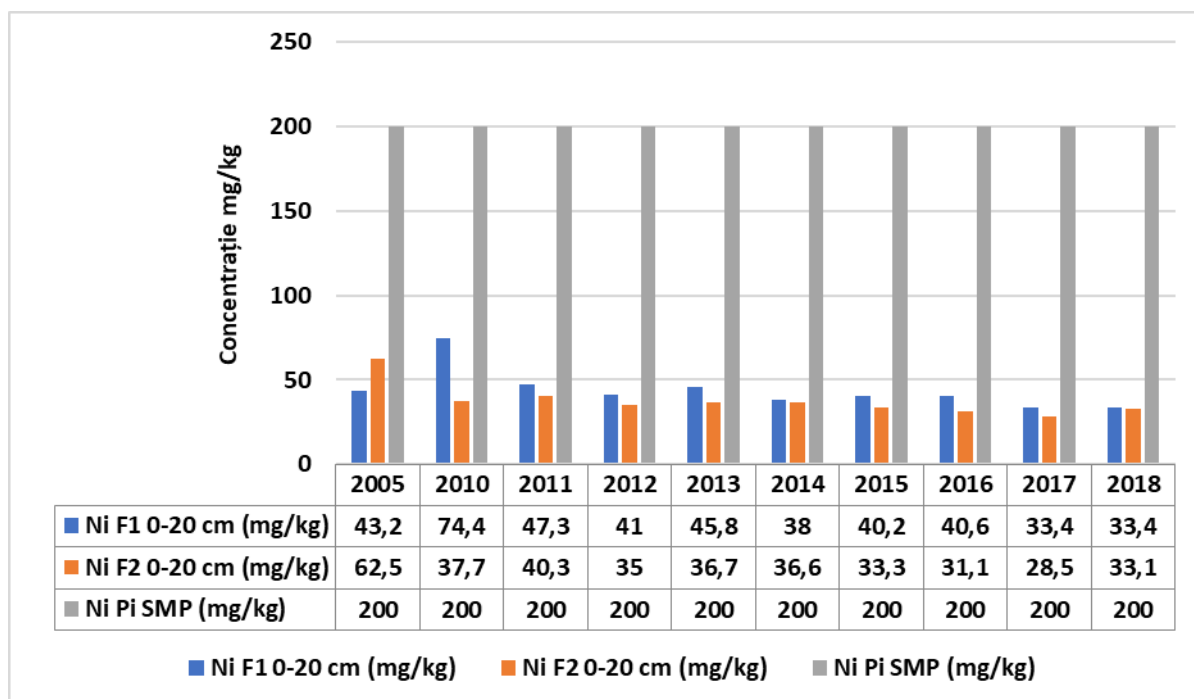


Fig. 6.15. Dinamica conținutului de Ni în sol

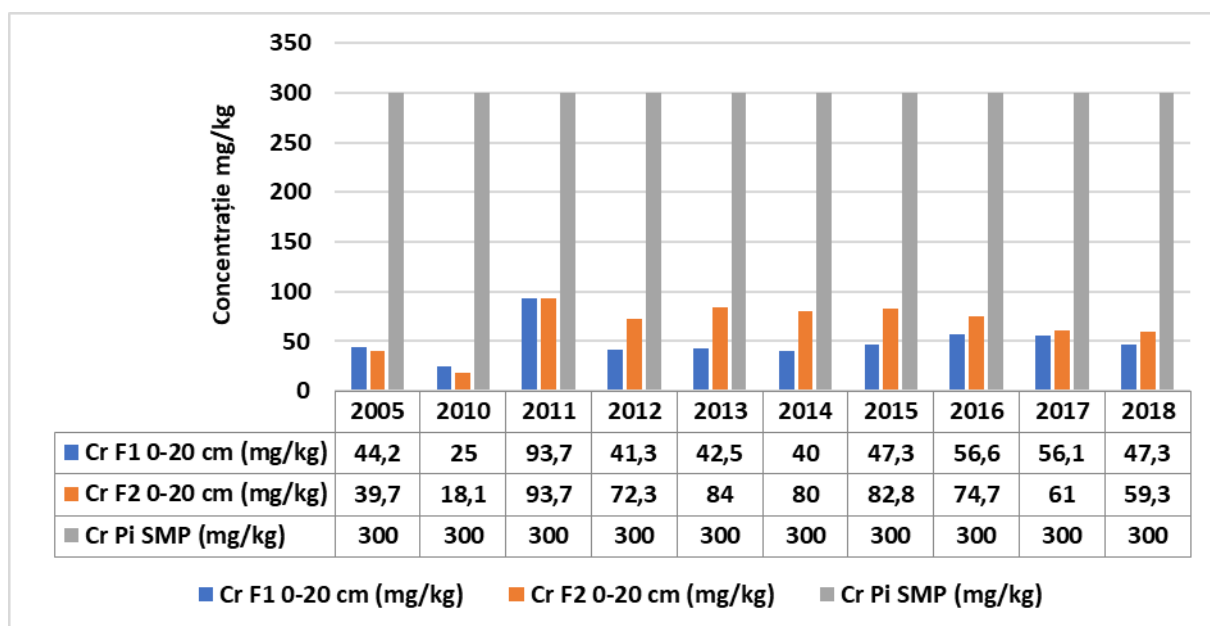


Fig. 6.16. Dinamica conținutului de Cr în sol

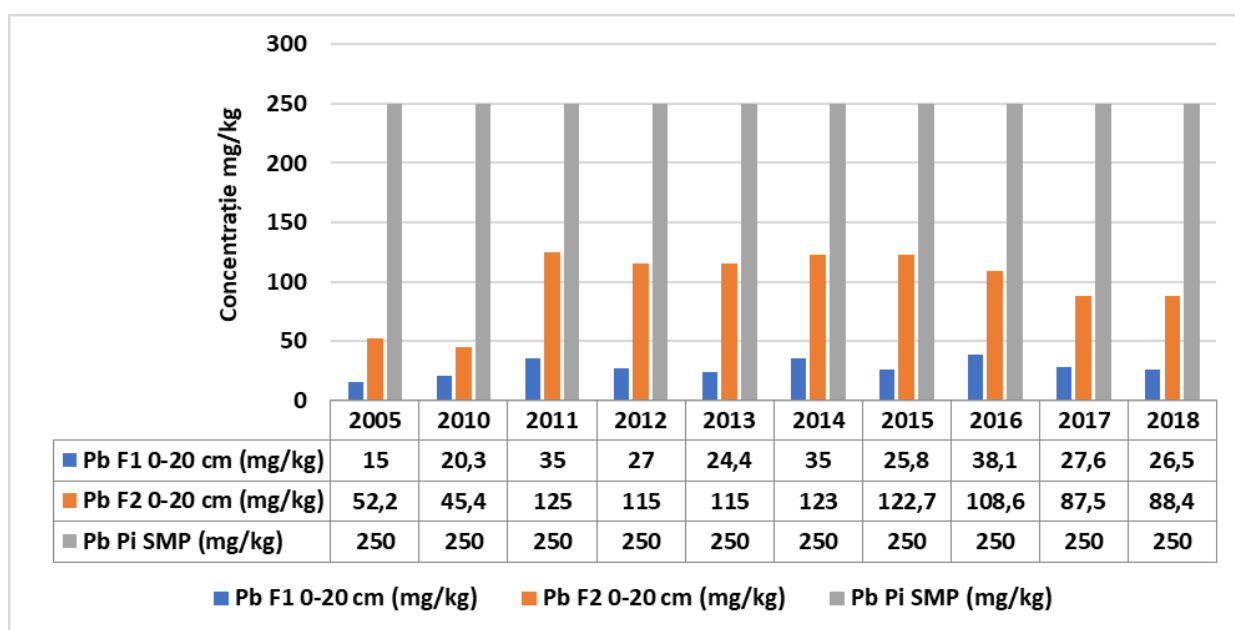


Fig. 6.17. Dinamica conținutului de Pb în sol

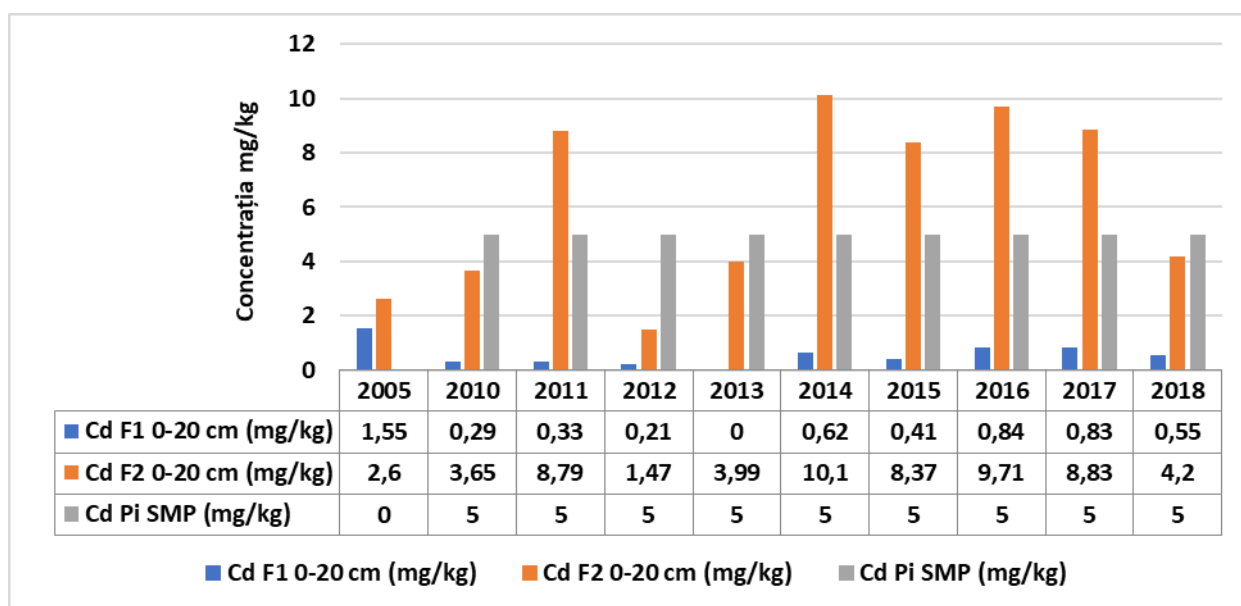


Fig. 6.18. Dinamica conținutului de Cd în sol

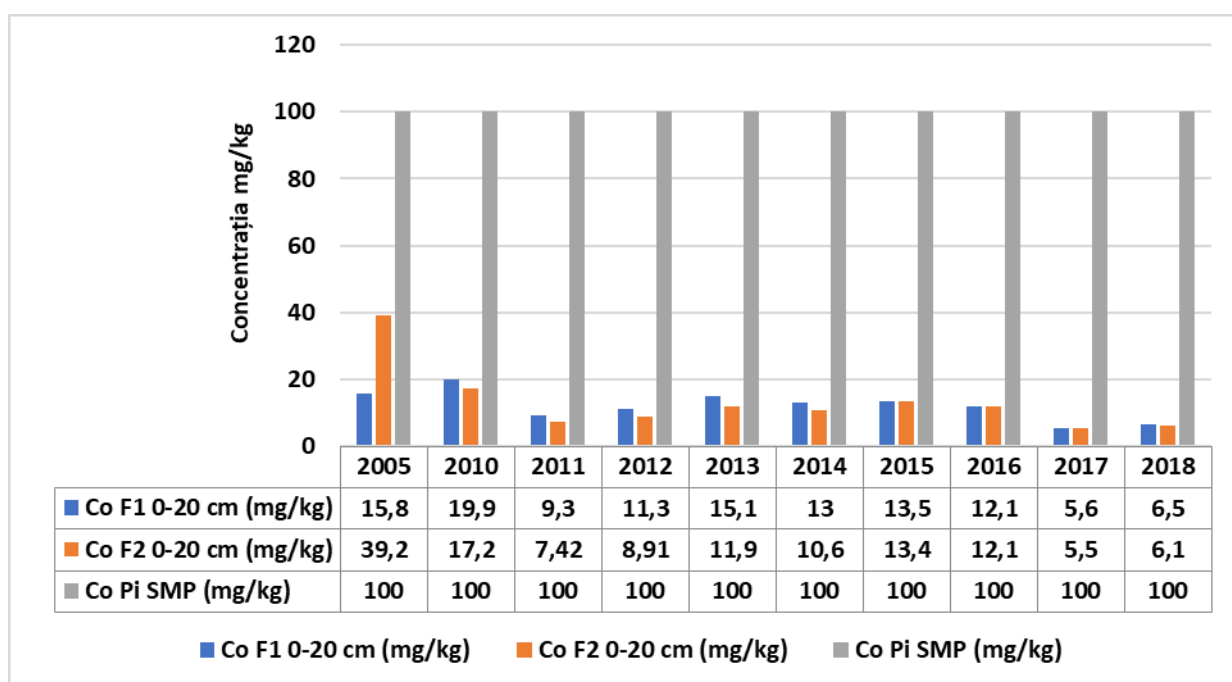
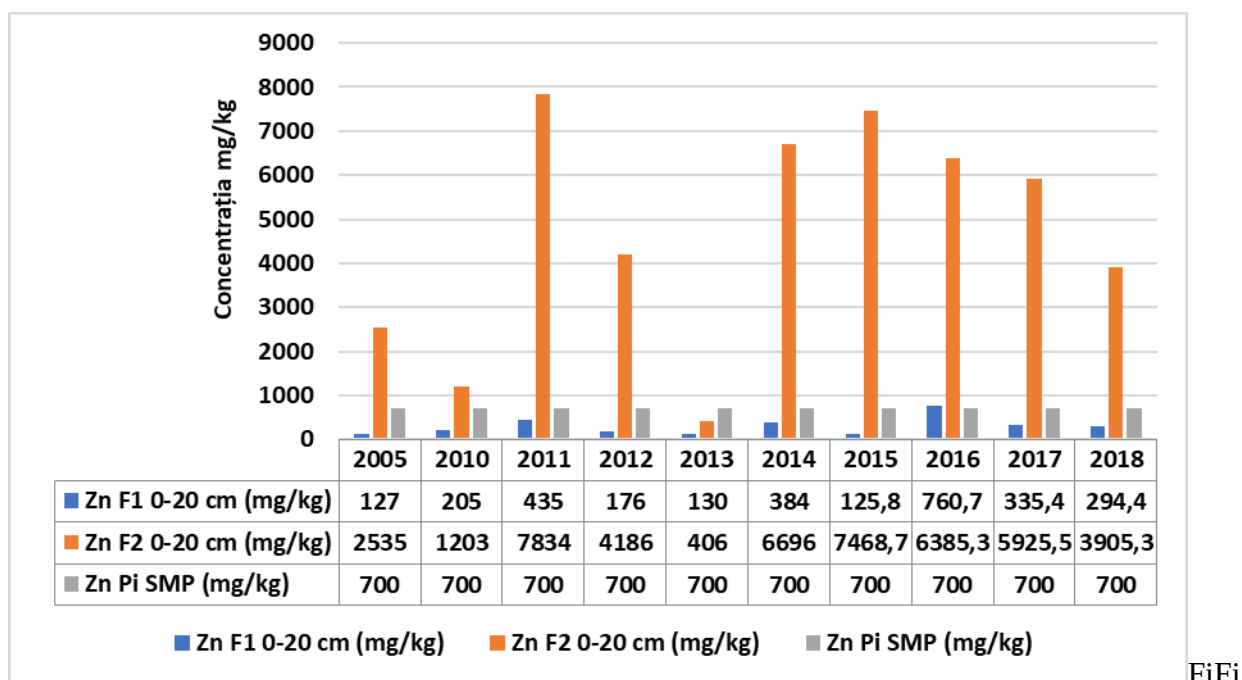


Fig. 6.19. Dinamica conținutului de Co în sol



g. 6.20. Dinamica conținutului de Zn în sol

Urmărind datele prezentate grafic se poate observa că din anul 2010, metalele grele precum cupru, fier, mangan, nichel, cobalt au înregistrat concentrații mici, apropiate de cele normale din soluri în vreme ce pentru zinc, cadmiu, crom și plumb concentrațiile au variat de la o perioadă de analiză la alta, dar au rămas peste valoarea normală din soluri.

Conform analizei prezentate, această evoluție este legată de tendința de solidificare a nămolului, de succesiunea tipurilor de plante care s-au dezvoltat pe batal, în corelație cu însușirile acestora de a acumula metale precum și de modul de gestionare a acestei vegetații dezvoltate (lipsa de recoltare).

Din anul 2014, au fost adăugate cinci noi puncte de prelevare – 5 sondaje de sol din zona limitrofă batalului de nămol (SE1-SE5), pentru a se putea analiza gradul în care nămolul depus în batale a influențat caracteristicile solului aluvial pe care repauzează batalul precum și caracteristicile solului limitrof batalului.

În tabelul de mai jos (tab. 6.4) sunt prezentate conținuturile medii ale metalelor grele (mg/kg^{-1}) din nămolul de epurare și conținuturile medii de metale grele (mg/kg^{-1}) din orizontul superior (0 - 40 cm) și din întreg profilul (0 - 100 cm) al solului aluvial limitrof batalului cu nămol de epurare, comparativ cu valorile normale din soluri (VN) și valorilor pragurilor de alertă (PA) pentru o folosință sensibilă a terenului (FS), conform Ordinului nr.756/1997 (Lăcătușu și colab., 2014, 2015, 2016).

Tabelul 6.4. Conținuturile medii de metale grele (mg/kg^{-1}) din orizontul superior (0-40 cm) și din întreg profilul (0-100 cm) al solului aluvial limitrof batalului cu nămol de epurare

Punct de prelevare	An	Adâncime cm	Zn	Cu	Fe	Mn	Ni	Cr	Co	Pb	Cd
			%								
Sol aluvial limitrof batalului	2014	0-40	193 ± 94	39,2 ± 7,2	3,43 ± 0,44	620 ± 80	42,6 ± 5,0	46,7 ± 7,8	12,2 ± 3,1	29 ± 6	0,63 ± 0,23
	2015	0-100	151 ± 75	39,2 ± 5,6	3,47 ± 0,40	586 ± 151	43,5 ± 3,8	53,0 ± 10,4	11,8 ± 2,6	26 ± 6	0,60 ± 0,17
	2016	0-60	186 ± 99	40 ± 17	3,38 ± 0,40	523 ± 90	43 ± 7	53,0 ± 12	12 ± 3	42 ± 15	0,46 ± 0,48
	2017	0-60	241 ± 295	50 ± 45	3,34 ± 0,27	558 ± 89	44 ± 5	52 ± 9	8 ± 6	21 ± 10	0,74 ± 0,36
Batal depozitare nămol	2014	0-40	4.925 ± 2.779	106 ± 55	3,10 ± 0,51	517 ± 100	39,6 ± 7,8	71 ± 28	11,0 ± 3,6	97 ± 50	4,85 ± 2,90
	2015	0-60	6.709 ± 802	142 ± 26	2,89 ± 0,35	477 ± 38	37,5 ± 7,0	81 ± 29	12,0 ± 1,0	121 ± 40	6,45 ± 1,91
	2016	0-60	5.297 ± 1.021	92 ± 30	2,56 ± 0,36	439 ± 90	37 ± 5,0	79 ± 32	13,0 ± 4,0	123 ± 33	5,3 ± 2,20
	2017	0-60	6.400 ± 1.684	128 ± 36	2,75 ± 0,48	469 ± 93	44 ± 5,0	59 ± 16	11 ± 3	117 ± 35	7,04 ± 2,77
	VN		100	20	2	900	20	30	15	20	1
	PA FS		300	100	3	1.500	75	100	30	50	3

Conform studiului, aceste date evidențiază clar că nivelul de conținut al metalelor grele din nămol nu a influențat conținutul de metale grele din sol. Astfel, nici concentrația zincului (Zn) din sol, deși în orizonturile de suprafață este superioară, în medie până la dublu față de conținutul normal, nu este influențată de conținutul de zinc din nămol, care este de ordinul miilor de mg pe kg.

6.2.3. Dinamica nivelului de salinizare și evoluția microflore

Analizele nivelului de salinizare a solului pe care stagnează batalul cu nămol de epurare, efectuate în studiul realizat în 2014, evidențiază lipsa de influență a nămolului depozitat asupra conținutului de săruri din solul aluvial, salinizarea din adâncimea profilului de sol este de natură geogenă, neavând nici o legătură cu salinizarea nămolului de epurare depozitat în batal.

Analiza conținutului total de săruri, realizată în anul 2018, a dus la înregistrarea unei valori medii mai mare decât în anul anterior. Concentrarea crescută a sărurilor solubile în anul 2019 se datorează ridicării franjei de apă capilară încărcate cu sărurile provenite din baza puternic sărăturată a solului, sau influenței saline a depozitului cu nămol de epurare din apropiere în cazul solului pe care repauzează batalul.

Rezultatele analizelor microbiologice, cantitative și calitative, ale microflorei bacteriene heterotrofe și a microflorei fungice, efectuate în anul 2019 pentru probele prelevate din cele două zone (batal nămol și sol limitrof) evidențiază în sol o distribuție cantitativă superioară a

bacteriilor heterotrofe față de cea a microfungilor în timp ce la nivelul batalului de nămol populațiile fungice sunt superioare sau egale celor bacteriene, ca urmare a materialului organic ușor accesibil fungilor care prezintă echipamente enzimactice superioare celor bacteriene.

În același timp, comparativ cu anii anteriori, conform specialiștilor se poate afirma că în prezent nămolul de la Tomești se află într-un proces înaintat de evoluție și stabilizare, diferențele cantitative și calitative ale microorganismelor prezente în probele de sol și nămol atenuându-se dramatic, fapt care demonstrează procesul de solificare în care se află nămolul din batalul de la Tomești.

Conținutul de macroelemente ale probelor de nămol recoltate din foraj și din sondajele efectuate pe batal, arată că și în anul 2018, prezența de elemente esențiale pentru nutriția plantelor se găsesc în cantități mari. La fel este situația și în cazul solului pe care se află depozitul de nămol Tomești care are o reacție slab alcalină, conținuturi medii de humus, azot total, azot nitric, un conținut ridicat de fosfor mobil și unul mediu de potasiu mobil.

În anul 2018, analizând datele prezentate în studiu constatăm că nămolul de epurare are, în medie, un conținut de carbon organic de aproape 4 ori mai mare decât conținutul mediu de carbon organic al solului pe care repauzează batalul cu nămol de epurare, iar conținutul mediu de azot total din nămol este de 4,4 ori mai mare decât cel din solul limitrof batalului. Prin urmare, nămolul de epurare a apelor uzate în batalul de la Tomești își păstrează puterea fertilizantă, stabilită anterior, atât prin umiditate, reacție cât și prin conținuturile ridicate de macroelemente.

În anul 2018, s-au efectuat analize ale apelor subterane din forajele de observație accesibile pentru recoltare (Pf. 3, Pf. 4, Pf. 5) iar pentru latura sudică unde ar fi trebuit prelevate forajele de observație Pf. 6 și Pf. 7 accesul nu a fost posibil, prelevându-se apă subterană dintr-un puț din apropiere (fântâna familiei Ștefan Viorel, coordonate GPS: coordonate GPS: N 47°8'5,59887" E 27°40'56,6955"). Pf. 1 și Pf. 2 nu au putut fi prelevate, aflându-se în zonă inundată de levigatul de la depozitul S.C. SALUBRIS S.A., fiind în schimb recoltată o probă de levigat din zona respectivă. Analizele chimice efectuate în laboratorul SC APAVITAL SA Iași au relevat faptul că levigatul de la depozitul de deșeuri menajere Salubris influențează negativ chimismul apei interceptate din forajele investigate, fapt care conduce la încadrarea apelor în clasa de calitate de la II la V pentru mare parte din parametri investigații.

6.2.4. Dinamica azotului amoniacal

Pe lângă metalele grele, elementul chimic cu risc asupra mediului, trecând și în apa freatică din zona depozitului, este AZOTUL AMONICAL. Mai jos este prezentată grafic, (fig. 6.21..Fig. 6.27) evoluția concentrațiilor de azot amoniacal în forajele de urmărire ale calității apei freactice, observându-se o evoluție pozitivă până în anul 2013, când apare o creștere bruscă a concentrație, cel mai probabil datorită influenței levigatului din depozitul orășenesc al S.C. SALUBRIS S.A. care stagnează pe canalele perimetrare ale batalului. În anul 2014, lucrările de închidere a depozitului orășenesc au continuat, influența asupra concentrațiile de azot amoniacal din apa freatică fiind vizibilă în perioada ploioasă a anului, în timp ce în semestrul II 2014 toate probele, prelevate din forajele de supraveghere a calității apei freactice, au înregistrat valori sub 2 mg/l ale azotului amoniacal.

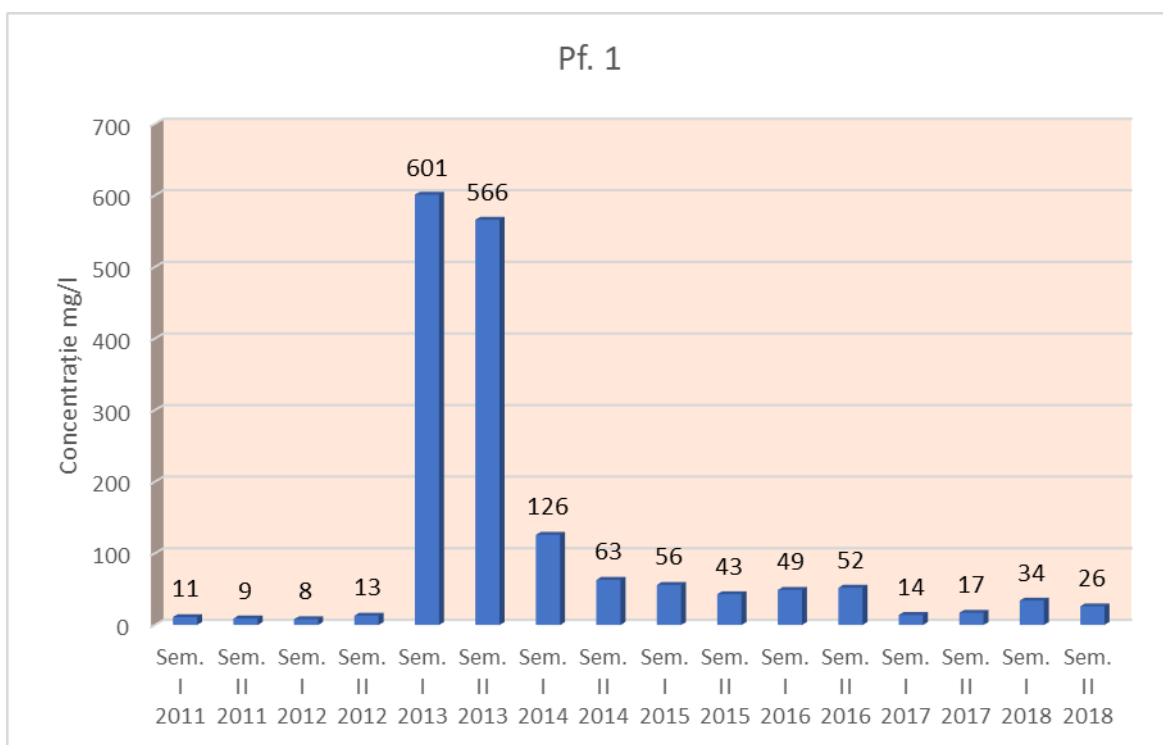


Fig. 6.21. Evoluția concentrație de azot amoniacal în apele subterane din zona de influență a batalului Tomești pentru forajul Pf1

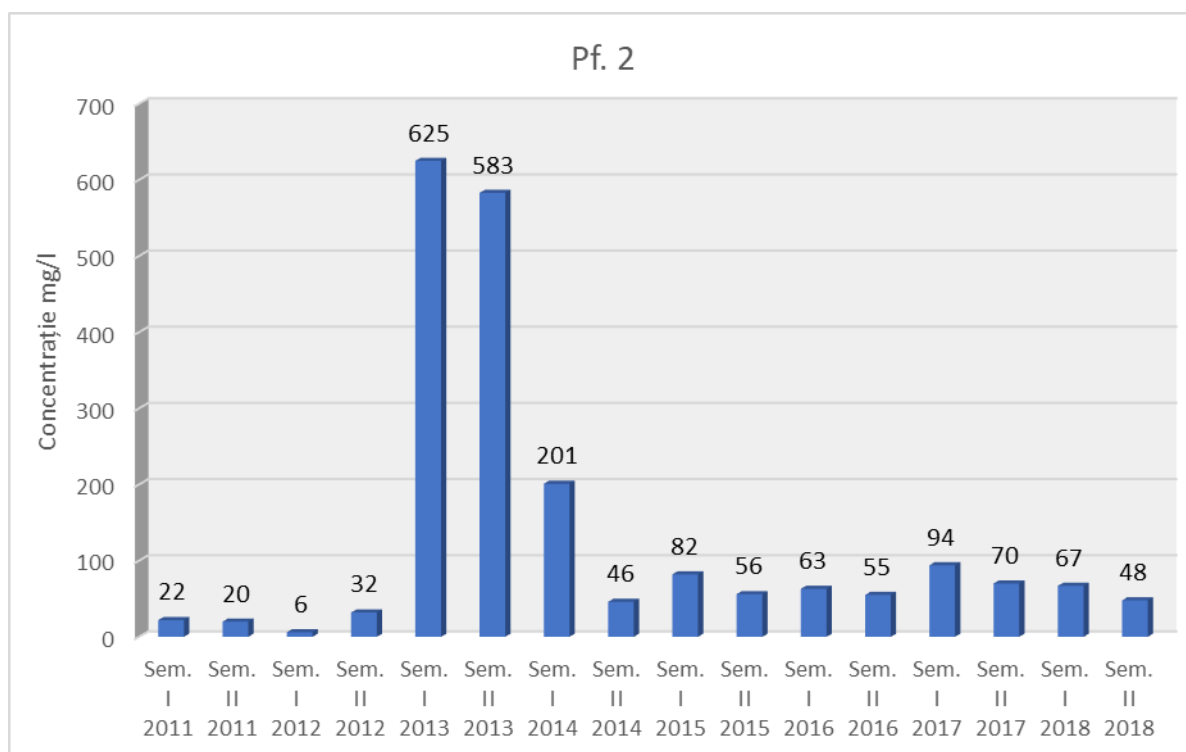


Fig. 6.22. Evoluția concentrație de azot amoniacal în apele subterane din zona de influență a batalului Tomești pentru forajul Pf2

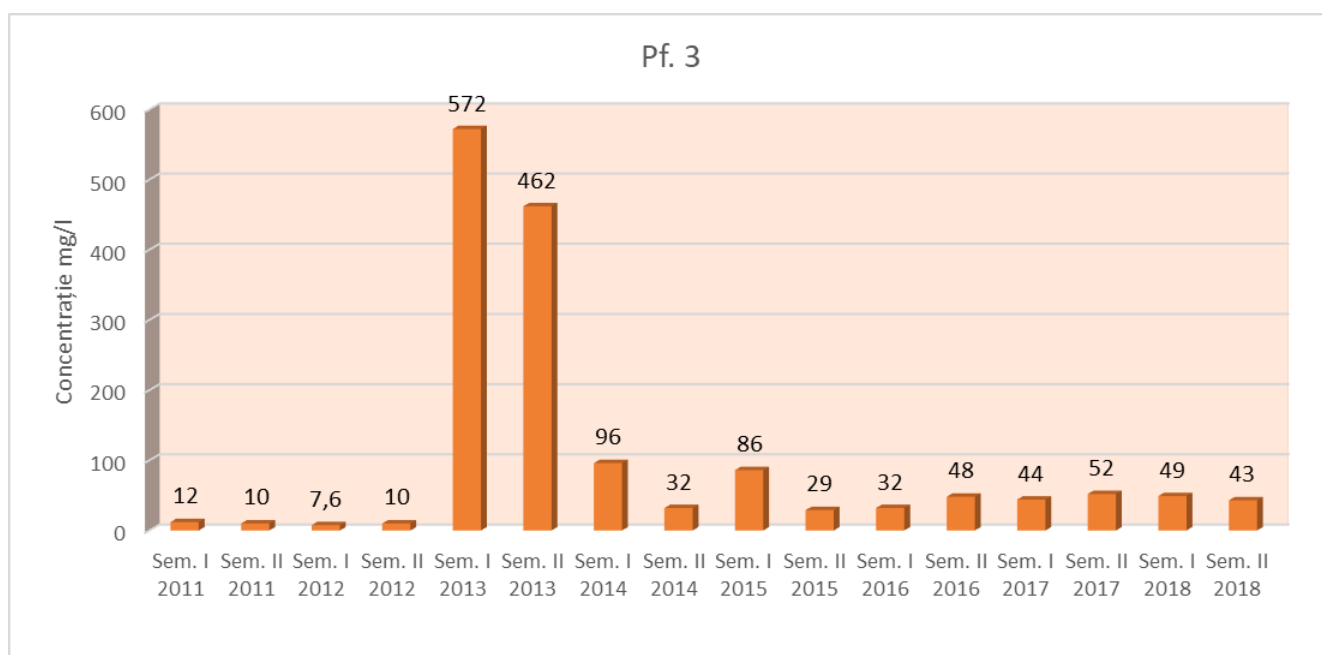


Fig. 6.23. Evoluția concentrație de azot amoniacal în apele subterane din zona de influență a batalului Tomești pentru forajul Pf3.

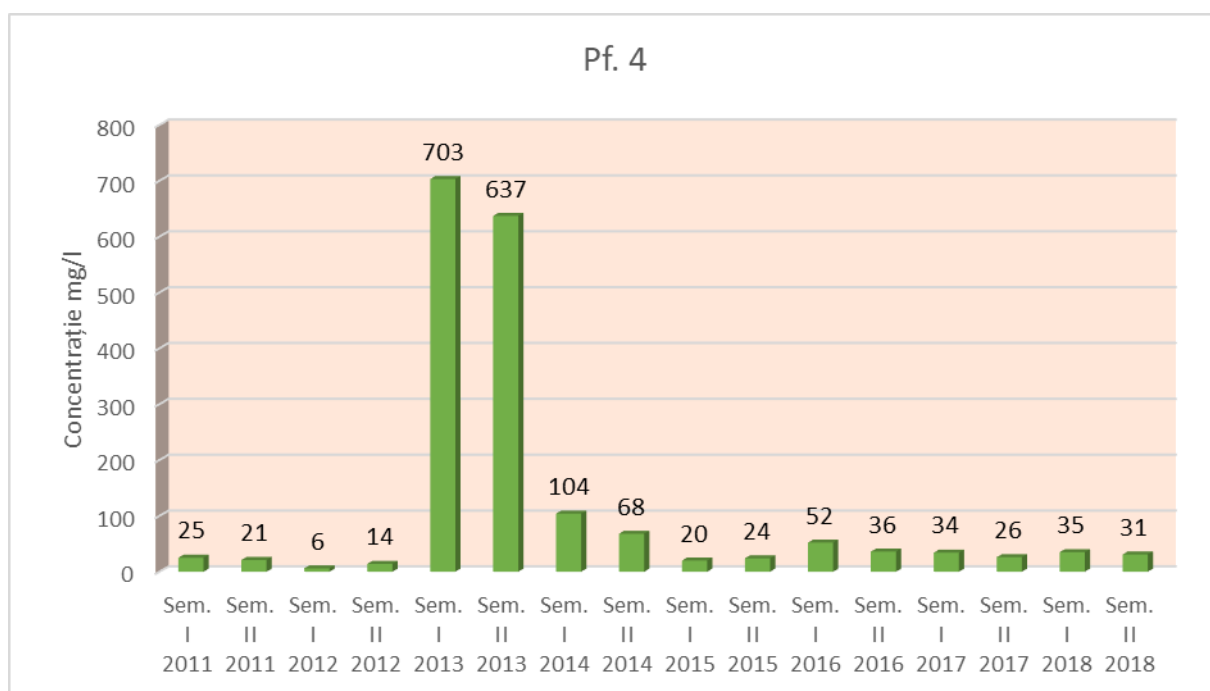


Fig. 6.24. Evoluția concentrație de azot amoniacal în apele subterane din zona de influență a batalului Tomești pentru forajul Pf4.

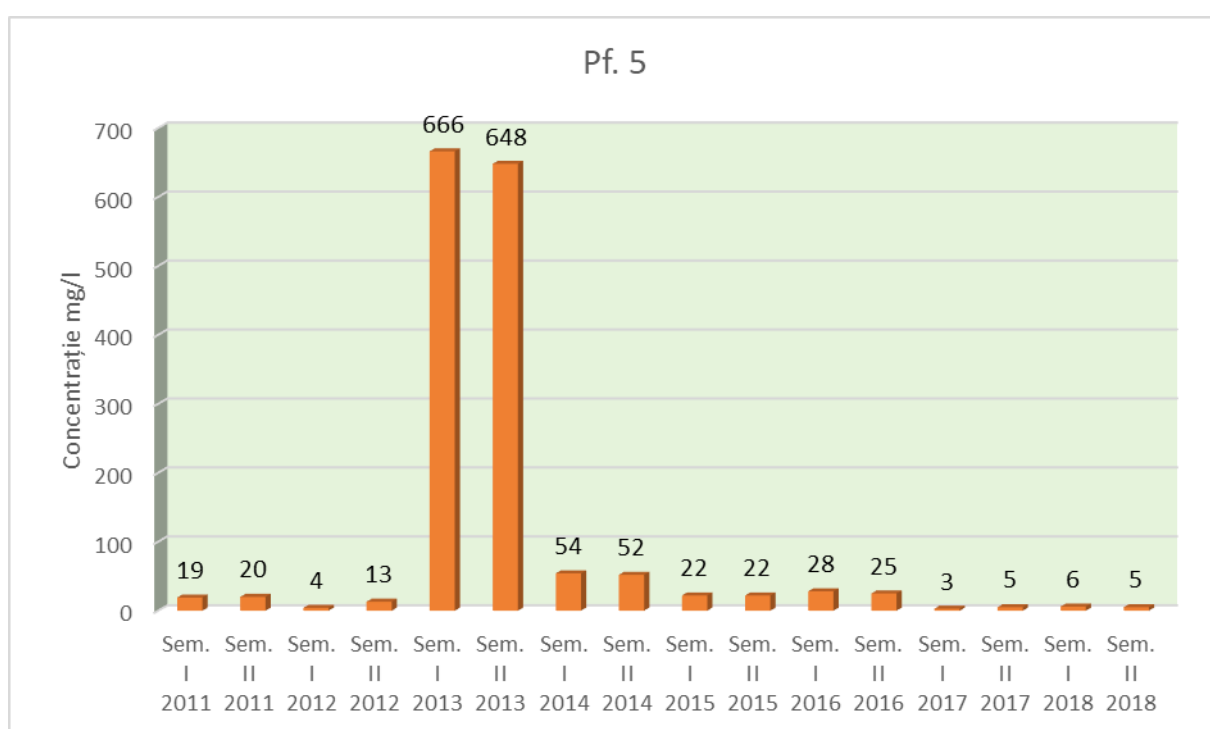


Fig. 6.25. Evoluția concentrație de azot amoniacal în apele subterane din zona de influență a batalului Tomești pentru forajul Pf5.

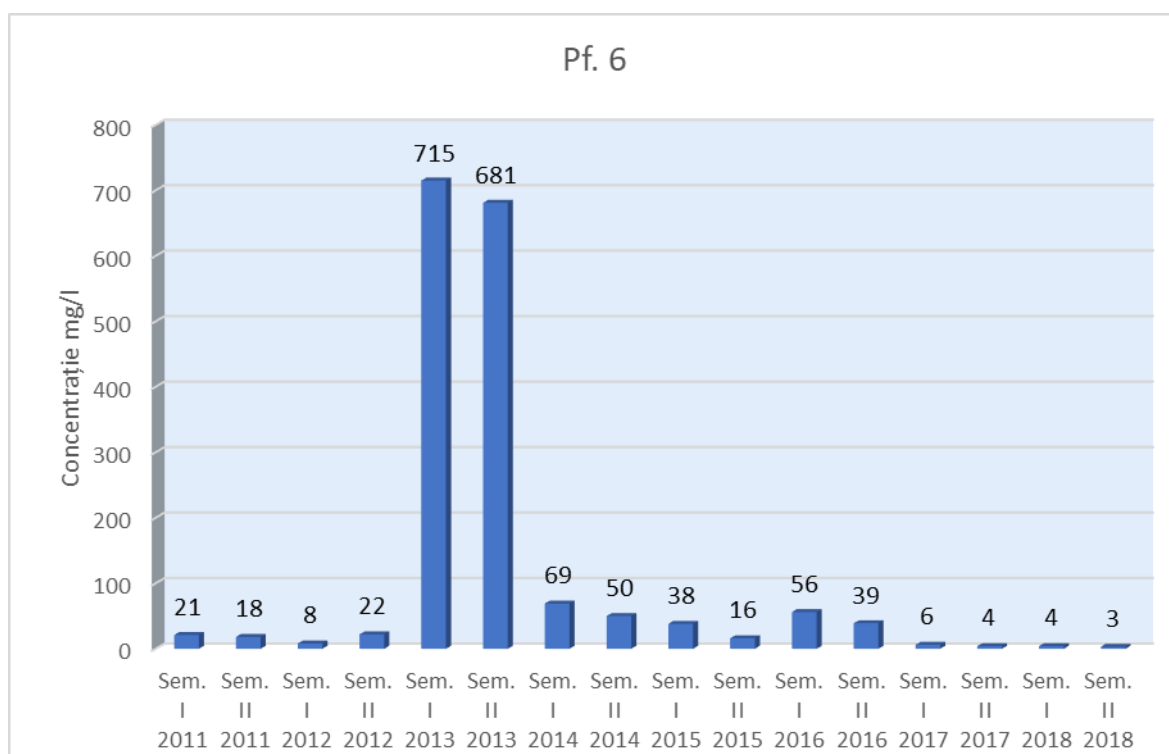


Fig. 6.26. Evoluția concentrație de azot amoniacal în apele subterane din zona de influență a batalului Tomești pentru forajul Pf6.

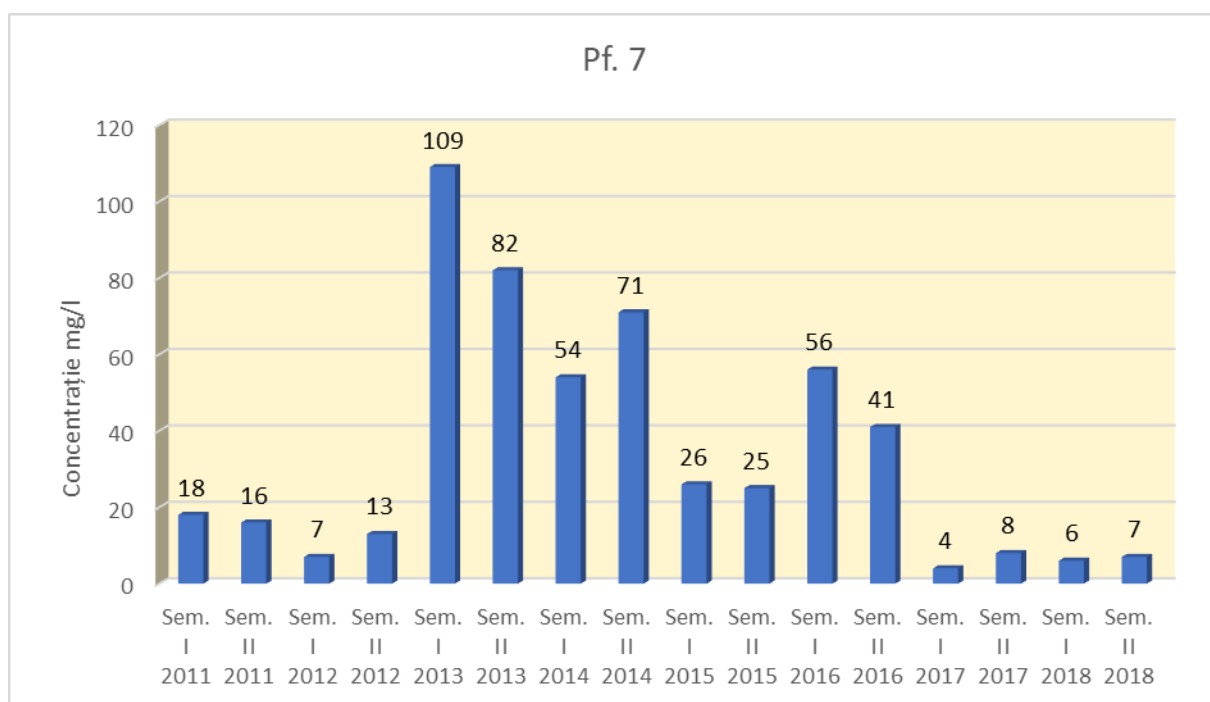


Fig. 6.27. Evoluția concentrație de azot amoniacal în apele subterane din zona de influență a batalului Tomești pentru forajul Pf7.

Un argument în plus pentru influența apelor levigate de la depozitul orășenesc și stagnarea acestora în canalele perimetrare ale batalului de nămol, îl reprezintă și creșterea semnificativă a conținutului de substanțe organice în apa freatică, prelevată din cele 7 foraje de monitorizare în anul 2013. Pentru anul 2014 se poate observa o evoluție a concentrației de substanțe organice asemănătoare celei pentru concentrația de azot amoniacal, în apele prelevate din forajele accesibile (în perioada de primăvară au fost prelevate doar două foraje iar în luna octombrie, ca urmare a reducerii cantităților de precipitații, au putut fi prelevate cinci dintre foraje, două dintre ele rămânând inundate de levigatul de la depozitul orășenesc).

6.2.5. Conținutul de substanțe organice al levigatului colectat de canalul perimetral

În tabelul de mai jos (tab. 6.5) se pot observa și rezultatele analizelor pentru levigatul care stagnează în canalul perimetral batalului, în zona de nord, nord-est unde continua lucrările de închidere a depozitului orășenesc. Concentrațiile foarte mari de substanțe organice înregistrate în aceste ape în anul 2014, confirmă proveniența lor din depozitul orășenesc și influența pe care o au asupra calității apelor freactice din zona batalului de nămol. În sem. I din anul 2015, concentrația de substanțe organice a înregistrat o valoare maximă de 86 mg/l, la nivelul forajului 3, situat pe latura nordică, inundată de levigatul de la depozitul orășenesc. Analizele efectuate în sem I din **anul 2018** evidențiază valori cuprinse între 3 și 48 mg/l CCO-Cr în apele prelevate din puțurile forate precum și concentrația mare de substanțe organice (1,180 mg/l) în levigatul de la depozitul SALUBRIS , recoltat din zona inundată a forajelor Pf1 și Pf2.

Tabelul 24. Rezultatele analizelor pentru levigatul care stagnează în canalul perimetral batalului

Foraj	Sem. 2011	Sem. II 2011	Sem. I 2012	Sem. II 2012	Sem. I 2013	Sem. II 2013	Sem. I 2014	Sem. II 2014	Sem. I 2015	Sem. II 2015	Sem. I 2016	Sem. II 2016	Sem. I 2017	Sem. II 2017	Sem. I 2018	Sem. II 2018
CCO-Mn (mg /l)					CCO-Cr (mg/l)											
Pf1	11	9	8	13	601	566	126	63	56	43	49	52	14	17	34	26
Pf2	22	20	6	32	625	583	201	46	82	56	63	55	94	70	67	48
Pf3	12	10	7,6	10	572	462	96	32	86	29	32	48	44	52	49	43
Pf4	25	21	6	14	703	637	104	68	20	24	52	36	34	26	35	31

Pf5	19	20	4	13	666	648	54	52	22	22	28	25	3	5	6	5
Pf6	21	18	8	22	715	681	69	50	38	16	56	39	6	4	4	3
Pf.7	18	16	7	13	109	82	54	71	26	25	56	41	4	8	6	7

6.2.6. Concluzii privind evoluția procesului de fitoremediere

Privitor la compoziția florei dezvoltate pe suprafața batalului de la Tomești în anul 2018, se remarcă:

- flora continuă să se modifice spre o *floră spontană*, naturală, asemănătoare celei existente anterior de schimbarea folosinței terenului;
- *dinamica procesului de renaturare a batalului este reliefată de ponderea plantelor graminee*, Lolium remotum fiind bine reprezentată → grad mare de stabilitate și maturitate asemănător unei pajiști naturale;
- însușirile agrofizice și agrochimice ale materialului de sol constituit din nămolul orășenesc facilitează *prezența și dezvoltarea de specii nitrofile, mezofite sau mezohigrofile* (turiță și urzică);
- *extinderea arealului ocupat de arbuști* (soc - Sambucus nigra, care se dezvoltă bine pe sol mai bine drenat.

În anul 2018, zonarea compoziției floristice dezvoltată pe suprafața specifică batalului continuă asemenea observațiilor făcute și în anii precedenți, fiind identificate suprafețe importante ocupate cu plante dominante, care, datorită însușirilor agrofizice și agrochimice ale materialului de sol constituit din nămol orășenesc, facilitează în continuare prezența și dezvoltarea unor specii nitrofile, mezofite sau mezohigrofile (turiță - Galium aparine – la sondajul S4 și forajul FD, urzică – Urtica dioica la sondajele S1, S2 și S4, dar și la forajul FD), fiind larg răspândite în arealele relativ drenate ale batalului, în timp ce Phragmites australis – specie higrofită, ocupă cu precădere arealele mărginașe ale batalului, unde apa freatică este la suprafață.

În plus, pentru anul 2018, se mai remarcă :

- comparativ cu anii precedenți Phragmites australis nu este la același nivel de dezvoltare ca talie și densitate, situația generală dată de aportul freatic redus în interiorul batalului ;

➤ s-a putut identifica în continuare o sporire a numărului de specii arboricole pe lângă cele de arbori de soc – *Sambucus nigra* – nu numai în jurul taluzurilor digurilor, ci și în areale unde cotele ceva mai înalte ale suprafeței batalului oferă un strat de material de sol mai bine drenat.

➤ se pot observa deosebiri marcante între conținuturile de elemente nutritive, mai mari la plantele crescute în incinta batalului și mult mai mici la plantele crescute în exteriorul batalului. Exemplul evident este *Poa pratensis*, crescut atât în interiorul batalului cât și-n exteriorul acestuia. Astfel, conținutul de azot (N) din tulpini și frunze al plantelor din incinta batalului este de 3 ori mai mare decât al acelor crescute în afara batalului. La fel, conținuturile de fosfor (P), potasiu (K), zinc (Zn), cupru (Cu), fier (Fe) sunt de 1,5; 2,7; 6,7; 2,0; 1,9 ori mai mari la plantele din interiorul batalului.

Succint, **concluziile** privind evoluția procesului de fitoreabilitare sunt:

✓ *intensificarea procesului de drenare și intrarea nămolului în proces de solidificare, fapt evidențiat de creșterea suprafețelor ocupate de specii nitrofile: *Urtica dioica*, *Lolium sp.*, *Galium aparine*, în detrimentul speciilor higrofile *Phragmites australis* și *Typha angustifolia*;*

✓ *sub aspectul compoziției floristice a suprafeței specifice din cadrul batalului de nămoluri orășenești Tomești, continuă dinamica modificării treptate către o floră spontană, naturală, asemeni celei anterioare schimbării folosinței terenului și creării batalului;*

✓ *însușirile chimice ale nămolului de epurare sunt precizate, ca și în anii anteriori, de: reacția neutră – slab alcalină, conținuturi foarte mari de carbon organic, azot total, azot nitric (N-NO₃), fosfor mobil (PAL) și potasiu mobil (KAL), care au permis dezvoltarea unei vegetații bogate, nitrofile;*

✓ *dintre metalele grele determinate (Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Co, Cr, Ni, Pb) Zn continuă să rămână la niveluri semnificative ca urmare a unui circuit local al acestuia în sistemul nămol-plantă-nămol (vegetația stufigolă, care a acumulat cantități mari de zinc, rămânând in situ);*

✓ *condițiile de secetă, din anul 2016, au dus la o păstrarea unui conținut mare de săruri solubile în orizonturile superioare atât la nivelul batalului cât și la nivelul solului aluvial din jurul acestora; creșterea conținutului de săruri solubile nu a influențat negativ vegetația.*

✓ *singurul factor perturbator în calea transformării cât mai intense a nămolului de epurare în sol este nivelul freatic, încă ridicat - plantarea unor puieți de arbori rapid crescători, cu putere mare de absorbție a apei din substrat, rămânând soluția recomandată pentru atingerea acestui deziderat.*

Pentru accelerarea procesului de solidificare și continuarea cu succes a procesului de fitoremediere ar fi necesară îndeplinirea tuturor etapelor prevăzute în proiectul de reabilitare:

- ✓ *decolmatare și asigurarea capacității de transport pentru canale perimetrare de transport a apelor drenate și de precipitații;*

- ✓ *implicarea autorităților responsabile de închiderea depozitului orășenesc cu respectarea măsurilor impuse de autoritățile de mediu și gospodărire a apelor (S.C. SALUBRIS S.A., Primăria municipiului Iași), pentru a diminua influența asupra batalelor a apelor levigate de la acest depozit;*

- ✓ *plantarea de arbori rapid crescători, iubitori de umiditate, precum specii de Salix (salcie), Populus (plop) sau Robinia (salcâm) pentru accelerarea fenomenului de solificare;*

- ✓ *recoltarea vegetației, în momentul în care terenul va permite accesul cu mijloace mecanice*

Capitolul 7. CONCLUZII, RECOMANDĂRI ȘI CONTRIBUȚII PERSONALE

➤ Concluzii

În cadrul tezei de doctorat, s-a urmărit realizarea unor cercetări privind impactul platformei de uscare a nămolului rezultat de la epurarea apelor uzate asupra mediului (apă și sol) și de asemenea fundamentarea științifică a unei metode de remediere a solurilor poluate cu aceste substanțe.

Principalele concluzii, deprinse pe baza studiilor teoretice și experimentale efectuate, sunt următoarele:

- Nămolul de la stația de epurare a apelor uzate Iași, depozitat în regim lagunar în apropierea comunei Tomești are un impact minor asupra mediului. El se materializează prin unele mirosuri pestilențiale, în anumite intervale de timp, poluând astfel aerul și prin poluarea solului de sub stratul de nămol prin: creșterea umidității, creșterea conținutului de N-NH₄, P, K, Zn. Cu excepția N-NH₄ care poluează apa freatică de sub depozitul de nămol dar fără a se extinde pe orizontală alt efect negativ asupra apei freatice nu s-a înregistrat;

- Batalul cu nămol de epurare de la Tomești, Iași, a ajuns într-un stadiu incipient de solificare ca urmare a fenomenului de desecare, fenomen care a avut loc cu o vegetație preponderent higrofilă la una mai puțin iubitoare de umiditate.

- Nămolul de epurare depus în batalul de la Tomești are o reacție slab acidă – neutră, având conținuturi foarte mari de forme totale (N, P, K, C, Ca, Mg) și mobile (N-NO₃, N-NH₄, P_{AL}, K_{AL}) de macroelemente. Aceste însușiri îi conferă o calitate deosebită, de foarte bun material fertilizant.

- Nămolul de epurare din batalul Tomești este puternic încărcat cu săruri solubile, din care cu 50% este format cu CaSO₄.

- Dintre metalele grele analizate (Co, Cr, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) numai Zn prezintă niveluri de conținut care întrec de 4 ori valoarea pragului de intervenție pentru o folosință mai puțin sensibilă a teritoriului.

- Dacă avem în vedere reacția neutră-slab alcalină a nămolului constatăm că mobilitatea Zn în soluția solului este mai redusă, cu toate acestea în vegetația batalului s-au determinat conținuturi de Zn peste limitele normale.

- Apa din foraje, colectată în anul 2019 nu este poluată cu metale grele.

- Apele din foraje nu sunt și nu vor fi potabile datorită drenării naturale, ele, se diluează accelerat.

- Valorile medii ale unei serii de parametri chimici analizați în apa din foraje între anii 2012-2018 (pH, NO₃, Cu, Cr, Zn), au conținuturi mai mici decât valorile concentrațiilor maxime admise, pe când (NH₄⁺, Cl⁻, P_t, SO₄²⁻, Fe, Ni) depășesc aceste limite de câteva ori.

- Apa prelevată din sondajele efectuate în nămolul de epurare și apa din canalele de desecare din jurul batalului au concentrații ridicate de săruri solubile, conținuturi mai mari de nitrați și de metale grele decât apa colectată din puțurile de verificare și decât apa din Bahlui, recoltată în amonte de batal. Dintre sărurile solubile predomină clorurile și sulfatii, iar în cadrul acestora – clorura de sodiu și sulfatul de calciu.

- Cu tot nivelul ridicat de Zn din nămolul de epurare și din vegetația crescută pe nămol, la plante nu s-au observat simptome macroscopice de toxicitate.

- Nămolul din batalul Tomești este foarte puternic salinizat, predominând sulfatii (94%), din grupa cărora se detașează sulfatul de calciu (55%), sulfatul de sodiu (20%) și sulfatul de magneziu (19%).

- Solul aluvial calcaros, puternic salinizat în adâncime, nu este influențat de prezența nămolului de epurare din batal.

- Aluviosolul calcaros, puternic salinizat în adâncime, are un nivel ridicat de salinizare începând de la adâncimea de 40-60 cm, de origine naturală, format din sulfatii, în rândul cărora predomină sulfatul de sodiu (42%).

- Azotul sub formă amoniacală și zincul sunt singurele elemente chimice cu rol poluant. Primul poluează solul de sub stratul de nămol și apa freatică existentă sub depozit. Nu se conturează o poluare pe orizontală, apa freatică din zonele limitrofe nu este poluată cu N-NH₄;

- Argilozitatea înaintată a solului din zonă, inclusiv a celui de sub depozitul de nămol contribuie la absorbția excesului de zinc din nămol și a unei părți de N-NH₄.

- Nămolul determină dezvoltarea, pe solul de pe diguri, a unei flore ruderales iubitoare de cantități mai mari de macroelemente. Aceste plante nu sunt influențate negativ de prezența nămolului.

- Comunitatea bacteriană și fungică din nămolul de epurare este formată din specii heterotrofe aerobe de la valori reduse la valori ridicate în acord cu mediul în care se dezvoltă, întâlnindu-se atât specii degradatorii de materie organică cât și specii apropiate mai mult de soluri. Aceasta demonstrează și din punct de vedere microbiologic stadiul actual de dezvoltare a nămolului.

- În prezent vegetația batalului cu nămol de epurare este controlată de nivelul apei, hidrostatic, cu cât acesta este mai aproape de suprafață cu atât predomină plante precum: *Phragmites australis*, *Urtica dioica*, *Polygonum hydropiper* și cu cât nivelul hidrostatic este mai

profund cu atât predomină plante precum: *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Alopecurus arundinaceus*.

-Plantele din prima grupă conțin cantități mai mari de macroelemente și chiar de metale grele (microelemente). În rădăcinile acelorași plante s-au determinat cantități foarte mari de metale grele (zinc – în medie $774 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, fier – valoare medie $2.122 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

➤ **Recomandări**

Pentru reabilitarea pe cale ecologică a nămolului de epurare din batal, propun soluția tehnologică de plantare a unor arbori rapid crescători din speciile *Populus*, *Salix* sau *Paulownia*. Aceștia vor rezolva și problema excesului de umiditate, care mai există la adâncimi mai mari de 60 cm sau mai mult, și în același timp va scădea conținutul de zinc din nămol, prin absorbția acestuia din nămol și îndepărtarea lui din sistem odată cu tăierea arborilor pentru a fi utilizați în alte scopuri.

Un alt mod de reciclare a nămolului de epurare ar fi utilizarea lui ca fertilizant pe solurile din Podișul Central Moldovenesc, care, de regulă, au conținuturi mai reduse de zinc și pe care apar frecvent cazuri de carență în Zn la porumb. Pentru atingerea acestui deziderat trebuie efectuate experimentări în vase de vegetație sau în câmp în vederea stabilirii în principal a dozelor de nămol ce trebuie administrate pe soluri.

Altă soluție în vederea închiderii depozitului se referă la păstrarea în situ a nămolului și la acoperirea acestuia cu materiale argiloase, nisipoase, cu strat de sol vegetal, după prealabila drenare, uscare și oxidare într-un procent cât mai ridicat a nămolului. Drenarea trebuie făcută pe fiecare compartiment în parte, apele de drenare trebuie readuse, dacă analizele chimice o impun, din nou în stația de epurare. După drenarea într-un procent de masă și uscarea în mare parte a nămolului, după posibilități, se pot efectua lucrări mecanice pentru oxidarea unei părți cât mai mari din nămol. În vederea obținerii unei compoziții granulometrice adecvate creșterii plantelor se poate aduce nisip sau pietriș și integrarea acestora în masa nămolului.

După obținerea unui material cu însușiri chimice și biologice apropiate de cele ale solurilor se poate aduce pământ vegetal și administra într-un strat de 10 - 20 cm. Acesta va fi însămânțat cu plante ierboase, graminee și leguminoase, care timp de 2 - 3 ani vor fi folosite ca îngrășăminte verzi. După acest interval de timp, se poate însămânța cu plante furajere, care să constituie sursa de nutreț pentru animale sau suprafața de 15 ha poate fi transformată în pășune.

➤ **Contribuții personale**

Prezenta lucrare aduce o serie de contribuții personale la dezvoltarea cunoașterii în domeniul ingineresc, prin:

- ❖ Realizarea unui studiu amplu bazat pe consultarea unui vast material bibliografic
- ❖ Identificarea unor noi direcții de cercetare și conceperea unei strategii de cercetare pentru completarea cunoștințelor științifice din domeniu
- ❖ Elaborarea planului de cercetare, în concordanță cu obiectivele tezei, cu stabilirea problematicii de cercetare, a metodologiei de cercetare, diseminării și valorificării rezultatelor cercetărilor.
- ❖ Realizarea unei analize detaliate, coerente și relevante a literaturii de specialitate, care a evidențiat efectele substanțelor periculoase din nămolul rezultat la epurarea apelor uzate asupra mediului.
- ❖ Alegerea zonelor de studiu și caracterizarea condițiilor naturale specifice.
- ❖ Analiza condițiilor naturale ale zonelor de studiu în vederea stabilirii punctelor de prelevare a probelor care au fost analizate în laborator.
- ❖ Deplasarea în teren și prelevarea probelor de sol și de apă.
- ❖ Analiza principalelor proprietăți fizice și chimice ale probelor prelevate și prelucra statistică a datelor.
- ❖ Cercetări experimentale privind: umiditatea, reacția, conținuturile de macroelemente și nivelul de salinizare a probelor prelevate.
- ❖ Determinarea conținutului în elemente și compuși chimici din sol și din apa freatică.
- ❖ Analiza metodelor de reabilitare a depozitului de nămol.
- ❖ Evaluarea efectului depozitării nămolului asupra componentelor mediului: influența depozitării nămolului asupra solului, influența nămolului asupra însușirilor chimice ale solului, efectul asupra compoziției microbiologice a solului și influența depozitării nămolului asupra apei freactice.
- ❖ Analiza evoluției conținutului de metale grele a zonei de studiu în condițiile fitoremedierii.
- ❖ Evaluarea riscului generat de prezența metalelor grele în sol asupra sănătății și a mediului.
- ❖ Rezultatele cercetărilor constituie un material cu valoare științifică și utilitate practică. Acesta poate fi folosit, atât ca sursă documentară pentru cercetările viitoare, cât și în interpretarea unor situații practice și stabilirea unor soluții corespunzătoare.
- ❖ O parte însemnată a rezultatelor cercetărilor efectuate pe parcursul elaborării tezei de doctorat au fost publicate sau sunt acceptate pentru publicarea în reviste de specialitate.

ACTIVITATEA ȘTIINȚIFICĂ ÎN CADRUL PROGRAMULUI DE DOCTORAT

❖ Lucrări științifice publicate

1) **Georgiana Cezarina Bartic (Lazăr)**, Florian Stătescu, Orest Trofin, *Influence of sludge storage at the wastewater treatment plant in Tomești, Iași over the groundwater*, Buletinul institutului politehnic din Iasi, vol, 65(69) nr,1-2, 2019,pg 19-27, **clasificată CNCSIS B+**.

2) **Georgiana Cezarina Bartic (Lazăr)**, Florian Stătescu, Daniel Toma, *Study of heavy metal dynamics in soil*, Environmental Engineering and Management Journal, february 2020,Vol.19, No 2, 359-367.

3) **Georgiana Cezarina Bartic (Lazăr)**, Florian Stătescu, Orest Trofin, Daniel Toma, Vasile Lucian Pavel, *The impact of sludge storage on the soil -case study: Tomești deposit (Iași county), Romania*, Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ) . Mar2021, Vol. 20 Issue 3, p479-485. 7p.

4) **Bartice (Lazăr) Georgiana Cezarina**, Stătescu Florian, *Pollution sources and soil pollutants in Iași County*, PESD, Volume 12: Issue 2, Pp. 174–179, DOI, **clasificată CNCSIS B+**.

5) **Bartice (Lazăr) Georgiana Cezarina**, Stătescu Florian, Macarof Paul, *Analysis and characterization of water from the sludge deposit in Tomești, Iași*, Buletinul institutului politehnic din Iași, Volumul 64 (68), Numărul 1, 2018 Secția CHIMIE și INGINERIE CHIMICĂ,pp 61-68, **clasificată CNCSIS B+**.

6) **Bartice (Lazăr) Georgiana Cezarina**, Stătescu Florian, *The effect of metal ions cd (ii), and cr (vi) on the rate of germination of seeds and the growth process of lepidium sativum species*, Buletinul Institutului Politehnic din Iași, Volumul 63 (67), Numărul 1-2, 2017,pp 47-53, **clasificată CNCSIS B+**.

7) **Bartice (Lazăr) Georgiana Cezarina**, Stătescu Florian, Macarof Paul, *Dispersion of pollutants in soil*, vol. 61(2)/2018, seria Agronomie, pp 253-256, PRINT ISSN: 1454-7414, ELECTRONIC ISSN: 2069-6727, CD - ROM 2285-8148, **clasificată CNCSIS B+**.

8) **Georgiana Cezarina Bartice (Lazăr)**, Florian Stătescu, Paul Macarof și Nicoleta Viorela Iurist (Dumitrașcu), *Analysis of the Forestry Area Evolution in Iași County*, International Symposium GEOMAT 2017, Bulletin Of The Polytechnic Institute Of Iași Volume 64 (68), Number 2 2018, pp 9-16, **clasificată CNCSIS B+**.

9) **Macarof Paul**, Stătescu Florian, Cristian-Iulian Birlica, Cezarina Georgiana Bartice (Lazăr), 2018, *The analyze of areas affected by drought using vci for areas where was notice vertical displacement: A case study of Iași County*, 18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2018, vol. 18, Issue: 4.3, pp.391-397, ISBN: 978-619-7406-70-6, ISSN 1314-2704, DOI: 10.5593/sgem2018V/4.3/S06.046.

10) **Macarof Paul**, Bartic (Lazăr) Cezarina Georgiana, Stătescu Florian, 2017, *Using NBUI to extract BUILT-UP area in IAȘI municipality area, Romania*, "Geomatics and new technologies of geospatial science", International Symposium GEOMAT 2017, „1 Decembrie 1918” University of Alba Iulia RevCAD 23/2017 pp.145-150, **clasificată CNCSIS B+**.

11) **Macarof Paul**, Bartic (Lazăr) Cezarina Georgiana, Groza Ștefan, Stătescu Florian, 2018, *Identification of drought extent using NVSWI and VHI in Iași county area, Romania*, Air and Water Components of the Environment Conferenc, Cluj University Press, vol.(2018), pp.:53-60 DOI: 10.24193/AWC2018_07, ISSN: 2067-743X (Print), **clasificată CNCSIS B+**.

12) **Macarof Paul**, Bartic (Lazăr) Cezarina Georgiana, Groza Ștefan, Stătescu Florian, 2018, *Analysis of LST-NDVI sparse/dense vegetation relationship: A case study of Iași County*, Scientific Papers. Series E. Land Reclamation, Earth Observation & Surveying, Environmental Engineering. Vol. VII, pp 168-173, ISSN 2285-6064, ISSN CD-ROM 2285-6072, ISSN-L 2285-6064, Online ISSN 2393-5138, **clasificată CNCSIS B+**.

13) **Macarof Paul**, Bartic (Lazăr) Cezarina Georgiana, Stătescu Florian, 2018, *Mapping Snow for Area Where was Detected Ground Displacement: A Case Study of Iași County*, PESD, Volume 12: Issue 2, Pp. 167–174, DOI: <https://doi.org/10.2478/pesd-2018-0038>, **clasificată CNCSIS B+**.

14) **Macarof Paul**, Stătescu Florian, Bartic (Lazăr) Cezarina Georgiana, Bîrlica Cristian Iulian, 2018, *Analyzing DEM characteristics for area affected by drought identified using VHI: A Case Study of Iași county*, Lucrări Științifice – vol. 61(2)/2018, seria Agronomie, pp 115-118, PRINT ISSN: 1454-7414, ELECTRONIC ISSN: 2069-6727, CD - ROM 2285-8148, **clasificată CNCSIS B+**.

15) **Nicoleta-Violeta Iurist (Dumitrascu)**, Bartic (Lazăr) Cezarina Georgiana, Stătescu Florian, 2017, *Analysis of land cover changes using sentinel-1 data. Case study-Galati county, Romania*, "Geomatics and new technologies of geospatial science", International Symposium GEOMAT 2017, „1 Decembrie 1918” University of Alba Iulia RevCAD 23/2017 pp.150-155, **clasificată CNCSIS B+**.

❖ **Alte activități desfășurate în timpul programului de doctorat:**

- Am absolvit cursul: Elaborarea, evaluarea și prezentarea materialelor științifice: strategii,etică și deontologie, din cadrul proiectului CNFIS-FDI-2017-0065. Perfecționarea continuă a personalului didactic din universitate-garanție a respectării deontologiei profesionale și a eticii academice -PERF-DEONTETIC, în perioada octombrie-decembrie 2017.

- Absolvirea cursului: Proprietatea intelectuală și etica cercetării științifice din cadrul proiectului CNFIS-FDI-2017-0065. Perfecționarea continuă a personalului didactic din universi-

tate - garanție a respectării deontologiei profesionale și a eticii academice -PERF-DEONTETIC, în perioada noiembrie-decembrie 2017.

- Am participat la Sesiunea cercurilor științifice studențești, 14 mai 2018 și 23 mai 2019.

BIBLIOGRAFIE

1. Abou Najm, M.R., Jabro, J.D., Iversen, W.M., Mohtar, R.H., Evans, R.G., 2010. New method for the characterization of three-dimensional preferential flow paths in the field. *Water Resour. Res.* 46, W02503, doi:10.1029/2009WR008594.
2. Adriano D. C., 2001, Trace elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability and Risk of Metals, second edition, Springer.
3. Agnello, A.C., Bagard, M., van Hullebusch, E.D., Esposito, G., Huguenot, D., 2015. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Sci. Total Environ.* 564, 693–703.
4. Ahemad, M., 2014. Remediation of metalliferous soils through the heavy metal resistant plant growth promoting bacteria: Paradigms and prospects. *Arab. J. Chem.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.11.020>.
5. Aissen, M.I., 1951. Estimation and computation of torsional rigidity. Ph.D. Thesis. Stanford Univ., Stanford, California.
6. Alakukku, L., 1996. Persistence of soil compaction due to high axle load traffic: I. Short-term effects on the properties of clay and organic soils. *Soil Till. Res.* 37, 211–222.
7. Alaoui, A., Germann, P., Jarvis, N., Acutis, M., 2003. Dual-porosity and kinematic wave approaches to assess the degree of preferential flow in an unsaturated soil. *Hydrol. Sci. J.* 48 (3), 455–472.
8. Alaoui, A., Goetz, B., 2008. Dye tracer and infiltration experiments to investigate macropore flow. *Geoderma* 144, 279–286.
9. Alaoui, A., Helbling, A., 2006. Evaluation of soil compaction using hydrodynamic water content variation: comparison between compacted and non-compacted soil. *Geoderma* 134, 97–108.
10. Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869–881.
11. Altinozlu, H., Karagoz, A., Polat, T., Unver, I., 2012. Nickel hyperaccumulation by natural plants in Turkish serpentine soils. *Turk. J. Bot.* 36, 269–280.
12. Amezketa, E., 1999. Soil aggregate stability: a review. *J. Sustain. Agric.* 14 (2), 83–151, doi:10.1300/J064v14n02_08.
13. Arocena, J.M., 2000. Cations in solution from forest soils subjected to forest floor removal and compaction treatments. *For. Ecol. Manage.* 133, 71–80.
14. Arvidsson, J., 1997. Soil compaction in agriculture—from soil stress to plant stress. Ph.D. Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 146 pp.
15. Arvidsson, J., Ha° kansson, I., 1994. Do effects of soil compaction persist after ploughing? Results from 21 long-term field experiments in Swede. *Soil Till. Res.* 39, 175–197.
16. Assouline, S., 2006a. Modeling the relationship between soil bulk density and the water retention curve. *Vadose Zone J.* 5, 554–563.

17. Assouline, S., 2006b. Modeling the relationship between soil bulk density and the hydraulic conductivity function. *Vadose Zone J.* 5, 697–705.
18. Assouline, S., Tavares-Filho, J., Tessier, D., 1997. Effect of compaction on soil physical and hydraulic properties: experimental results and modelling. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 390–398.
19. Bacov A., Amenajărilor hidrotehnice de hillslopes pentru controlul eroziunii solului, Editura Mirton, Timisoara, 1996
20. Bakker, D.M., Davis, R.J., 1995. Soil deformation observations in a Vertisol under field traffic. *Aust. J. Soil Res.* 33, 817–832.
21. Balbuena, R.H., Terminiello, A.M., Claverie, J.A., Casado, J.P., Marlats, R., 2000. Soil compaction by forestry harvester operation. Evolution of physical properties. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 4, 453–459 (in Spanish).
22. Ball, B.C., 1981. Pore characteristics of soils from two cultivation experiments as shown by gas diffusivities and permeabilities and air-filled porosities. *J. Soil Sci.* 32, 465–481.
23. Barbu N., Ungureanu Al., coord., 1987, *Geografia municipiului Iași*, Edit. Univ. “Al. I. Cuza” Iași, 312 p.
24. Baumhardt, R.L., Rasmussen, M.J.M., Whisler, F.D., Parlange, J.Y., 1990. Modeling infiltration into a sealing soil. *Water Resour. Res.* 26, 2497–2505.
25. Bazgan C-tin. Bazgan O., 2005, Județul Iași. Istorie și retrologie agrară. Pomicultură și creșterea animalelor, vol I, Edit. Terra Nostra, Iași, 410 p.
26. Berli, M., Carminati, A., Ghezzehei, T.A., Or, D., 2008. Evolution of unsaturated hydraulic conductivity of aggregated soils due to compressive forces. *Water Resour. Res.* 44, W00C09, doi:10.1029/2007WR006501.
27. Berli, M., Kulli, B., Attinger, W., Keller, M., Leuenberger, J., Fluhrer, H., Springman, S.M., Schulin, R., 2004. Compaction of agricultural and forest subsoils by tracked heavy construction machinery. *Soil Till. Res.* 75, 37–52.
28. Besson, A., Javaux, M., Bielters, C.L., Vanclooster, M., 2011. Impact of tillage on solute transport in a loamy soil from leaching experiments. *Soil Till. Res.* 112, 47–57.
29. Betz, C.L., Allmaras, R.R., Copeland, S.M., Randall, G.W., 1998. Least limiting water range: traffic and long-term tillage influences in a webster soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1384–1393.
30. Beven, K., Germann, P., 1981. Water flow in soil macropores II. A combined flow model. *J. Soil Sci.* 32, 15–29.
31. Beven, K., Germann, P., 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resour. Res.* 18, 1311–1325, doi:10.1029/WR018i005p01311.
32. Bittsánszky, A., Kfmives, T., Gullner, G., Gyulai, G., Kiss, J., Heszky, L., Radimsky, L., Rennenberg, H., 2005. Ability of transgenic poplars with elevated glutathione content to tolerate zinc(2+) stress. *Environ. Interact.* 31, 251–254.
33. Blanco-Canqui, H., Claassen, M.M., Stone, L.R., 2010. Controlled traffic impacts on physical and hydraulic properties in an intensively cropped no-till soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 2142–2150.

34. Blaylock, M.J., Huang, J.W., 2000. Phytoextraction of metals. *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*, pp. 53–70.
35. Blaylock, M.J., Salt, D.E., Dushenkov, S., Zakharova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y., Ensley, B.D., Raskin, I., 1997. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environ. Sci. Technol.* 31, 860–865.
36. Boivin, P., 1990. Caractérisation physique des sols sulfatés acides de la vallée de Katoure (basse Casamance, Sénégal): variabilité spatiale et relation avec les caractéristiques pédo-logiques (in French). Thèse Université Paris VI, Ed. ORSTOM Paris, Série Etudes et Thèses, pp. 226.
37. Boivin, P., Schauffer, B., Temgoua, E., Gratier, M., Steinman, G., 2006. Assessment of soil compaction using soil shrinkage modelling: experimental data and perspectives. *Soil Till. Res.* 88 (1–2), 65–79.
38. Boll, J., Steenhuis, T.S., Selker, J.S., 1992. Fiberglass wicks for sampling of water and solutes in the vadose zone. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56 (3), 701–707.
39. Boone, F.R., 1988. Weather and other environmental factors influencing crop responses to tillage and traffic. *Soil Till. Res.* 11, 283–324.
40. Boone, F.R., Veen, B.W., 1994. Mechanisms of crop responses to soil compaction. In: Soane, B.D., van Ouwerkerk, C. (Eds.), *Soil Compaction in Crop Production*. Elsevier, Amsterdam, pp. 237–264.
41. Borggaard, O.K., Gimsing, A.L., 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Manag. Sci.* 64 (4), 441–456.
42. Bouma, J., Jongerius, A., Boersma, O., Jager, A., Schoonderbeek, D., 1977. The function of different types of macropore during saturated flow through four swelling horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 945–950.
43. Braudeau, E., 1987. Mesure automatique de la retraction d'échantillons de sol non remaniés (in French). *Sci. Sol.* 25, 85–93.
44. Braudeau, E., 1988. Equation généralisée des courbes de retrait d'échantillons de sols structurés (in French). *C.R. Acad. Ser. II* 307, 1731–1734.
45. Braudeau, E., Bruand, A., 1993. Determination of the clay shrinkage curve using the shrinkage curve of the undisturbed soil sample—application to a soil sequence in ivory-coast. *C.R. Acad. Sci. Ser. II* 316, 685–692.
46. Braudeau, E., Costantini, J.M., Bellier, G., Colleuille, H., 1999. New device and method for soil shrinkage curve measurement and characterization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 525–535.
47. Braudeau, E., Frangi, J.P., Mohtar, R.H., 2004. Characterizing nonrigid aggregated soil–water medium using its shrinkage curve. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 359–370.
48. Braudeau, E., Sene, M., Mohtar, R.H., 2005. Hydrostructural characteristics of two African tropical soils. *Eur. J. Soil Sci.* 56, 375–388.
49. Brewer, R., 1964. *Fabric and Mineral Analysis of Soils*. J. Wiley and Sons, New York.
50. Bronick, C., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3–22, doi:10.1016/j.geoderma.2004.03.005.

51. Brooks, R.H., Corey, A.T., 1964. Hydraulic properties of porous media. Hydrology Paper 3. Colorado State University, Fort Collins.
52. Brown, H.J., Cruse, R.M., Erbach, D.C., Melvin, S.W., 1992. Tractive device effects on soil physical properties. *Soil Till. Res.* 22, 41–53.
53. Bruand, A., Cousin, I., 1995. Variation of textural porosity of a loamy-clay soil during compaction. *Eur. J. Soil Sci.* 46, 377–385.
54. Bruand, A., Cousin, I., Le, Lay, 1997. Formation of relict macropores in a clayloamy soil by wheel compaction. In: Shoba, S., Gerasimova, M., Miedema, R. (Eds.), *Soil Micromorphology: Studies on Soil (Diversity Diagnostics and Dynamics)*, Printing Service Centre Van Gils B.V., Wageningen, pp. 247–254.
55. Büttner G., Kosztra B., 2007, *CLC 2006 Technical Guidelines*, Universitat Antònoma de Barcelona Edifici C – Torre C5, 4^a planta, 08193 Bellaterra (Barcelona) Spain, European Environment Agency.
56. Camelia Popescu, Poluarea cu metale grele, ECOS 22-2010
57. Canarache, A., 1991. Factors and indices regarding excessive compactness of agricultural soils. *Soil Till. Res.* 19 (1), 145–164.
58. Capowiez, Y., Cadoux, S., Bouchand, P., Roger-Estrade, J., Richard, G., Boizard, H., 2009. Experimental evidence for the role of earthworms in compacted soil regeneration based on field observations and results from a semi-field experiment. *Soil Biol. Biochem.* 41, 711–717.
59. Carminati, A., 2007. Unsaturated water flow through soil aggregates. Ph.D. thesis, Swiss Fed. Inst. of Technol., Zürich, Switzerland, 114 p.
60. Carminati, A., Kaestner, A., Lehmann, P., Flüeler, H., 2008. Unsaturated water flow across soil aggregate contacts. *Adv. Water Resour.* 31, 1221–1232.
61. Carter, M.R., 1990. Relative measures of soil bulk density to characterize compaction in tillage studies on fine sandy loams. *Can. J. Soil Sci.* 70, 425–433.
62. Cavallaro N., McBride M.B., Zinc and Copper sorption and fixation by an acid soil clay, *Soil Science Society of America Journal*, 48, 1050-1054, 1984.
63. Căliman F.A., Gavrilescu M., Impacts of sorption, migration and bioavailability of contaminants on soil (bio)remediation, In: *Trends in Bioremediation and Phytoremediation*, Grazyna Plaza (Ed.), Research Signpost, Kerala, India, 81-111, 2010.
64. Căliman F.A., Gavrilescu M., Personal care compounds, pharmaceuticals and endocrine disrupting agents in the environment - A review, *Clean, Soil, Air, Water*, 37, 277-303, 2009.
65. Căliman F.A., Robu B.M., Smaranda C., Pavel V.L., Gavrilescu M. (Editor), *Poluanți persistenți în mediul înconjurător, III. Metale grele*, Editura Politehnică, Iași, 2009.
66. Căliman F.A., Robu B.M., Smaranda C., Pavel V.L., Gavrilescu M., Soil and groundwater
66. Căpșună S., Cucu Gh., Filipov F., 2005, *Profilul nr 1. Cetățuia*, Ghidul aplicației practice. Implementarea noului Sistem Român de Taxonomie a Solurilor în Podișul Moldovei. Studiu de Caz. Podișul Bârladului, publicațiile SNRSS, Edit. Terra Nostra, Iași.
67. CCME, Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life, Canadian Council of Ministers of Environment, Winnipeg, 1999.

68. Chai L., Huang., Yang Z., Peng B., Huang Y., Chen Y., Cr(VI) remediation by indigenous bacteria in soil contaminated by chromium-containing slag, *Journal of Hazardous Materials*, 167, 516-522, 2009.
69. Chaney R., Ryan J., Reeves P., Simmons R., A new paradigm for environmental cadmium risk assessment, Paper presented at the OECD Cadmium Workshop in Stockholm, Sweden, October 15-22, 1995.
70. Chen T., Liu X., Zhu M., Zhao K., Wu J., Xu J., Huang P., 2008, Identification of trace element sources and associated risk assessment in vegetable soils of the urban-rural transitional area of Hangzhou, China, *Environmental Pollution*, 151, www.elsevier.com/locate/envpol.
71. Chen, C., Thomas, D., Green, R., Wagenet, R., 1993. Two-domain estimation of hydraulic properties in macropore soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 680–686.
72. Chertkov, V.Y., 2000. Modeling the pore structure and shrinkage curve of soil clay matrix. *Geoderma* 95 (3–4), 215–246.
73. Chertkov, V.Y., 2003. Modelling the shrinkage curve of soil clay pastes. *Geoderma* 112, 71–95.
74. Chifu T. Murariu A. 1999 Bazele protecției mediului înconjurător, Ed. Universității Al.I. Cuza ,IAȘI ,1999
75. Choi J., Geochemical modeling of cadmium sorption to soil as a function of soil properties, *Chemosphere*, 63, 1824-1834, 2006.
76. cleanup: benefits and limits of emerging technologies, *Clean Technologies and Environmental Policy*, 13, 241-268, 2011.
77. Cole M.A., Lead Inhibition of Enzyme Synthesis in Soil, *Applied and Environmental Microbiology*, 33, 262-278, 1977.
78. Cole, C. J. and Carson, B. L. 1981. Cobalt in the Food Chain. In: I.C.Smith, and B.L.Carson (Eds.), *Trace Metals in the Environment*, Volume 6, Cobalt, Ann Arbor Science Publ.Inc., Ann Arbor, MI , 777-924.
79. Cole, C. J. and Carson, B. L. 1981. Cobalt in the Food Chain. In: I.C.Smith, and B.L.Carson (Eds.), *Trace Metals in the Environment*, Volume 6, Cobalt, Ann Arbor Science Publ.Inc., Ann Arbor, MI , 777-924.
80. Cook M.E., Morrow H., Anthropogenic Sources of Cadmium in Canada, National Workshop of Cadmium Transport Into Plants, Canadian Network of Toxicology Centres, Ottawa, Ontario, Canada, June 20-21, 1995.
81. Copes R., Clark N.A., Rideout K., Pataly J., Teschke K., Uptake of cadmium from Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) in British Columbia oyster growers, *Environmental Research*, 107, 160-169, 2008.
82. Coquet, Y., Coutadeur, C., Labata, C., Vachier, P., van Genuchten, M.Th, RogerEstrade, J., Simunek, J., 2005. Water and solute transport in a cultivated silt loam soil. 1. Field observations. *Vadose Zone J.* 4, 573–586.
83. Corey, A.T., 1994. Mechanics of Immiscible Fluids in Porous Media. Water Resour. Pub. Highlands Ranch, CO, USA.
84. Cornelis, W.M., Corluy, J., Medina, H., Di´az, J., Hartmann, R., Van Meirvenne, M., Ruiz, M.E., 2006. Measuring and modelling the soil shrinkage characteristic curve. *Geoderma* 137 (1–2), 179–191.

85. Cornelis, W.M., Ronsyn, J., van Meirvenne, M., Hartmann, R., 2001. Evaluation of pedotransfer functions for predicting the soil moisture retention curve. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 638–648.
86. Cotter-Howells, J., Caporn, S., 1996. Remediation of contaminated land by formation of heavy metal phosphates. *Appl. Geochem.* 335–342.
87. Courbot, M., Diez, L., Ruotolo, R., Chalot, M., Leroy, P., 2004. Cadmium-responsive thiols in the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus*. *Appl. Environ. Microbiol.* 70, 7413–7417.
88. CRC, Handbook of Chemistry and Physics, 77th Edition, CRC Press, Boca Raton, 1996.
89. Cui, K., De' fossez, P., Cui, Y.J., Richard, G., 2010. Soil compaction by wheeling: changes in soil suction caused by compression. *Eur. J. Soil Sci.* 61, 599–608, doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01245.x.
90. Cunningham, S.D., Ow, D.W., 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiol.* 110, 715–719.
91. da Silva, A.P., Kay, B.D., Perfect, E., 1994. Characterization of the least limiting water range of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 1775–1781.
92. da Silva, A.P., Kay, B.D., Perfect, E., 1997. Management versus inherent soil properties effects on bulk density and relative compaction. *Soil Till. Res.* 44, 81–93.
93. Danson M.J.; Eisenthal R, *Enzyme assays: a Practical Approach*, Oxford University Press,
94. Davidescu D., Davidescu Velicica., Lăcătușu R., 1988, Microelementele în agricultură, Ed. Academiei R.S.R., București
95. Davis J.A., Kent D.B., Surface Complexation Modeling in Aqueous Geochemistry, in Mineral- Water Interface Geochemistry, Hochella Jr., M.F., White, A.F., (Eds.), *Reviews in Mineralogy, Mineralogical Society of America*, 23, 177-260, 1990.
96. Davis J.C., 1973, *Statistics and Data Analysis in Geology*. Jhon Wiley & Sons, New York.
97. De Cockborne, A.M., Jauzein, M., Stengel, P., Guennelon, R., 1988. Variation du coefficient de diffusion de NO₃ dans les sols: influence de la teneur en eau et de la porosité'. *Agronomie* 8, 905–914 (in French).
98. De Knecht, J.A., Van Dillen, M., Koevoets, P.L.M., Schat, H., Verkleij, J.A.C., Ernst, W.H.O., 1994. Phytochelatins in cadmium-sensitive and cadmium-tolerant *Silene vulgaris*. *Plant Physiol.* 104, 255–261.
99. de Saint-Venant, B., 1879. Sur une formule donnant approximativement le moment de torsion. *C.R. Hebd. Seances Acad. Sci.* 88, 142–147 (in French).
100. Dean J.A., 1995, *Analytical Chemistry Handbook*. McGraw-Hil, Inc., New York.
101. Dean J.R., Bioavailability, bioaccessibility and mobility of environmental contaminants, John Wiley & Sons, New York, 2007.
102. Deesouza, M.P., Pilon-Smits, E.A.H., Terry, N., 2000. The physiology and biochemistry of selenium volatilization by plants. In: Raskin, I., Ensley, B.D. (Eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. Wiley, New York, pp. 171–190.

103. Dellisanti, 2016. In-field remediation of tons of heavy metal-rich waste by Joule heating vitrification. *Int. J. Miner. Process.* 93, 239–245.
104. Deram, A., Petit, D., Robinson, B., Brooks, R., Gregg, P., Halluwyn, C.V., 2000. Natural and induced heavy-metal accumulation by *Arrhenatherum elatius*: implications for phytoremediation. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31, 413–421.
105. Dexter, A.R., 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil Till. Res.* 11, 199–238.
106. Dexter, A.R., 2004a. Soil physical quality: Part II: Friability, tillage, tilth and hardsetting. *Geoderma* 120, 215–225.
107. Dexter, A.R., 2004b. Soil physical quality: Part III: Unsaturated hydraulic conductivity and general conclusions about S-theory. *Geoderma* 120, 227–239.
108. Dexter, A.R., Czyz, E.A., Richard, G., Reszkowska, A., 2008. A user-friendly water retention function that takes account of the textural and structural pores spaces in soil. *Geoderma* 143, 243–253.
109. Dexter, A.R., Richard, G., 2009. The saturated hydraulic conductivity of soils with nmodal pore size distributions. *Geoderma* 154, 76–85.
110. Doerner, J., Horn, R., 2006. Anisotropy of pore functions in structured Stagnic Luvisols in the Weichselian moraine region in N. Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 213–220.
111. Doerner, J., Horn, R., 2009. Direction-dependent behaviour of hydraulic and mechanical properties in structured soils under conventional and conservation tillage. *Soil Till. Res.* 102, 225–232.
112. Domżał, H., 1983. Compaction of the solid phase and its role in the water–air properties of soil. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 220, 138–154.
113. Domżał, H., Glinski, J., Lipiec, J., 1991. Soil compaction research in Poland. In: van Ouwerkerk, C. (Ed.), *Soil Compaction and Plant Productivity*. Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, pp. 99–109.
114. Doran, J.W., Smith, M.S., 1987. Organic matter management and utilisation of soil and fertilizer nutrients. In: Follett, R.F., Stewart, J.W.B., Cole, C.V. (Eds.), *Soil Fertility and Organic Matter as Critical Components of Production Systems*. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 53–72.
115. Dube A., Zbytniewsky R., Kowalkowski T., Cukrowska E., Buszewsky B., Adsorption and migration of heavy metals in soil, *Polish Journal of Environmental Studies*, 10, 1-10, 2001.
116. Dullien, F.A.L., 1979. *Porous Media Fluid Transport and Pore Structure*. Academic, New York, 396 pp.
117. Dumbeck, G., 1984. Einfluss aussergewöhnlicher Druckbelastung auf das Bodengefüge und die Durchwurzelung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 40, 61–62.
118. Duță M. Dreptul mediului ,Ed. Economica, 1996.
119. Eckersten, H., Jansson, P.E., Johnsson, H., 1998. *SOILN Model, Ver. 9, User's Manual*. Division of Hydrotechnics Communications 98. 6. Department of Soil Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, pp. 113.

120. Eggenberger U., Waber H.N., Cadmium in Seepage waters of Landfills: A Statistical and Geochemical Evaluation, Raport of November 20, for OECD Advisory Group on Risk Management, Paris, 1998.
121. Eggers, C.G., Berli, M., Accorsi, M.L., Or, D., 2006. Deformation and permeability of aggregated soft earth materials. J. Geophys. Res. 111, B10204, doi:10.1029/2005JB004123.
122. Eggers, C.G., Berli, M., Accorsi, M.L., Or, D., 2007. Permeability of deformable soft aggregated earth materials: from single pore to sample cross section. Water Resour. Res. 43, W08424, doi:10.1029/2005WR004649.
123. Elgersma F.S., Anderberg B.S., Stigliani W.M., Aqueous Emission Factors for the industrial discharges of cadmium in the Rhine River Basin in the period 1970-1988 In: Cadmium 92 - Edited Proceedings, Seventh International Cadmium Conference, New Orleans. Cadmium Association, London, 1992.
124. Elinder C.G., Cadmium: Uses, Occurrence and Intake, In: Cadmium and Health: A Toxicology and Epidemiological Appraisal, CRC Press, Boca Raton, 1985.
125. Elliott, E., 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 50, 627–633.
126. European Commission DG ENV. E3, 2002, *Heavy Metals in Waste*, Final Report.
127. European Environmental Agency (EEA), 2007. pdf/es_library/99_dk_european_environment_agency_08.pdf.
128. Evangelou, M.W.H., Ebel, M., Schaeffer, A., 2007. Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil. Effect, mechanism, toxicity, and fate of chelating agents. Chemosphere 68, 989–1003.
129. FAO, Evaluation of certain Food Additives and the contaminants Mercury, Lead and Cadmium. 16th Report of the Join FAO/WHO Expert Committee on Food Additives World Health Organization, Geneva, 1972.
130. Farahat, E., Linderholm, H.W., 2015. The effect of long-term wastewater irrigation on accumulation and transfer of heavy metals in Cupressus sempervirens leaves and adjacent soils. Sci. Total Environ. 512–513, 1–7.
131. Faucher K., Fichet D., Miramand P., Lagardere J.P., Impact of chronic cadmium exposure at environmental dose on escape behaviour in sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.; *Teleostei*,
132. Ferraro, A., van Hullebusch, E.D., Huguenot, D., Fabbicino, M., Esposito, G., 2015. Application of an electrochemical treatment for EDDS soil washing solution regeneration and reuse in a multi-step soil washing process: case of a Cu contaminated soil. J. Environ. Manag. 163, 62–69.
133. Ferrero, A., Lipiec, J., 2000. Determining the effect of trampling on soils in hillslopewoodlands. Int. Agrophys. 14, 9–16.
134. Ferrero, A., Lipiec, J., Turski, M., Nosalewicz, A., 2007. Stability and sorptivity of soil aggregates in grassed and cultivated sloping vineyards. Polish J. Soil Sci. XL (1), 1–8.
135. Fiedler H.J., Rösler H.J., 1988, Spurenelemente in der Umwelt, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart Filipov F., Căpșună S., Cucu Gh., 2005, *Profilul nr 2. Pădurea Poieni*,

Ghidul aplicației practice. Implementarea noului Sistem Român de Taxonomie a Solurilor în Podișul Moldovei. Studiu de Caz. Podișul Bârladului, publicațiile SNRSS, Edit. Terra Nostra, Iași.

136. Forstner U., Land contamination by metals: global scope and magnitude of problem, In: Metal Speciation and Contamination of Soil, Allen H.E., Huang C.P., Bailey G.W., Bowers A.R., (Eds.), Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, 1995.

137. Gallipoli, D., Wheeler, S.J., Karstunen, M., 2003. Modelling the variation of degree of saturation in a deformable unsaturated soil. *Geotechnique* 53, 105–112.

138. Gang L., Zhou, D.M., Wu D.Y., Alshawabkeh A.N., Coupling electrokinetics with permeable reactive barriers of zero-valent iron for treating a chromium contaminated soil,

139. Garbisu C., Alkarta I., Phytoextraction, a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment, *Bioresource Technology*, 77, 229-236, 2001.

140. Garbsen S., Hafner C., Hercher C., Kroneberg-Schafer K., Paske A., Whole effluent assessment of industrial wastewater for determination of BAT compliance. Part 2: metal surface treatment industry, *Environmental Science and Pollution Research*, 17, 1149-1157, 2010.

141. Gavrilescu M. Estimarea și managementul riscului ,Ed.Ecozone ,Iași ,2003

142. Gavrilescu M., Pavel L.V., Crestescu I., characterization and remediation of soils contaminated with uranium, *Journal of Hazardous Materials*, 163, 457-510, 2009.

143. Gebhardt, S., Fleige, H., Horn, R., 2009. Effect of compaction on pore functions of soils in a Saalean moraine landscape in North Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172, 688–695.

144. Geochemical Atlas of Europe. Part 1 – Background Information, Methodology and Maps

145. Gerke, H.H., 2006. Preferential flow descriptions for structured soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169 (3), 382–400.

146. Gerke, H.H., van Genuchten, M.Th., 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resour. Res.* 29, 305–319.

147. Germann, F.P., DiPietro, L., 1996. When is porous-media flow preferential? A hydromechanical perspective. *Geoderma* 74 (1–2), 1–21.

148. Ghavami, M., Keller, J., Dunn, I.S., 1974. Predicting soil density following irrigation. *Trans. ASAE* 17, 166–171.

149. Ghezzehei, T.A., Or, D., 2000. Dynamics of soil aggregate coalescence governed by capillary and rheological processes. *Water Resour. Res.* 36 (2), 367–379.

150. Gill R., 1997, *Modern Analytical Geochemistry. An Introduction to Quantitative Analysis Techniques for Earth, Environmental and Material Scientists.* Addison Wesley Longman Ltd., Essex, UK.

151. Gira' ldez, J.V., Sposito, G., Delgado, C., 1983. A general soil volume change equation: I. The 2-parameter model. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 419–422.

152. Goebel, M.-O., Bachmann, J., Woche, S.K., Fischer, W.R., Horton, R., 2004. Water potential and aggregate size effects on contact angle and surface energy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 383–393.

153. Gregory, A.S., Bird, N.R.A., Whalley, W.R., Matthews, G.P., Young, I.M., 2010. Deformation and shrinkage effects on the soil water release characteristic. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 1104–1112.
154. Groenevelt, P.H., Grant, C.D., 2001. Re-evaluation of the structural properties of some British swelling soils. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 469–477.
155. Groenevelt, P.H., Grant, C.D., 2002. Curvature of shrinkage lines in relation to the consistency and structure of a Norwegian clay soil. *Geoderma* 106, 235–245.
156. Groza O., Muntele I., 2002, Integrarea parcului tehnologic TehnopolIS în diferitele nivele de organizare spațială: transnațional, național, regional, județean și local, Moldova. Populația, forța de muncă și așezările umane în tranziție, Edit. Corson, Iași, p.208-237.
157. Gue'rif, J., Richard, G., Du'rr, C., Machet, J.M., Recous, S., Roger-Estrade, J., 2001. A review of tillage effects on crop residue management, seedbed conditions and seedling establishment. *Soil Till. Res.* 61, 13–32.
158. Gupta, S.C., Hadas, A., Schafer, R.I., 1989. Modelling soil mechanical behaviour during compaction. In: Larson, W.E., Blake, G.R., Allmaras, R.R., Voorhees, W.B., Gupta, S.C. (Eds.), *Mechanics and Related Processes in Structured Agricultural Soils*. NATON ASI Series E, Appl. Sci., 172. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 137–152.
159. Gysi, M., Ott, A., Flu'bler, H., 1999. Influence of single passes with high wheel load on a structured, unploughed sandy loam soil. *Soil Till. Res.* 52, 141–151.
160. Ha°kansson, I., 1990. A method for characterizing the state of compactness of the plough layer. *Soil Till. Res.* 16, 105–120.
161. Ha°kansson, I., 2005. Machinery-Induced Compaction of Arable Soils: Incidence–Consequences–Counter-measures. Reports from the Division of Soil Management, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences, No. 109.
162. Ha°kansson, I., Lipiec, J., 2000. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil Till. Res.* 53, 71–85.
163. Ha°kansson, I., Medvedev, V.W., 1995. Protection of soils from mechanical overloading by establishing limits for stresses caused by heavy vehicles. *Soil Till. Res.* 35, 85–97.
164. Ha°kansson, I., Reeder, R.C., 1994. Subsoil compaction by vehicles with high axial load—extend, persistence and crop response. *Soil Till. Res.* 29, 277–304.
165. Hadas, A., 1987. Long-term tillage practice effects on soil aggregation modes and strength. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 191–197.
166. Haines, W.B., 1923. The volume changes associated with variations of water content in soil. *J. Agric. Sci. Camb.* 13, 296–310.
167. Halvorson, J.J., Gatto, L.W., McCool, D.K., 2003. Overwinter changes to near-surface bulk density, penetration resistance and infiltration rates in compacted soil. *J. Terramech.* 40, 1–24.
168. Hartge, K.H., Bohne, H., 1983. Effect of pore geometry on compressibility of soil and development of rye seedlings. *Z.f. Kulturtechnik und Flurbereinigung* 24, 5–10.
169. Hasley, T.C., Levine, A.J., 1998. How sandcastles fall. *Phys. Rev. Lett.* 80, 3141–3144.

170. Hayashi, Y., Ken'ichirou, K., Mizuyama, T., 2006. Changes in pore size distribution and hydraulic properties of forest soil resulting from structural development. *J. Hydrol.* 331, 85–102.
171. He, Z. L., Yanga, X. E., Stoffellab P. J. 2005, *Trace elements in agro-ecosystems and impacts on the environment*, *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 19 (2005) 125–140, www.elsevier.de/jtemb
172. Heitman, J.L., Gaurb, A., Hortonc, R., Jaynesd, D.B., Kaspard, T.C., 2007. Field measurement of soil surface chemical transport properties for comparison of management zones. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 529–536.
173. Horckmans L., Swennen, R. Deckers, J., Maquil R., 2005, *Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg*, *Catena* 59 (2005) 279–304, www.elsevier.com/locate/catena.
174. Horn, R., 1981. Eine Methode zur Ermittlung der Druckbelastung von Böden anhand von Drucksetzungsversuchen. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung* 22 (1), 20–26.
175. Horn, R., 2004. Time dependence of soil mechanical properties and pore functions for arable soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1131–1137.
176. Horn, R., Smucker, A., 2005. Structure formation and its consequences for gas and water transport in unsaturated arable and forest soils. *Soil Till. Res.* 82, 5–14.
177. Horn, R., Taubner, H., Wuttke, M., Baumgartl, T., 1994. Soil physical properties related to soil structure. *Soil Till. Res.* 30, 187–216.
178. Horn, R., Way, T., Rostek, J., 2003. Effect of repeated tractor wheeling on stress/strain properties and consequences on physical properties in structured arable soils. *Soil Till. Res.* 73, 101–106.
179. I.Bartha, V.Javgureanu, N. Marcoie, *Hidraulică* vol.2,2004.
180. Imbroane, M., Moore, D., *Inițiere în GIS și teledetecție*, Editura Presa Universitară Clujeană, Cluj - Napoca, 1999
181. Institutul Național de Cercetare Dezvoltare pentru Pedologie, Agrochimie și Protecția Mediului (ICPA București)
182. Irwin R.J., Van Mouwerik M., Stevens L., Seese M.D., Basham W., 1997, *Environmental contaminants encyclopaedia*. Selenium entry. Nat. Park Serv., Suite 250, Fort Collins, Colorado.
183. Jarvis, N.J., 1994. The MACRO model Version 3.1—Technical description and sample simulations. Reports and Dissertations no. 19, Department of Soil Science, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden, 51 pp.
184. Jarvis, N.J., 2007. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 523–546.
185. Jarvis, N.J., 2008. Near-saturated hydraulic properties of macroporous soils. *Vadose Zone J.* 7, 1302–1310.
186. Je' gou, D., Brunotte, J., Rogasik, H., Capowiez, Y., Diestel, H., Schrader, S., Cluzeau, D., 2002. Impact of soil compaction on earthworm burrow systems using X-ray computed tomography: preliminary study. *Eur. J. Soil Biol.* 38, 329–336.

187. John J., Sedláček J., Šebesta F. (1984). *A Simple Method of Judging the Acceptability of Analytical Methods*. Anal. Chim. Acta, 157, 355-357.
188. Kabata Pendias A., Pendias H., 2001, Trace Elements in Soils and Plants, CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington D.C.
189. Kabata-Pendias, A., H. Pendias, 1989. Trace Elements in Soils and Plants. Mir, Moscow, 152–186 (In Russ.).
190. Keller, J., 1970. Sprinkler intensity and soil tilth. Trans. ASAE 13 (6), 118–125.
191. Keller, T., Trautner, A., Arvidsson, J., 2002. Stress distribution and soil displacement under a rubber-tracked and a wheeled tractor during ploughing, both on-land and within furrows. Soil Till Res. 68, 39–47.
192. Kim, H., Anderson, S.H., Motavalli, P.P., Gantzer, C.J., 2010. Compaction effects on soil macropore geometry and related parameters for an arable field. Geoderma 160, 244–251.
193. Kirby, J.M., 1991. Strength and deformation of agricultural soil: measurement and practical significance. Soil Use Manage. 7, 223–229.
194. Kirby, J.M., Blackwell, P.S., 1989. Design of soil slots to resist wheel track compaction. Soil Technol. 2, 147–161.
195. Klok A., 1980, Richtwerte'80 Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden, Mitt. VDULFA, H1-3, 9-11
196. Koekkoek, E.J.W., Bultink, H., 1999. Neural network models to predict soil water retention. Eur. J. Soil Sci. 50, 489–495.
197. Koliji, A., Laloui, L., Cuisinier, O., Vuilliet, L., 2006. Suction induced effects on the fabric of a structured soil. Transport Porous Media 64, 261–278.
198. Kosugi, K., 1999. General model for unsaturated hydraulic conductivity for soils with lognormal pore-size distribution. Soil Sci. Soc. Am. J. 63:270-277.
199. Krummbein, J., Wang, Z., Zhao, Y., Peth, S., Horn, R., 2006. Influence of various grazing intensities on soil stability, soil structure and water balance of grassland soils in Inner Mongolia, P.R. China. Adv. GeoEcol. 38, 93–101 (ISBN 3-92338152-2).
200. Kulli, B., Gysi, M., Flußler, H., 2003. Visualizing soil compaction based on flow pattern analysis. Soil Till. Res. 70, 29–40.
201. Kutválek, M., Nielsen, D.R., 1994. Soil Hydrology. Catena Verlag, Cremlingen-Destedt, Germany, 370 pp.
202. Lacatuşu R., Rizea N., Lazar R., Kovacovics B., Matei M.G., Matei S., Lungu M., Preda M., Claciu I., 2005, Level II Environmental Balance and Risk Assessment required for the clearance of sludge storage Tomejti, ICPA Bucharest Archive (In Romanian).
203. Lang, L., Managing natural Resources with GIS, ESRI, 1998
204. Langer P (2008) Persistent organochlorinated pollutants (PCB, DDE, HCB, dioxins, furans) and the thyroid-review 2008. Endocr Regul 42(2- 3):79-104
205. Langmaack, M., Rohrig, R., Schrader, S., 1999. Einfluss der Bodenbearbeitung und Bodenverdichtung auf terrestrische Oligocheten (Enchytraeidae und Lumbricidae) landwirtschaftlicher Nutzflächen Braunschw. Naturkd. Schr. 5, 105–123 (in German).

206. Larsbo, M., Jarvis, N., 2005. Simulating solute transport in a structured field soil: uncertainty in parameter identification and predictions. *J. Environ. Qual.* 34, 621–634.
207. Lăcătușu R., Stanciu-Burileanu M.M., Lazar D.R., Lungu M., Rizea N., Catrina V., 2012, Phytoremediation of a sludge deposit proceeded from a city wastewater treatment plant, *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 7, 1, 71-79.
208. Lăcătușu, Dobra and Viman, 2006; Nadisan, 2006; Jelea and Jelea, 2007; Oroian, 2010; Roba et al., 2016; Smical, Muntean and Torok, Soil-plant-man relationships in heavy metal polluted areas in Romania, 2016.
209. Lăcătușu R., 2008, Noi date privitoare la abundența generală a metalelor grele în soluri, Manuscris
210. Lăcătușu R., Andăr P, Răuță C., Rîșnoveanu I, Lungu Mihaela., Dumitru M., Ciobanu C., Kovacsovics Beatrice, Popa Daniela, 1997, Abundența cadmiului și plumbului în orizontul A al solurilor României, *Lucr. celei de-a XV-a Conf. Naț. Șt. Solului, București*, 26-30 august, Publ. SNRSS, 29B, 131-142.
211. Lăcătușu R., Andăr P, Răuță C., Rîșnoveanu I, Lungu Mihaela., Dumitru M., Ciobanu C., Kovacsovics Beatrice, Popa Daniela, 1997, Abundența cadmiului și plumbului în orizontul A al solurilor României, *Lucr. celei de-a XV-a Conf. Naț. Șt. Solului, București*, 26-30 august, Publ. SNRSS, 29B, 131-142.
212. Lăcătușu R., Ghelase Ileana, 1992, Asupra abundenței metalelor grele din sol, *Mediul înconjurător*, vol.III,4, 45-52
213. Lăcătușu R., Lungu Mihaela, Kovacsovics Beatrice, Breabăn Iuliana Gabriela, Rusu C., Rîșnoveanu I., 2005, Heavy metals in urban soils of Iassy municipium, *Proc. of the 2-nd Intern. Conf. „Disaster and Pollution”*, Iassy, 17-19 Nov. 2005, 175-182.
214. Lăcătușu R., Lungu Mihaela, Kovacsovics Beatrice, Breabăn Iuliana Gabriela, Rusu C., Rîșnoveanu I., 2005, Heavy metals in urban soils of Iassy municipium, *Proc. of the 2-nd Intern. Conf. „Disaster and Pollution”*, Iassy, 17-19 Nov. 2005, 175-182.
215. Lee, K.E., Foster, R.C., 1991. Soil fauna and soil structure. *Aust. J. Soil Res.* 29, 745– 775.
216. Lenhard, R.J., 1986. Changes in void distribution and volume during compaction of a forest soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 1001–1006.
217. Li, X., Zhang, L.M., 2009. Characterization of dual-structure pore-size distribution of soil. *Can. Geotech. J.* 46, 129–141.
218. Lighthill, M.J., Whitham, G.B., 1955. On kinematic waves I. Flood movement in long rivers. *Proc. R. Soc. London, Ser. A* 299, 281–316.
219. Lipiec, J., Arvidsson, J., Murer, E., 2003. Review of modelling crop growth, movement of water and chemicals in relation to topsoil and subsoil compaction. *Soil Till. Res.* 73, 15–29.
220. Lipiec, J., Hansson, I., 2000. Influences of degree of compactness and matric water tension on some important plant growth factors. *Soil Till. Res.* 53, 87–94.
221. Lipiec, J., Hatano, R., 2003. Quantification of compaction effects on soil physical properties and crop. *Geoderma* 116, 107–136.
222. Lipiec, J., Hatano, R., Słowińska-Jurkiewicz, A., 1998. The fractal dimension of pore distribution patterns in variously-compacted soil. *Soil Till. Res.* 47, 61–66.

223. Lipiec, J., Wo'jciga, A., Horn, R., 2009. Hydraulic properties of soil aggregates as influenced by compaction. *Soil Till. Res.* 103, 170–177.
224. Lis J., 1992, *Geochemical Atlas of Warsaw and environs*, Polish Geological Institute, Warsaw, 33 p.
225. Liu, C.W., Cheng, S.W., Yu, W.S., Chen, S.K., 2003. Water infiltration rate in cracked paddy soil. *Geoderma* 117, 169–181.
226. Luxmoore, R.J., 1981. Micro-, meso- and macroporosity of soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 671–672.
227. Lyon G.L., Brooks R.R., Peterson P.J., Butler G.W., 1970, *Some trace elements in soils and plants from serpentine soils*, *N.Z.J.Sci.*, 54, 287–293.
228. Lyon G.L., Brooks R.R., Peterson P.J., Butler G.W., 1970, *Some trace elements in soils and plants from serpentine soils*, *N.Z.J.Sci.*, 54, 287–293.
229. M., Gilucis A., Gregorauskiene V., Halamic J., Heitzmann P., Lima A., Jordan G., Klaver G., Klein P., Lis J., Locutura J., Marsina K., Mazreku A., O'Connor P.J., Olsson S.Á., Ottesen R.-T., Petersell V., Plant J.A., Reeder S., Salpeteur I., Sandström H., Siewers U., Steenfelt A., Tarvainen T. (2005)
230. M., Gilucis A., Gregorauskiene V., Halamic J., Heitzmann P., Lima A., Jordan G., Klaver G., Klein P., Lis J., Locutura J., Marsina K., Mazreku A., O'Connor P.J., Olsson S.Á., Ottesen R.-T., Petersell V., Plant J.A., Reeder S., Salpeteur I., Sandström H., Siewers U., Steenfelt A., Tarvainen T. (2005)
231. Macovei M. Metode și tehnici de cuantificare a impactului ecologic, Ed. Eco. Zone, Iași, 2005
232. Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Kumar, M., Hussain, A., Wang, Q., Li, R., Zhang, Z., 2016. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 126, 111–121.
233. Makino, T., Takano, H., Kamiya, T., Itou, T., Sekiya, N., Inahara, M., Sakurai, Y., 2008. Restoration of cadmium-contaminated paddy soils by washing with ferric chloride: Cd extraction mechanism and bench-scale verification. *Chemosphere* 70, 1035–1043.
234. Mallampati, S.R., Mitoma, Y., Okuda, T., Simion, C., Lee, B.K., 2015. Dynamic immobilization of simulated radionuclide ¹³³ Cs in soil by thermal treatment/vitrification with nanometallic Ca/CaO composites. *J. Environ. Radioact.* 139, 118–124.
235. Mapfumo, E., Chanaszyk, D.S., Naeth, M.A., Baron, V.S., 1998. Forage growth and yield components as influenced by subsurface compaction. *Agron. J.* 90, 805–812.
236. Matthews, G.P., Laudone, G.M., Gregory, A.S., Bird, N.R.A., Matthews, A.G., de, G., Whalley, W.R., 2010. Measurement and simulation of the effect of compaction on the pore structure and saturated hydraulic conductivity of grassland and arable soil. *Water Resour. Res.* 46, doi:10.1029/2009WR007720.
237. McFarren E.F., Lishka R.J., Parker J.H., 1970, *Criterion for judging acceptability of analytical methods*. *Anal. Chem.*, vol. 42, no. 3, 358.
238. McGarry, D., Malafant, K.W.J., 1987. The analysis of volume change in unconfined units of soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 290–297.
239. McGrath, S.P. and Loveland, P.J., 1992, The geochemical survey of topsoils in England and Wales. In: *Trace Substances in Environmental Health - XXV*. Ed. Barbara D.

Beck. *Proceedings of a conference, Columbia, Missouri, USA, 20-23 May 1991*, Gradient Corp., USA, pp. 39-51.

240. Miller C., Miller J.N., 1993, *Statistics for Analytical Chemistry*. Ellis Horwood, Chichester.

241. Mogensen, A., Andersen, S., Bjørnstad, B., Hansen, H.J., Karstensen, K.H., Sørli, J.E. og Vik, E.A. (1998): Transport og reaksjonsmekanismer. Delrapport 3 i SFT/GRUFs Miljörisikoprojekt. Aquateam - rapport nr. 98-023.

242. Monroy, R., Zdravkovic, L., Ridley, A., 2010. Evolution of microstructure in compacted London clay during wetting and loading. *Geotechnique* 60, 105–119.

243. Moronidae), *Environmental Pollution*, 151, 148-157, 2008.

244. Mosaddeghi, M.R., Koolen, A.J., Hajabbasi, M.A., Hemmat, A., Keller, T., 2007. Suitability of pre-compression stress as the real critical stress of unsaturated agricultural soils. *Biosys. Eng.* 98, 90–101.

245. Moțoc M, Mircea S. Evaluarea factorilor care determină riscul eroziunii hidrice în suprafață. BREN Publishing House, Bucharest 2002.

246. Mușler, L., Tille, P., Kretschmer, H., 1990. Trafficability and workability of alluvial clay soils in response to drainage status. *Soil Till. Res.* 16, 273–278.

247. Mualem, Y., Assouline, S., 1989. Modeling soil seal as a non-uniform layer. *Water Resour. Res.* 25, 2101–2108.

248. Mualem: Y_ 1976_ A new model predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12:513-522

249. Murariu A., Stratu A., Costică N., Costică M., Secu C, Rășcanu D., 2007, Researches concerning the impact pollution with heavy metals of soil and vegetation on the area of domestic waste deposit at Tomești-Iași, *An. Șt. Ale Univ. "Al. I. Cuza" Iași*, T LIII, s II a, Biologie vegetală.

250. Murariu A., Stratu A., Costică N., Costică M., Secu C., Rășcanu D., 2007, Researches concerning the impact pollution with heavy metals of soil and vegetation on the area of domestic waste deposit at Tomești-Iași, *An. Șt. Ale Univ. „Al. I. Cuza” Iași*, T LIII, s. II a, Biologie vegetală.

251. Murariu Al., Costică N., Costică M., Stratu A., Secu C., Lupașcu A., Moglan I., Rășcanu D., 2006, *Research on the impact of Tomesti-Iasi dumping site on the environment*, ASUCI, T LII, s II a, Biologie vegetală, p. 31-38.

252. Murariu Al., Costică N., Costică M., Stratu A., Secu C., Lupașcu A., Moglan I., Rășcanu D., 2006, *Research on the impact of Tomesti-Iasi dumping site on the environment*, ASUCI, T LII, s II a, Biologie vegetală, p. 31-38.

253. Murariu Al., Costică N., Costică M., Stratu A., Secu C., Lupașcu A., Moglan I., Rășcanu D., 2006, *Research on the impact of Tomesti-Iasi dumping site on the environment*, ASUCI, T. LII, s II a, Biologie vegetală, p. 31-38.

254. Networks. *Water Resour. Res.* 32:3033-3040

255. Nie, Z.N., Ward, G.N., Michael, A.T., 2001. Impact of pugging by dairy cows on pastures and indicators of pugging damage to pasture soil in south-western Victoria. *Aust. J. Agricul. Res.* 52 (1), 37–43.

256. Nimmo, J.R., 1997. Modeling structural influences on soil water retention. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 712–719.

257. Niu, L.Q., Jia, P., Li, S.P., Kuang, J.L., He, X.X., Zhou, W.H., Li, J.T., 2015. Slash-and-char, an ancient agricultural technique holds new promise for management of soils contaminated by Cd, Pb and Zn. *Environ. Pollut.* 205, 333–339.
258. Norra St., Lanka-Panditha M., Kramar U., Stüben D., 2006, *Mineralogical and geochemical patterns of urban surface soils, the example of Pforzheim, Germany*, *Applied Geochemistry*, 21 ,2064-2081, www.elsevier.com/locate/catena.
259. Oades, J., 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. In: Brussaard, L., Kooistra, M.J. (Eds.), *International Workshop on Methods of Research on Soil Structure/Biota Interrelationships*, *Geoderma* 56, pp. 377–400.
260. Obiora, S.C., Chukwu, A., Davies, T.C., 2016. Heavy metals and health risk assessment of arable soils and food crops around Pb e Zn mining localities in Enyigba, southeastern Nigeria. *J. African Earth Sci.* 116, 182–189.
261. Or, D., 1996. Wetting-induced soil structural changes: the theory of liquid phase sintering. *Water Resour. Res.* 32 (10), 3041–3049, doi:10.1029/96WR02279.
262. Or, D., Berli, M., Eggers, C.G., Accorsi, M.L., 2006. Linking soil micro-mechanics and hydraulic conductivity. In: Horn, R., et al. (Eds.), *Sustainability—Its Impact on Soil Management and Environment*. Catena, Reiskirchen, Germany, pp. 59–70.
263. Ovečka, M., Takáč, T., 2014. Managing heavy metal toxicity stress in plants: biological and biotechnological tools. *Biotechnol. Adv.* 32, 73–86
264. Pachepsky, Ya.A., Timlin, D., Varallyay, G., 1996. Artificial neural networks to estimate soil water retention from easily measurable data. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 727–733.
265. Pagliai, M., 1998. Soil porosity aspects. *Int. Agrophys.* 4, 215–232.
266. Pagliai, M., Marsili, A., Servadio, P., Vignzzi, N., Pellegrini, S., 2003. Changes in some physical properties of a clay soil in Central Italy following the passage of rubber tracked and wheeled tractors of medium power. *Soil Till. Res.* 73, 119–129.
267. Panayiotopoulos, K.P., Papadopoulou, C.P., Hatjiioannidou, A., 1994. Compaction and penetration resistance of an Alfisol and Entisol and their influence on root growth of maize seedlings. *Soil Till. Res.* 4, 323–337.
268. Pavel Vasile Lucian, Biali Gabriela, Stătescu Florian, Marcoie Nicolae, Gavrilesu Maria, Study on bioremediation of heavy metal-contaminated soils using the bacteria-plants synergy ,*Lucrări Științifice – vol. 57 (2) 2014, seria Agronomie*,pg.125-128.
269. Peng, X., Horn, R., 2008. Time-dependent, anisotropic pore structure and soil strength in a 10-year period after intensive tractor wheeling under conservation and conventional tillage. *J. Plant Nutrition Soil Sci.* 171, 936–944.
270. Peng, X., Horn, R., Smucker, A., 2007. Pore shrinkage dependency of inorganic and organic soils on wetting and drying cycles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 1095–1104.
271. Perret, J., Prasher, S.O., Kantzas, A., Langford, C., 1999a. Three-dimensional quantification of macropore networks in undisturbed soil cores. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1530–1543.

272. Perret, J., Prasher, S.O., Kantzas, A., Langford, C., 1999b. Three-dimensional quantification of macropore networks in unsaturated soil cores. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1530–1543.
273. Peth, S., Nellesen, J., Fischer, G., Horn, R., 2010. Non-invasive 3D analysis of local soil deformation under mechanical and hydraulic stresses by mCT and digital image correlation. *Soil Till. Res.* 111, 3–18.
274. Popescu, C., *Teledetecție și sisteme informatice geografice în agricultură*, Editura Eurobit, Timișoara, 2007
275. Rajkai, K., Kabos, S., van Genuchten, M.Th., Jansson, P.E., 1996. Estimation of water retention characteristics from bulk density and particle distribution of Swedish soils. *Soil Sci.* 161, 832–845.
276. Rajkai, K., Vegh, K.R., Varallyay, G., Farkas, C.S., 1997. Impacts of soil structure on crop growth. *Int. Agrophys.* 11, 97–109.
277. Razak M., *Sistemul informatic geografic pentru gestiunea localităților*, Teză de doctorat, București, 2001
278. Răuță C., Lăcătușu R., Cârstea S., 1992, Poluarea cu metale grele a solurilor din România, *Mediul încojurător*, vol III,4, 33-44.
279. Reszkowska, A., Kruemmelbein, J., Gan, L., Peth, S., Horn, R., 2011. Influence of grazing on soil water and gas fluxes of two inner Mongolian steppe ecosystems. *Soil Till. Res.* 111, 180–189.
280. Richard, G., Cousin, I., Sillon, J.F., Bruand, A., Gue'rif, J., 2001. Effect of compaction on the porosity of a silty soil: influence on unsaturated hydraulic properties. *Eur. J. Soil Sci.* 52, 49–58.
281. Richards, L.A., 1931. Capillary conduction of liquids in porous mediums. *Physics* 1, 318–333.
282. Roger-Estrade, J., Richard, G., Boizard, H., Boiffin, J., Caneill, J., Manichon, H., 2000. Modelling structural changes in tilled topsoil over time as a function of cropping systems. *Eur. J. Soil Sci.* 51, 455–474.
283. Rognerud, S., Hongve, D. og Fjeld, E. (1997): Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller. Kan atmosfæriske avsetninger påvirke metallkonsentrasjoner i flomsedimenter slik at de ikke reflekterer berggrunnens geokjemi? NIVA-Rapport Inr 3670-97.
284. Roman L., Bojiță M., Săndulescu R., 1998, *Validarea metodelor de analiză și control. Bazele teoretice și practice*. Ed. „Medicală”, București.
285. Rose, A.W., Hawkes, H.E. and Webb, J.S., 1979, *Geochemistry in Mineral Exploration* (2 Edition): Academic Press, New York, 657p.
286. Rudnick, R.L., and Gao, S., 2004. Composition of the continental crust. In Rudnick, R. (Ed.), *Treatise on Geochemistry* (Vol. 3): *The Crust*: Amsterdam (Elsevier), 1–64.
287. Šimunek, J., Jarvis, N.J., van Genuchten, M.Th., Gardenas, A., 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *J. Hydrol.* 272, 14–35.

288. Sabir, M., Waraich, E.A., Hakeem, K.R., Öztürk, M., Ahmad, H.R., Shahid, M., 2015. Phytoremediation, Soil Remediation and Plants. Elsevier Inc. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-799937-1.00004-8>.
289. Sacristán, D., Rossel, R.A.V., Recatalá, L., 2016. Proximal sensing of Cu in soil and lettuce using portable X-ray fluorescence spectrometry. *Geoderma* 265, 6–11.
290. Sadegh-Zadeh, F., Samsuri, A.W., Seh-Bardan, B.J., 2008. Movement of nitrogen, phosphorus and potassium fertilizers in undisturbed soil columns as affected by soil compaction. *Int. J. Soil Sci.* 3 (3), 157–163.
291. Saifullah, Meers, E., Qadir, M., de Caritat, P., Tack, F.M.G., Du Laing, G., Zia, M.H., 2009. EDTA-assisted Pb phytoextraction. *Chemosphere* 74, 1279–1291.
292. Salager, S., El Yousoufi, M.S., Saix, C., 2010. Effect of temperature on water retention phenomena in deformable soils: theoretical and experimental aspects. *Eur. J. Soil Sci.* 61, 97–107.
293. Salminen R. (Chief-editor), Batista M.J., Bidovec M., Demetriades A., De Vivo B., De Vos W., Duris
294. Salminen R. (Chief-editor), Batista M.J., Bidovec M., Demetriades A., De Vivo B., De Vos W., Duris
295. Sanders, P.F. and Talimcioglu, N.M. (1997): Soil-to-indoor air exposure models for volatile organic compounds: The effect of soil moisture. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.16, No.12, pp. 2597-2604.
296. Schaäffer, B., Stauber, M., Müller, R., Schulin, R., 2007. Changes in the macro-pore structure of restored soil caused by compaction beneath heavy agricultural machinery: a morphometric study. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 1062–1073.
297. Schaäffer, B., Stauber, M., Mueller, T.L., Müller, R., Schulin, R., 2008. Soil and macropores under uniaxial compression. I. Mechanical stability of repacked soil and deformation of different types of macro-pores. *Geoderma* 146, 183–191.
298. Schaap, M. G. And F.J. Leij, 1998_ Database Related Accuracy and Uncertainty of Pedotransfer Functions, *Soil Science* 163:765-779.
299. Schaap, M. G. and W. Bouten. 1996. Modeling water retention curves of sandy soils using neural
300. Schaap, M. G. Leij F. J. and van Genuchten M.Th. 1998. Neural network analysis for hierarchical prediction of soil water retention and saturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. J.* 62:847-855.
301. Schaap, M. G., F. J. Leij, 1999 Improved prediction of unsaturated hydraulic conductivity-with the Mualem-van Genuchten, Submitted to *Soil Sci. Soc. Am. J*
302. Schaap. M.G.: F.J. Leij and M.Th. van Genuchten 1999._A bootstrap-neural network approach to predict soil hydraulic parameters. In: van Genuchten, M. Th._ Leij, and L._Wu (eds), Proc._Int. Workshop, *Characterization and Measurements of the Hydraulic Properties of Unsaturated Porous Media*, pp 1237-1250: Universit-y of California, Riverside, CA.
303. Scherer, G.W., 1977. Sintering of low-density glasses. *J. Am. Ceram. Soc.* 60 (5–6), 236–246.
304. Scherer, G.W., 1984. Viscous sintering of a bimodal pore-size distribution. *J. Am. Ceram. Soc.* 67 (11), 709–715.

305. Sekera, F., 1951. *Gesunder und kranker Boden*, third ed. Paul Parey Publisher, Berlin (Healthy and sick soil, in German).
306. Separation Science and Technology, 44, 2188-2202, 2009.
307. Servadio, P., Marsili, A., Pagliai, M., Pellegrini, S., Vignozzi, N., 2001. Effects on some clay soil qualities following the passage of rubber-tracked and wheeled tractors in central Italy. *Soil Till. Sci.* 61, 143–155.
308. Siegel, F. R., 2002, *Environmental Geochemistry of Potentially Toxic Elements*, p. 218. SpringerVerlag, Berlin.
309. Sigala, L.H., 1968. Settlement of an unstable silt loam soil during irrigation. M.S. Thesis, Utah State Univ., Logan, 55 pp.
310. Simms, P.H., Yanful, E.K., 2001. Measurement and estimation of pore shrinkage and pore distribution in a clayey till during soil-water characteristic curve tests. *Can. Geotech. J.* 38, 741–754.
311. Sisavath, S., Jing, S.D., Zimmerman, R.W., 2000. Effect of stress on the hydraulic conductivity of rock pores. *Phys. Chem. Earth A* 25, 163–168.
312. Smith SR (2000) Are controls on organic contaminants necessary to protect the environment when sewage sludge is used in agriculture? *Prog. Environ. Sci.* 2:129-146
313. Soane, B.D., van Ouwerkerk, C. (Eds.), 1994. *Compaction in Crop Production*, Developments in Agricultural Engineering Series, 11. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands, pp. 662.
314. Sposito, G., Gira' ldez, J.V., 1976. Thermodynamic stability and law of corresponding states in swelling soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40, 352–358.
315. Stătescu F. , *Monitorizarea calității solului*, Ed. Gh Asachi Iasi, 2003.
316. Stătescu F. , Pavel V.L, *Știința Solului*. Editura Politehniun, Iasi, 2011.
317. Stătescu F. , Pavel V.L, *Procese de degradare a solului* 2017.
318. Stătescu F., *Evoluția solurilor ameliorate*, Editura Politehniun, Iasi, 2004.
319. Stevens JL, Northcott GL, Stem GA, Tomy GT, Jones KC (2003) PAHs, PCBs, PCNs, organochlorine pesticides, synthetic musks, and polychlorinated n-alkanes in U.K. sewage sludge: survey results and implications. *Environ Sci Technol* 37(3):462-467
320. Stirk, G.B., 1954. Some aspects of soil shrinkage and the effect of cracking upon air entry into the soil. *Aust. J. Soil Res.* 5, 279–290.
321. Taboada, M.A., Lavado, R.S., 1993. Influence of cattle trampling on soil porosity under alternate dry and ponded conditions. *Soil Use Manage.* 9, 139–143, doi:10.1111/j.1475-2743.1993.tb00943.x.
322. Tarantino, A., Tombolato, S., 2005. Coupling of hydraulic and mechanical behaviour in unsaturated compacted clay. *Geotechnique* 55, 307–317.
323. Tarawally, M.A., Medina, H., Frometa, M.E., Itza, C.A., 2004. Field compaction at different soil-water status: effects on pore size distribution and soil water characteristics of a Rhodic Ferrasol in Western Cuba. *Soil Till. Res.* 76, 95– 103.
324. Tariq, A., Durnford, D.S., 1993. Soil volumetric shrinkage measurements: a simple method. *Soil Sci.* 155, 325–330.
325. Tisdall, J., Oades, J., 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33, 141–163, doi:10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x.

326. Toti M., Rauta C., Dumitru M., Capitanu V., Gament E., Zelinschi C., 1993. Evoluția fenomenului de poluare cu metale grele și oxizi de sulf în zona Copsa Mica, Analele I.C.P.A., Vol. LII, p. 255 – 266.
327. Tu" rk, T., Mahr, A., Horn, R., 1991. Tensiometrische Untersuchungen an Aggregaten in homogenisiertem Lo" ss. Z. Pflanzeernaehr. Bodenkd. 154, 361–368.
328. Tuller, M., Or, D., 2001. Hydraulic conductivity of variably saturated porous media: film and corner flow in angular pore space. Water Resour. Res. 37 (5), 1257– 1276, doi:10.1029/2000WR900328.
329. Țurcănașu G., 2002, *The Romania urban system in the IVth decade. Hierarchy and functional specialization*, Moldova. Populația, forța de muncă și așezările umane în tranziție, Edit. Corson, Iași, p.35-41.
330. Udawatta, R.P., Anderson, S.H., 2008. CT-measured pore characteristics of surface and subsurface soils influenced by agroforestry and grass buffers. Geoderma 145, 381–389.
331. Udawatta, R.P., Anderson, S.H., Gantzer, C.J., Garrett, H.E., 2008. Influence of Prairie restoration on CT-measured soil pore characteristics. J. Environ. Qual. 37, 219– 228.
332. Valentín-Vargas, A., Root, R.A., Neilson, J.W., Chorover, J., Maier, R.M., 2014. Environmental factors influencing the structural dynamics of soil microbial communities during assisted phytostabilization of acid-generating mine tailings: a mesocosm experiment. Sci. Total Environ. 500, 314–324.
333. Vallino, M., Greppi, D., Novero, M., Bonfante, P., Lupotto, E., 2009. Rice root colonisation by mycorrhizal and endophytic fungi in aerobic soil. Ann. Appl. Biol. 154, 195– 204.
334. van Dijck, S.J.E., van Asch, Th.W.J., 2002. Compaction of loamy soils due to tractor traffic in vineyards and orchards and its effect on infiltration in southern France. Soil Till. Res. 63, 141–153.
335. van Genuchten, M.Th., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 892–898.
336. van Genuchten, M.Th._ 1980._ A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, Soil Sci. Am. J. 44:892-898. .
337. Velde, B., Moreau, E., Terribile, F., 1996. Pore networks in an Italian vertisol: quantitative characterization by two dimensional image analysis. Geoderma 72, 271–285, doi:10.1016/0016-7061(96)00033-X.
338. Vogeler, I., Horn, R., Wetzels, H., Kruemmelbein, J., 2006. Tillage effects on soil strength and solute transport. Soil Till. Res. 88, 193–204.
339. Vzzotto, V.R., Marchezan, E., Segabinazzi, T., 2000. Effects of cattle trampling on lowland soil physical properties. Ciencia Rural. 30, 965–969.
340. Walczak, R., 1977. Model investigations of water binding energy in soils of different compaction. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 197, 11–43.
341. Walczak, R.T., Witkowska-Walczak, B., Baranowski, P., 1997. Soil structure parameters in models of crop growth and yield prediction. Phys. models. Int. Agrophys. 11, 111–127.

342. Ward, R.C., Robinson, M., 1990. Principles of Hydrology. McGraw-Hill, London, 365 pp.
343. Warner, G.S., Stake, J.D., Guillard, K., Neafsey, J., 1997. Evaluation of EPIC for a shallow New England soil. II. Soil nitrate. Trans. ASAE 40, 585–593.
344. Weisskopf, P., Reiser, R., Rek, J., Oberholzer, H.R., 2010. Effect of different compaction impacts and varying subsequent management practices on soil structure, air regime and microbiological parameters. Soil Till. Res. 111, 65–74.
345. Whalley, W.R., Watts, C.W., Gregory, A.S., Mooney, S.J., Clark, L.J., Whitmore, A.P., 2008. The effect of soil strength on the yield of wheat. Plant Soil 306, 237–247.
346. Wołosz, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A., Le Bas, C., 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. Geoderma 90, 169–185.
347. Wołosz, A., Bolte, K., Horn, R., Stepieniewski, W., Bajuk, E., 2009. Surface shear resistance of soils on the micro- to mesoscale. Int. Agrophys. 23, 391–398.
348. Wu, L., Allmaras, R.R., Gimenez, D., Huggins, D.M., 1997. Shrinkage and water retention characteristic in a fine-textured Mollisol compacted under different axle loads. Soil Till. Res. 44, 179–194.
349. Zaharia Carmen, Epurarea chimică a apelor uzate, Ed. Performatica, Iași, 2006.
350. Zaharia Carmen, Protecția juridică a mediului, Ed. ECOZONE, Iași, 2005.
351. Zhang, S., Grip, H., Lovdahl, L., 2006. Effect of soil compaction on hydraulic properties of two loess soils in China. Soil Till. Res. 90, 117–125.
352. Zhao, Y., Peth, S., Horn, R., Kruemmelbein, J., Ketzer, B., Gao, Y., Doerner, J., Bernhofer, C., Peng, X., 2010. Modeling grazing effects on coupled water and heat fluxes in Inner Mongolia grassland. Soil Till. Res. 109, 75–86.

Anexa 1

Analize fizico-chimice pentru științele solului, agrochimie și protecția mediului

Buletin de încercări

1.Rezultate analitice

Nr.crt.	Cod probă	Identificare	Adâncime	Umiditate	Încercări efectuate							
					pH	Humus	Corganic	Nt	C/N	N-NO ₃ *	PAL**	KAL
			cm	%	Unit.pH	%	%	%		mg/kg	mg/kg	mg/kg
1	2214		0-20	32	7,82	6,63	3,85	0,389	11,5	16	56	109
2	2215		20-40	18	8,42	2,61	1,51	0,166	10,6	12	27	286
3	2216		40-60	52	8,73	1,78	1,03	0,136	8,8	17	9	199
4	2217	FM	60-80	78	8,37	2,25	1,31	0,149	10,2	35	42	230
5	2218		80-100	6	8,25	2,61	1,51	0,185	9,5	8	31	246
6	2219		100-120	11	8,15	2,37	1,37	0,156	10,3	6	14	256
7	2220		120-140	21	8,33	2,13	1,24	0,146	9,9	10	15	206
8	2221		0-20	34	6,7	23,92	13,88	1,46	11,1	181	1422	887
9	2222		20-40	19	6,81	16,34	9,48	0,996	11,1	226	1093	403
10	2223		40-60	75	7,57	9	5,22	0,556	10,9	792	653	382
11	2224	FD	60-80	47	7,59	7,58	4,4	0,489	10,5	779	470	306
12	2225		80-100	45	7,74	27,71	16,07	0,146	18,7	744	128	354
13	2226		100-120	34	7,75	3,32	1,92	0,133	16,9	652	114	304
14	2227		120-140	41	7,37	3,55	2,06	0,116	20,6	732	99	242
15	2228		0-20	73	7,2	26,29	15,25	0,743	24	51	1299	656

16	2229	S1	20-40	52	7,14	22,74	13,19	0,636	24,2	19	1122	595
17	2230		40-60	84	7,36	20,37	11,82	0,607	22,7	186	1777	535
18	2231		60-80	76	6,99	9,71	5,63	0,583	11,3	632	1030	433
19	2232		0-20	39	6,88	18,95	10,99	0,8	16	340	1143	555
20	2233	S2	20-40	53	7,48	31,03	18	0,544	38,6	593	917	477
21	2234		40-60	67	7,61	12,08	7,01	0,367	22,3	560	580	515
22	2235		80-100	34	7,63	4,26	2,47	0,148	19,5	423	177	394
23	2236		0-20	36	7,35	2,96	1,72	0,665	3	35	1597	356
24	2237	S3	20-40	70	7,39	3,32	1,92	0,652	3,4	51	1436	1982
25	2238		40-60	85	7,95	3,73	2,16	0,229	11	118	333	1641
26	2239		60-80	68	8	0,77	0,45	0,172	3	120	205	1168
27	2240		0-20	82	6,55	26,29	15,25	0,613	29	354	775	917
28	2241	S4	20-40	50	6,89	21,32	12,36	0,544	26,5	141	1023	1038
29	2242		40-60	50	7,5	13,26	7,69	0,356	25,2	238	733	997
30	2243		0-20	49	6,86	2,01	1,17	0,879	1,6	288	1390	1058
31	2244	S5	20-40	77	7,12	2,25	1,31	0,464	3,3	421	1256	987
32	2245		40-60	49	7,31	2,61	1,51	0,425	4,2	358	1018	1208
33	2246		0-20	72	8,04	2,07	1,2	0,235	6	108	61	636
34	2247	SE1	20-40	83	8,5	1,89	1,1	0,111	11,5	202	15	453
35	2248		40-60	52	8,49	2,43	1,41	0,098	16,7	29	17	314
36	2249		0-20	32	8,12	8,05	4,67	0,254	21,4	18	64	1208
37	2250	SE2	20-40	27	8,5	4,26	2,47	0,15	19,3	16	13	1108
38	2251		40-60	94	8,12	2,84	1,65	0,119	16,2	346	24	806
39	2252		0-20	78	7,75	7,58	4,4	0,247	20,8	79	66	696
40	2253	SE3	20-40	89	7,83	5,33	3,09	0,196	18,4	148	38	535
41	2254		40-60	51	8,07	3,08	1,79	0,13	16	39	22	461
42	2255		0-20	30	7,79	9,71	5,63	0,275	23,9	18	395	606
43	2256	SE4	20-40	82	7,87	6,63	3,85	0,205	21,9	164	30	545
44	2257		40-60	78	8,03	5,68	3,3	0,133	29	123	34	479
45	2258		0-20	46	7,62	16,11	9,34	0,467	23,3	61	428	656
46	2259	SE5	20-40	17	8,02	5,92	3,43	0,211	19	60	66	475
47	2260		40-60	42	8,17	6,16	3,57	0,198	21	71	87	324

*valori recalculate pentru materialul uscat la 105°C

**valori recalculate în funcție de PH-ul solului

Rezultate exprimate în mg și me la 100 g sol

Nr. crt.	Cod probă	Identificare	Adânc. cm	Încercări efectuate															
				HCO ₃ ⁻		SO ₄ ²⁻		Cl ⁻		Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Rez. cond.	Rez. min.
				mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me
1	2214	FM	0-20	29	0,48	27	0,56	5	0,15	15	0,72	3	0,26	2,9	0,13	6	0,17	86	88
2	2215		20-40	55	0,91	4	0,08	6	0,18	5	0,27	2	0,16	17	0,72	2	0,05	88	91
3	2216		40-60	77	1,26	17	0,35	20	0,58	3	0,17	2	0,15	45	1,95	1	0,02	146	165
4	2217		60-80	41	0,68	294	6,11	47	1,34	15	0,75	9	0,74	152	6,60	1	0,04	559	560
5	2218		80-100	32	0,53	978	20,36	98	2,75	94	4,69	75	6,16	331	14,38	3	0,09	1467	1611
6	2219		100-120	23	0,38	1160	24,14	133	3,74	136	6,77	98	8,10	376	16,33	3	0,08	1726	1928
7	2220		120-140	40	0,66	383	7,98	100	2,83	18	0,92	10	0,80	235	10,23	1	0,03	779	788
8	2221	FD	0-20	14	0,23	747	15,56	39	1,09	223	11,12	57	4,72	42	1,81	32	0,83	986	1154
9	2222		20-40	8	0,13	771	16,06	32	0,91	231	11,50	61	4,99	45	1,97	14	0,36	1019	1162
10	2223		40-60	23	0,38	893	18,59	45	1,28	236	11,79	84	6,92	78	3,40	10	0,26	1204	1370
11	2224		60-80	20	0,33	844	17,58	44	1,25	221	11,02	78	6,45	82	3,55	9	0,24	1162	1299
12	2225		80-100	23	0,38	553	11,52	43	1,23	99	4,93	66	5,40	90	3,90	7	0,17	879	880
13	2226		100-120	22	0,36	529	11,01	43	1,23	71	3,53	54	4,47	103	4,46	4	0,11	805	826
14	2227		120-140	22	0,36	711	14,80	38	1,08	112	5,61	80	6,57	132	5,73	3	0,09	1000	1098
15	2228	S1	0-20	19	0,31	723	15,05	33	0,93	166	8,26	85	7,03	53	2,31	20	0,52	963	1099
16	2229		20-40	14	0,23	844	17,58	46	1,30	201	10,05	87	7,17	81	3,51	20	0,52	1120	1294
17	2230		40-60	13	0,21	966	20,10	75	2,13	174	8,70	117	9,65	122	5,29	17	0,43	1267	1484
18	2231		60-80	32	0,53	869	18,08	53	1,50	174	8,70	106	8,71	103	4,48	11	0,29	1201	1349
19	2232	S2	0-20	16	0,26	747	15,56	38	1,08	187	9,33	83	6,86	45	1,94	16	0,40	986	1132
20	2233		20-40	9	0,16	650	13,54	25	0,70	218	10,87	44	3,62	20	0,86	14	0,35	872	980
21	2234		40-60	29	0,48	796	16,57	60	1,70	202	10,10	79	6,52	89	3,87	14	0,36	1120	1270
22	2235		80-100	25	0,41	602	12,53	56	1,58	96	4,78	75	6,14	116	5,02	7	0,19	938	976
23	2236		0-20	26	0,43	844	17,58	396	11,15	190	9,47	73	6,04	333	14,49	78	1,99	1918	1940

24	2237	S3	20-40	23	0,38	1281	26,67	566	15,95	227	11,31	100	8,22	485	21,10	91	2,33	2506	2271
25	2238		40-60	26	0,43	966	20,10	339	9,55	147	7,35	73	5,97	354	15,40	64	1,65	1792	1669
26	2239		60-80	27	0,44	771	16,06	308	8,68	87	4,35	65	5,32	335	14,55	40	1,03	1526	1360
27	2240	S4	0-20	9	0,15	505	10,51	84	2,38	169	8,45	21	1,74	58	2,53	42	1,07	819	814
28	2241		20-40	18	0,29	844	17,58	134	3,78	264	13,19	38	3,17	126	5,48	50	1,28	1244	1356
29	2242		40-60	16	0,26	1014	21,11	143	4,03	250	12,47	61	5,03	183	7,97	41	1,04	1425	1581
30	2243	S5	0-20	9	0,16	832	17,32	47	1,33	217	10,83	42	3,48	96	4,15	46	1,17	1034	1248
31	2244		20-40	13	0,21	941	19,60	111	3,13	249	12,45	44	3,64	141	6,11	45	1,16	1265	1446
32	2245		40-60	15	0,24	1038	21,62	295	8,30	263	13,15	52	4,28	273	11,88	56	1,44	1710	1731
33	2246	SE1	0-20	45	0,74	15	0,30	14	0,40	11	0,53	4	0,29	8	0,35	9	0,22	82	92
34	2247		20-40	72	1,18	24	0,51	7	0,20	5	0,24	4	0,36	27	1,16	5	0,12	117	138
35	2248		40-60	49	0,80	92	1,92	23	0,65	5	0,23	4	0,32	61	2,67	2	0,04	234	215
36	2249	SE2	0-20	74	1,21	32	0,66	23	0,65	7	0,36	2	0,19	37	1,61	15	0,38	162	169
37	2250		20-40	83	1,36	73	1,52	43	1,23	8	0,39	3	0,22	70	3,06	12	0,31	270	254
38	2251		40-60	31	0,51	432	8,99	103	2,90	30	1,50	21	1,69	195	8,49	17	0,43	795	737
39	2252	SE3	0-20	38	0,63	189	3,94	14	0,40	31	1,55	14	1,14	46	2,02	12	0,30	325	332
40	2253		20-40	25	0,42	723	15,05	20	0,55	113	5,65	58	4,81	144	6,27	14	0,36	932	1081
41	2254		40-60	23	0,37	953	19,85	41	1,16	113	5,65	71	5,80	246	10,72	9	0,24	1250	1420
42	2255	SE4	0-20	48	0,79	51	1,06	14	0,39	11	0,56	4	0,34	24	1,04	6	0,17	125	147
43	2256		20-40	33	0,54	201	4,19	22	0,61	20	1,01	14	1,18	67	2,93	9	0,22	364	348
44	2257		40-60	24	0,40	771	16,06	69	1,94	75	3,75	63	5,15	218	9,50	9	0,23	1071	1169
45	2258	SE5	0-20	54	0,89	34	0,71	18	0,50	16	0,80	0,9	0,07	24	1,06	8	0,20	132	139
46	2259		20-40	59	0,97	17	0,35	20	0,56	9,7	0,48	0,6	0,05	29	1,26	4	0,10	121	122
47	2260		40-60	63	1,04	80	1,67	43	1,21	8,7	0,43	0,6	0,05	71	3,08	2	0,05	255	230

Compoziția % probabilă a sărurilor solubile calculată în mod convențional

Nr.Crt.	Nr.de înreg.	Ident.	Adânc.	Ca(HCO ₃)	CaSO ₄	MgSO ₄	Na ₂ SO ₄	Na Cl	KCl
1	2214		0-20	40,5	16,4	20,4	9,8		12,7
2	2215		20-40	22,2			6,6	11,2	3,9
3	2216		40-60	7,4			16,2	25,4	0,9

4	2217	FM	60-80	8,4	0,8	9,1	65,2	16,1	0,4
5	2218		80-100	2,2	16,3	24,3	45,6	11,2	0,4
6	2219		100-120	1,3	20,3	25,9	39,3	12,9	0,3
7	2220		120-140	5,7	2	6,7	61	24,4	0,2
8	2221		0-20	1,4	58,8	25,5	7,9	1,9	4,5
9	2222		20-40	0,8	60,4	26,5	7	3,4	1,9
10	2223		40-60	1,9	50,8	30,9	10,1	5,1	1,2
11	2224	FD	60-80	1,7	50,2	30,3	11,3	5,4	1,1
12	2225		80-100	2,9	31,3	37,5	19	8,1	1,2
13	2226		100-120	2,8	25,3	35,5	26,7	8,8	0,9
14	2227		120-140	2,2	29	36,5	25,7	6,1	0,5
15	2228		0-20	1,9	43,6	38,8	10	2,8	2,9
16	2229	S1	20-40	1,2	46,1	33,8	12,1	4,4	2,4
17	2230		40-60	0,9	35,2	40,1	14,3	7,7	1,8
18	2231		60-80	2,6	36,6	39,3	14	6,2	1,3
19	2232		0-20	1,5	48,9	37	6,2	4,3	2,1
20	2233	S2	20-40	1,1	68,1	23,1	2,8	2,7	2,2
21	2234		40-60	2,6	45,8	31,3	11,2	7,4	1,7
22	2235		80-100	2,8	26,9	38	21,4	9,7	1,2
23	2236		0-20	1,5	28,1	18,9	13,3	32	6,2
24	2237	S3	20-40	0,9	25,4	19,1	17,5	31,7	5,4
25	2238		40-60	1,4	22,8	19,7	24,4	26,3	5,4
26	2239		60-80	1,7	15,5	21,1	27,2	30,4	4,1
27	2240		0-20	1,2	60,1	12,6	7,9	10,4	7,8
28	2241	S4	20-40	1,3	55,8	13,7	11,8	11,9	5,5
29	2242		40-60	1	46	19	18,2	11,9	3,9
30	2243		0-20	0,8	54,3	17,7	20,2	1	6
31	2244	S5	20-40	0,9	52,3	15,6	17,6	8,6	5
32	2245		40-60	0,8	42	13,9	15,8	22,8	4,7

33	2246	SE1	0-20	38,2	13,1	7,8	13,2	11,9	15,8
34	2247		20-40	12,8	19,2		26,9	4,2	6,4
35	2248		40-60	7,1	9,9		57,0	18,0	1,3
36	2249	SE2	0-20	14,2	7,6		26,1	11,2	14,7
37	2250		20-40	9,7	5,5		37,0	22,2	7,7
38	2251		40-60	4,1		14,0	50,2	19,9	3,5
39	2252	SE3	0-20	12,6		22,7	38,3	2,1	6,0
40	2253		20-40	2,6		28,1	35,4	1,3	2,1
41	2254		40-60	1,7		25,9	43,5	4,3	1,1
42	2255	SE4	0-20	26,4	8,9		4	9,4	7,9
43	2256		20-40	10,1		22,1	4	7,4	4,1
44	2257		40-60	2,2		27,6	41,8	9,2	1,3
45	2258	SE5	0-20	37,4	3,4		3	14,5	9,4
46	2259		20-40	25,4	2,5		1	24,5	5,4
47	2260		40-60	12,1	1,3		4	29,7	1,3

Nr.	Cod	Identificare	Adâncime	Încercări efectuate - forme totale								
crt.	probă		cm	Zn	Cu	Fe	Mn	Pb	Cd	Cr	Co	Ni
				mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1	2214	FM	0-20	206,3	34,5	27,512	559	17,9	0,44	41,6	10,7	47,1
2	2215		20-40	84,3	28,5	27,28	571	15,6	0,42	40,3	10,5	44,3
3	2216		40-60	74,4	27,8	25,313	551	15,3	0,48	40,2	10,1	44,6
4	2217		60-80	77,2	30,9	27,512	563	13,7	0,48	43,9	11,3	47,8
5	2218		80-100	83,9	32,9	29,595	443	17,8	0,26	54	10,7	50,5
6	2219		100-120	84,6	34,4	34,34	431	12,3	0,3	62	12,8	56,6
7	2220		120-140	85,7	32,9	37,002	669	12,5	0,61	52,9	13,8	58

8	2221		0-20	6.216,40	120,6	33,333	464	93,2	3,68	59,3	10,2	36,3
9	2222		20-40	5.429,40	86,8	26,389	399	112,9	3,19	47,3	8,7	33,6
10	2223		40-60	2.099,00	6,8	31,829	524	61,4	1,79	51,4	10,4	45,9
11	2224	FD	60-80	1.553,40	58,1	31,597	545	49,6	1,69	49,1	10,8	4t,2
12	2225		80-100	443,5	44,2	35,995	587	21,9	1,54	46,4	11,3	54
13	2226		100-120	330,6	46	39,12	549	20,8	0,73	50	12,1	60,3
14	2227		120-140	220,5	43	37,153	507	18,1	0,58	47,3	12,6	57,5
15	2228		0-20	7.577,90	121,9	33,796	480	88,4	3,1	58,3	13,3	41
16	2229	S1	20-40	7.364,40	114	29,63	389	83,3	2,69	47,6	9,9	36,9
17	2230		40-60	7.445,60	102,1	29,977	382	88,7	2,36	47,9	9,1	33,1
18	2231		60-80	2.257,30	62,2	30,869	659	47,9	1,23	60,7	10,1	52,5
19	2232		0-20	3.905,30	115,3	23,394	575	93,1	4,2	35,7	8,2	33,4
20	2233	S2	20-40	5.799,50	165,8	29,766	653	86,7	7,46	48,9	6,5	36,3
21	2234		40-60	2.658,40	96,1	28,607	575	75,2	2,79	55,5	9,2	45,4
22	2235		80-100	600,8	58,6	30,998	285	26	0,96	67,5	9,4	59,3
23	2236		0-20	6.414,70	148,9	26,475	407	125,9	4,19	80,5	11,3	58
24	2237	S3	20-40	6.723,80	145,1	25,217	395	191,7	4,54	90,5	9,3	55,3
25	2238		40-60	1.503,50	58,2	32,21	460	40,8	0,95	59	9,6	55,3
26	2239		60-80	952,5	51,5	31,073	446	29,3	0,53	59,2	10,6	55,8
27	2240		0-20	9.574,40	124,8	26,332	389	179,5	3,28	55,9	8,1	40,8
28	2241	S4	20-40	6.960,00	117,7	21,773	358	128,2	3,78	44,7	9,3	44
29	2242		40-60	3.425,00	81,4	26,993	406	77,3	3,46	57,9	9,6	52,8
30	2243		0-20	8.887,80	182,8	29,912	303	158,2	3,96	74,3	8,1	49,2
31	2244	S5	20-40	5.155,70	98,6	20,452	294	81,7	2,92	42,8	5,6	33
32	2245		40-60	3.980,60	96,1	21,309	314	93,1	5,82	50,7	6,1	36,1
33	2246		0-20	127,4	27,5	20,137	523	17,2	0,55	28,6	8,4	3b,8
34	2247	SE1	20-40	97,5	34,2	28,48	548	15,8	0,53	37,3	10,6	51,4
35	2248		40-60	93,7	35,1	29,259	565	15,3	0,39	42,4	12,4	53,6
36	2249		0-20	273,4	50,3	31,683	471	26,5	0,97	46,4	12,6	63,2

37	2250	SE2	20-40	62,5	39,5	33,241	611	16,6	0,35	41,9	11,8	57,8
38	2251		40-60	130,6	36,8	31,06	522	16,3	0,32	49,2	10,5	51,3
39	2252		0-20	294,4	44,8	28,867	505	20,2	0,6	48,6	7,9	50,2
40	2253	SE3	20-40	100,3	39,1	28,484	441	17,5	0,22	52	7,7	49
41	2254		40-60	96,2	34,7	30,089	497	15,3	0,13	51,9	8,4	48,2
42	2255		0-20	80,2	42,5	29,338	352	19,2	0,39	48,1	8,2	50,7
43	2256	SE4	20-40	79,9	40,9	29,831	319	19	0,44	49	8,7	50,7
44	2257		40-60	92,6	36,8	30,608	514	14,7	0,5	48,6	8,7	46,9

45	2258		0-20	1,133	58,5	26,067	393	36,5	0,89	51,4	7,3	49,1
46	2259	SE5	20-40	201,5	39,6	28,910	417	19,3	0,96	44,9	7,7	46,5
47	2260		40-60	295,7	44,2	28,917	457	22,2	0,13	50,2	9,5	50,5

Rezultate analitice: rezultate exprimate în mg și me la litru

Nr. crt.	Cod prob	Identificare	pH	Încercări efectuate																			
						HC		SO ₄ ²⁻		Cl		Ca ²⁺		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Cond. el.	Rez.cond.	Rez.min.	N0 ₃
				mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	mg	me	μS/cm	mg	mg	mg
1	226	PF1 canal	7,60	9	3,2	109	18,0	155	32,4	242	68,3	68	3,35	24	20,4	181	79,0	64	16,5	1061	7215	7955	44
2	226	PF2	8,09	7	2,6	117	19,2	770	16,1	214	60,5	12	6,35	15	12,4	147	64,2	60	15,4	8680	5816	6529	13
3	226	PF3	7,32	2	0,8	293	4,80	194	4,04	131	3,70	41	2,04	30	2,44	187	8,1	28	0,72	1147	757	927	73
4	226	PF4	7,11	45	34	311	5,10	310	6,47	310	8,90	88	4,35	55	4,50	245	10,64	27	0,70	1837	1212	1353	14
5	226	PF5	7,18	3	1,0	403	6,60	163	3,4	202	5,7	56	2,75	47	3,8	224	9,7	12	0,30	1466	968	1138	23
6	226	PF6 canal	7,17	67	64	775	12,7	770	16,1	470	13,4	12	6,47	14	11,5	484	21,0	89	2,28	3450	2277	2868	13
7	226	PF7 canal	7,22	56	34	976	16,0	471	98,1	250	70,6	22	11,0	69	57,4	241	104,9	50	13,0	1414	9615	1203	38
8	226	Canal Est apă	7,55	7	2,4	250	4,10	760	15,9	880	25,0	76	3,75	14	11,8	659	28,6	10	2,77	4200	2814	2962	25
9	226	Canal de busar	7,60	7	2,6	336	5,5	335	7,0	927	26,1	11	5,91	94	7,7	584	25,3	86	2,21	3860	2548	2562	26
10	227	Canal Nord	8,80	18	6,2	677	11,1	950	19,8	302	85,3	48	2,40	15	12,6	199	86,7	79	20,3	1129	7677	7830	13
11	227	Bahlui amont	7,81	6	2,0	348	5,7	242	5,0	209	5,9	63	3,15	54	4,4	202	8,7	185	4,84	1575	1040	1367	70
12	227	Bahlui aval	7,91	7	2,6	299	4,90	175	3,6	138	3,9	67	3,35	48	3,9	160	7,2	18	0,46	1334	880	988	59
13	227	S1	8,09	3	1,2	531	8,70	310	64,0	490	13,8	41	20,8	50	41,8	635	27,7	70	1,75	6300	4221	5794	73

14	227	S2	7,4	8	2,8	628	10,3	252	52,5	600	16,5	41	20,5	49	40,1	614	26,6	67	1,73	6320	4234	5421	32
15	227	S3	7,4	8	2,8	543	8,90	247	51,5	200	56,5	32	16,2	40	32,5	145	63,3	28	7,24	9630	6452	7569	40
16	2276	S5	7,3	7	2,4	482	7,90	383	79,5	346	97,5	42	21,2	66	54,5	241	104,5	29	7,67	14490	9853	1164	91
17	227	FD	7,3	3	1,0	220	3,60	368	76,7	525	14,5	69	34,6	48	39,5	67	29,5	59	1,51	7890	5286	6375	48

Compoziția % probabilă a sărurilor solubile calculată în mod convențional

Nr.	Cod	Identificare	Na ₂ CO ₃	Ca(HCO ₃) ₂	Mg(HCO ₃) ₂	CaSO ₄	MgSO ₄	Na ₂ SO ₄	NaCl	KCl
Cant. proba			%							
1	2261	PF1 canal	2,6	2,8	12,0		5,1	21,5	42,1	13,9
2	2262	PF2	2,6	6,4	12,7	7,3	5,9	16,4	45,8	6,9
3	2263	PF3	6,0	15,3	18,3	5,9	9,3	30,3	22,3	3,9
4	2264	PF4	3,7	21,6	3,3	8,3	19,2	12,4	40,1	3,4
5	2265	PF5	6,8	16,7	22,7	11,9	0,5	20,0	32,3	1,8
6	2266	PF6 canal	5,9	15,7	14,3	5,9	13,6	24,7	26,2	5,5
7	2267	PF7 canal	7,2	5,9	2,8	9,4	28,0	25,1	31,2	7,0
8	2268	Canal Est apă	5,1	8,1	0,5	4,9	24,6	9,0	46,8	5,9
9	2269	Canal deșurare	6,3	13,3	4,8	1,0	16,1	8,0	55,2	5,4
1	2270	Canal Nord	5,1	2,0	7,1	16,9	3,2	13,0	53,0	16,6
1	2271	Bahlui amonte	10,7	14,8	15,8	6,2	5,3	21,8	8,8	22,5
1	2272	Bahlui aval	17,3	22,5	10,1	9,5	16,1	8,4	22,8	3,1
1	2273	S1	1,4	9,8	6,9	12,8	45,4	15,0	13,7	1,9
1	2274	S2	3,4	12,5	15,3	10,4	45,5	7,7	18,6	1,9
1	2275	S3	2,3	7,4	2,9	6,1	27,5	9,4	41,3	6,0
1	2276	S5	1,3	4,2	16,4	7,1	28,9	6,5	47,9	4,1
1	2276 b	FD	1,0	3,7	8,4	29,1	37,8	13,0	14	1,4

Nr. crt.	Cod probă	Identificare	Organul analizat	Încercări efectuate									
				N ± u*	P ± u*	K ± u*	Ca ± u*	Mg ± u*	Zn ± u*	Cu ± u*	Fe ± u*	Mn ± u*	
				%	%	%	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	
	342- 18	FM-Fesfuca rubra	tulpină + frunze	2,1	0,3	4,0	0,2	0,17	30,6	6,7	493,1	28,5	
	343- 18	FD-Chenopodium album	rădăcină	1,6	0,3	1,0	1,2	0,45	2.658,9	50,1	10.279,1	169,1	
	344- 18		tulpină + frunze	3,6	0,4	6,9	3,0	1,79	2.329,1	21,1	2.241,4	41,1	
	345-18	FD-Urtica dioica	rădăcină	2,6	0,5	1,2	0,5	0,30	703,9	34,1	4.330,9	73,1	
	346- 18		tulpină + frunze	2,9	0,4	2,1	7,2	0,89	413,6	9,8	351,1	20,4	
	347-18	FD-Agropyron repens	tulpină + frunze	1,5	0,1	1,2	1,2	0,46	986,1	9,5	98,9	88,1	
	348- 18	FD-Agrostis capillaris	tulpină + frunze	1,7	0,1	1,9	1,1	0,46	1.089,1	4,7	92,2	39,1	
	349- 18	S1 -Phragmites australis	tulpină + frunze	2,0	0,1	2,2	0,2	0,14	118,1	2,3	76,0	35,1	
	350-18	S1-Amaranthus retroflexus	tulpină + frunze	2,7	0,4	8,6	1,7	1,05	692,1	14,1	1.110,0	16,1	
	351 -18	S1-Alopecurus arundinaceus	tulpină + frunze	1,4	0,1	1,6	0,4	0,40	301,1	4,2	61,4	33,1	
	352 -18	S2-Phragmites australis	tulpină + frunze	2,5	0,1	3,0	0,3	0,17	1.064,1	5,2	89,8	20,1	
12	353- 18	S2-Alopecurus arundinaceus	tulpină + frunze	2,04	0,17	1,77	0,46	0,20	303,6	4,8	76,8	317,2	
13	354-18	S2-Urtica dioica	rădăcină	2,27	0,41	2,04	0,31	0,21	743,3	20,6	3.018,0		
14	355-18		tulpină + frunze	3,65	0,46	3,39	6,63	0,80	238,5	8,9	217,9	40,5	
15	356 -18	S3-Phragmites australis	tulpină + frunze	2,55	0,14	1,58	0,63	0,22	136,9	2,7	78,4		
16	357- 18	S3-Urtica dioica	rădăcină ,	1,93	0,67	1,34	0,89	0,47	1.195,9	32,6	129,8	14,9	
17	358- 18		tulpină + frunze	2,73	0,39	3,91	6,53	1,13	214,7	11,1	1.727,2	48,0	
18	359 -18	S4~Phragmites australis	tulpină + frunze	2,78	0,18	1,64	0,23	0,11	153,4	3,8	70,8	108,4	
19	360-18	S4-Aiopecurus arundinaceus	tulpină + frunze	1,32	0,13	2,38	1,16	0,26	386,0	4,5	93,6	69,0	
20	361-18	S4-Sambucus nigra	rădăcină	2,37	0,60	0,95	1,54	0,28	5.491,3	75,4	11.506,5	299,4	
21	362- 18		tulpină + frunze	2,02	0,31	4,78	1,91	0,45	789,4	14,9	4.503,1	68,0	
22	363-18	S5-Sonchus arvensis	rădăcină	1,68	0,61	2,49	1,30	0,34	3.173,9	64,2	10.874,2	192,1	
23	364- 18		tulpină + frunze	2,13	0,37	6,25	1,73	0,61	16,9	14,6	1.549,3	44,9	
24	365-18	Sb-Aiopecurus arundinaceus	tulpină + frunze	1,97	0,20	1,89	0,71	0,32	808,0	7,9	60,4	108,2	

25	366-18	SS-Sambucus nigra	rădăcină	1,05	0,55	0,93	4,13	0,48	5.340,9	73,2	14.461,6	483,2
26	367-18		tulpină + frunze	2,56	0,48	4,98	2,12	0,70	174,5	35,6	1.609,5	156,6
27	368- 18	S5-Sambucus nigra	tulpină + frunze	2,63	0,40	4,96	2,36	1,26	694,1	15,2	114,2	258,8
28	369- 18	S E1 -Daucus carota	tuipinâ + frunze	2,33	0,45	4,75	2,31	0,46	45,9	9,6	183,3	26,0
29	370-18	SE1 -Agropyron repens	tulpină + frunze	0,91	0,20	2,28	2,64	0,12	21,9	2,5	101,7	28,7
30	371 -18	SE2-Equisetum hyemaie	rădăcină	0,96	0,16	0,51	0,27	0,13	123,9	11,7	2.724,2	123,6
31	372- 18		tulpină + frunze	0,78	0,10	1,08	0,72	0,12	29,6	4,3	222,0	288,4
32	373- 18	SE2-Agropyron repens	tulpină + frunze	1,20	0,18	1,74	0,27	0,07	16,1	1,3	107,5	13,2
33	374-18	SE3-Phragmites australis	tulpină frunze	0,41	0,15	1,50	0,19	0,08	18,1	1,3	81,1	25,6
34	375- 18	SE3-Agropyron repens	tulpină + frunze	1,29	0,15	2,19	0,56	0,17	-20,8	3,6	209,5	23,6
35	376-18	SE4-Phragmites australis	tulpină + frunze	2,23	0,14	1,59	0,30	0,10	15,5	2,5	139,7	161,7
36	377- 18	SE4-Agropyron repens	tulpină + frunze	0,74	0,16	1,72	0,19	0,09	16,6	1,3	100,1	13,5
37	378- 18	SE5-Agropyron repens	tulpină + frunze	1,01	0,14	1,89	0,27	0,12	39,1	2,3	177,8	22,5

Anexa 2

Date din raportul 99:06, Evaluarea riscului siturilor contaminate TA-1691/1999

Tabelul 1. Parametrii utilizați pentru calcularea factorului de diluție pentru aerul interior pentru determinarea orientărilor privind calitatea solului pentru utilizarea cea mai sensibilă a terenurilor.

Simbol	Parametri	Valori	Unitate de
L	Rata de pătrundere a aerului în pori	2.4	m/d
A	Aria de sub casa	100	m ²
V _{casei}	Volumul interior al casei	240	m ³
l	Rata de înlocuire a aerului din casă	12	d ⁻¹
Z	Adâncimea contaminantului	0.5	m
Do	Difuzivitate în aer pur	0.7	m ² /d
ε	Porozitatea solului	0.4	-

Tabelul 2. Parametrii utilizați pentru calcularea factorului de diluare a apei de pori în apele subterane pentru stabilirea liniilor directe privind calitatea solului pentru cea mai sensibilă utilizare a terenurilor.

Simbol	Parametri	Valori	Unitate de măsură
L _{gw}	Lungimea sitului contaminat în direcția de curgere a apelor	50	M
I	Rata de infiltrație	0.075	m/an
K	Conductivitatea hidraulică a solului	10 ⁻⁵	m/s
i	Gradientul hidraulic	0.02	m/m
d _{mix}	Grosimea zonei de amestec în acvifer	5.87	M
Da	Grosimea acviferului	10	M
X	Distanța de la locul contaminat până la puț	0	m

Tabelul 3. Parametrii utilizați pentru calcularea solului subteran în apă de suprafață pentru delimitarea liniilor directe privind solul de calitate pentru cea mai sensibilă utilizare a terenului.

Simbol	Parametri	Valori	Unitate de măsură
Q _{sw}	Debitul de apă în apă de suprafață	500,000	m ³ /an

L_{sw}	Lățimea zonei contaminate perpendicular pe direcția decurgere a apei subterane	7.34	m
Q_{di}	Deversare a apelor subterane din zona contaminată la apa de suprafață	272	m /an

Tabelul 4. Parametrii utilizați pentru calcularea expunerii prin ingerarea solului pentru determinare din liniile directe privind calitatea solului pentru cea mai sensibilă utilizare a terenurilor.

Simbol	Parametri	Valori		Unitate de măsură
		Copil	Adult	
DI_{is}	Ingestia medie zilnică a solului	150	50	mg/d
f_{exp}	Timpul de expunere în fracție	365	365	d
R_{is}	Consumul zilnic de sol pe kg /greutate corporală	10	0.7	mg/(kgd)
R_{is}	Consumul zilnic de sol pe termen lung de sol pe kg greutate	1 6		mg/(kgd)

Tabelul 5. Parametrii utilizați pentru calcularea expunerii prin expunere cutanată pentru determinarea orientărilor privind calitatea solului pentru utilizarea cea mai sensibilă a terenurilor.

Simbol	Parametri	Valori		Unitate de măsură
		Copil	Adult	
DI_{du}	expunerea medie zilnică la sol	1400	900	m^2
f_{exp}	Timpul de expunere în fracție	80	45	mg/d
R_{du}	expunerea zilnică la sol, kg/greutate corporală	21	1.5	mg/(kgd)
R_{du}	expunerea pe termen lung la sol, kg/greutate corporală	3.4		mg/(kgd)

Tabelul 6. Parametrii utilizați pentru calcularea expunerii prin inhalare a prafului pentru determinarea orientărilor privind calitatea solului pentru cea mai sensibilă utilizare a terenului, atunci când nu sunt disponibile date pentru concentrația de aer de referință.

Simbol	Parametri	Val		Unitate de măsură
		Copil	Adult	
C_{ad}	concentrația medie de praf în aerul inhalat	0.041	0.041	mg/ m^3
PH	rata de respirație	7.6	20	m^3/d
LR	retenție pulmonară	75	75	%
R_{id}	inhalarea zilnică a pulberii, kg/greutate corporală	0.016	0.009	mg/(kgd)
R_{id}	inhalarea pe termen lung a pulberii, kg/greutate corporală	0.01		mg/(kgd)

Tabelul 7. Parametrii utilizați pentru calcularea expunerii prin inhalare a vaporilor de sol pentru determinarea orientărilor privind calitatea solului pentru cea mai sensibilă utilizare a terenului, atunci când nu sunt disponibile date pentru concentrația de aer de referință

Simbol	Parametri	Valori		Unitate de măsură
		Copil	Adult	
R _{iw}	inhalarea pe termen lung a vaporilor, kg de greutate corporală	507	286	(mg/(kg d)) / (g/m ³)
R _{iv}	inhalarea zilnică a vaporilor, kg de greutate corporală	307		(mg/(kg d)) / (g/m ³)

Tabelul 8. Parametrii utilizați pentru calcularea expunerii prin aportul de apă potabilă pentru determinarea orientărilor privind calitatea solului pentru cea mai sensibilă utilizare a terenului.

Simbol	Parametri	Valori		Unitate de măsură
		Copil	Adult	
D _{iW}	consumul mediu zilnic de apă potabilă	1	2	l/d
R _{iW}	consumul pe termen lung de apă potabilă, kg/greutate corporală	0.067		
R _{iW}	consumul zilnic de apă potabilă kg/greutate corporală	0.032		l/(kgd)

Tabelul 9. Parametrii utilizați pentru calcularea expunerii prin consumul de legume pentru stabilirea liniilor directoare privind calitatea solului pentru cea mai sensibilă utilizare a terenurilor

Simbol	Parametri	Valori		Unitate de măsură
		Copil	Adult	
f _h	fracția consumului de legume cultivate la	0,3	0,3	-
F _{stem}	fracția de frunză în consumul total de legume	0,5	0,5	kg/d
F _{root}	fracția de rădăcinoase în consumul total de legume	0,5	0,5	
D _{lig}	consum mediu zilnic de legume	0,15	0,29	kg/(kgd)
R _{ig}	Consumul zilnic de legume	0,01	0,004	
R _{ig}	Consumul pe termen lung de legume	0,005		kg/(kgd)

Tabelul 10. Parametrii utilizați pentru calcularea expunerii prin consumul de pește și crustacee pentru determinarea orientărilor privind calitatea solului pentru utilizarea cea mai sensibilă a terenurilor

Simbol	Parametri	Valori	Unitate de
--------	-----------	--------	------------

		Copil	Adult	măsură
DI _{if}	consum mediu zilnic de pește și crustacee	0,07	0,14	kg/d
ff	fracția din consumul de pește și crustacee din apropiere destinat	1	1	%
l	conținutul de lipide din pește	10	10	kg/(kgd)
R _{if}	consumul pe termen lung de pește și crustacee pe kg de greutate corporală	0,005	0,002	kg/(kgd)
R _{if}	consumul zilnic de pește și crustacee pe kg de greutate corporală	0,002		

Tabelul 11. Parametrii utilizați în mecanismele de transport și de reacție (toate valorile care sunt diferite de valorile standard impuse pentru a calcula criteriile de acceptare vor fi remarcat și justificat)

Parametri	Simbol	Valori
Ingestia de sol:		
Ingestia medie zilnică a solului, copil	DI _{is}	150 mg/d
Ingestia medie zilnică a solului, adult	DI _{is}	50 mg/d
Timpul de expunere în fracție	f _{exp}	1 (365 d/an)
Consumul zilnic de sol pe kg /greutate corporală, copil	R _{is}	10 mg/(kgd)
Consumul zilnic de sol pe kg /greutate corporală, adult	R _{is}	0.714 mg/(kgd)
Consumul de sol pe termen lung, kg /greutate corporală	R _{is}	1.599 mg/(kgd)
Contactul dermatologic:		
Expunerea medie zilnică la sol, copil	DI _{du}	1428 mg/d
Expunerea medie zilnică la sol, adult	DI _{du}	867 mg/d
Timpul de expunere în fracție, copil	f _{exp}	0.219 (80 d/an)
Timpul de expunere în fracție, adult	f _{exp}	0.123 (45 d/an)
Expunerea dermică zilnică, copil	R _{du}	20.866 mg/(kgd)
Expunerea dermică zilnică, adult	R _{du}	1.525 mg/(kgd)
Expunerea dermică pe termen lung	R _{du}	3.369 mg/(kgd)
Inhalarea prafului :		
Concentrația medie de praf în aerul inhalat, copil	C _{ad}	0.041 mg/m ³
Concentrația medie de praf în aerul inhalat, adult	C _{ad}	0.041 mg/m ³
Rata de respirație, copil	PH	7.6 m ³ /d
Rata de respirație, adult	PH	20 m ³ /d
Retenție pulmonară, copil	LR	75%
Retenție pulmonară, adult	LR	75%
Timpul de expunere în fracție	f _{exp}	1 (365 d/an)
Inhalarea zilnică a pulberii, kg/greutate corporală, copil	R _{id}	0,0156
Inhalarea zilnică a pulberii, kg/greutate corporală, adult	R _{id}	0.0088 mg/(kgd)
Inhalarea pe termen lung a pulberii, kg/greutate corporală	R _{id}	0.0094 mg/(kgd)

Inhalarea vaporilor :		
Rata de respirație, copil	PH	7.6 m3/d
Rata de respirație, adult	PH	20 m3/d
Timpul de expunere în fracție	fexp	1 (365 d/âr)
Inhalarea zilnică a vaporilor, greutatea corporală, copil	Riv	507 (m3/(kgd)) / (g/m3)
Inhalarea zilnică a vaporilor, greutatea corporală, adult	Riv	286 (m3/(kgd)) / (g/m3)
Inhalarea pe termen lung a vaporilor pr. greutatea corporală	Riv	307 (m3/(kgd)) / (g/m3)
Aportul de apă potabilă:		
Consumul mediu zilnic de apă potabilă, copil	Dliw	1 l/d
Consumul mediu zilnic de apă potabilă, adult	Dliw	2 l/d
Timpul de expunere în fracție	fexp	1 (365 d/an)
Consumul zilnic de apă potabilă, copil	Riw	0.067 l/(kgd)

Tabelul 12. Parametrii și căile de expunere utilizate în expunerea ființelor umane

Parametri	Simbol	Valoari
Consumul zilnic de apă potabilă, adult	Riw	0.028 l/(kgd)
Consumul pe termen lung de apă potabilă	Riw	0.032 l/(kgd)
Consumul de legume:		
Consumul mediu zilnic de legume, copil	Dlig	0.15 kg/d
Consumul mediu zilnic de legume, adult	Dlig	0.29 kg/d
Timpul de expunere în fracție	fexp	1 (365 d/an)
Fracțiunea de consum de legume cultivate la locul contaminat	fh	0.3 (30%)
Fracția de tulpini / frunze-legume în total de legume	fstem	0.5 (50%)
Fracția de legume rădăcinoase în legume totale	froot	0.5 (50%)
Consumul zilnic de legume pe greutatea corporală, copil	Rig	0.01 kg/(kgd)
Consumul zilnic de legume pr. greutatea corporală, adult	Rig	0.004 kg/(kgd)
Consumul de legume pe termen lung	Rig	0.0047 kg/(kgd)
Consumul de pește / crustacee :		
Consumul mediu zilnic de pește și crustacee, copil	Dlif	0.07 kg/d
Consumul mediu zilnic de pește și crustacee, adult	Dlif	0.14 kg/d
Timpul de expunere în fracție	fexp	1 (365 d/an)
Fracția din consumul de pește și crustacee din proapiere destina	ff	1 (100%)
Conținutul de lipide din pește	I	10%
Consumul zilnic de pește și crustacee pe kg de greutate cor-	Rif	0.0047 kg/(kgd)
Consumul zilnic de pește și crustacee pe kg de greutate cor-	Rif	0.002 kg/(kgd)
Consumul pe termen lung de pește și crustacee pe kg de greu- tate corporală	Rif	0.0022 kg/(kgd)

Tabelul 13. Ecotoxicologie

Parametri	Date	Referințe
Ecotoxicologie		
Toxicitate acvatică		

Alge EC50	0.01-0.2 (mg/l)	Beck and Jaques (1993)
Cochilii NOEC	0.001 (mg/l)	
Pește NOEC	0.0001 (mg/l)	
Factor de securitate	50	
PNEC Terrestre	0.003 (mg/kg)	
Acumulare		
log Pow	6	
BCF Pește	47000	Beck and Jaques (1993)
BCF Tulpină	3,71	
BCF Rădăcină	620,3	Naturvårdsverket (1996a)
Distributie adsorpție / fază		
Kd	16,36 (l/kg)	Naturvårdsverket (1996a)
Koc	16,3600 (l/kg)	
H	3.4 E - 04	
Toxicologie umană		
Aportul oral		
MTDI (TRV)	5.3 E - 06 (mg/(kgd))	Naturvårdsverket (1996a)
Cancer bazat pe risc genotoxic (Rf)	1.3 E - 06 (mg/(kgd))	(10% of background exposure)
Contact dermal		UMS (1997)
fd _u	6.7 E - 02	MDEP (1994)
Raportat fundal norvegian, valori	0.003 - 0.03 (mg/kg)	Beck and Jaques (1993)
Limitele de detectare	0.005 (mg/kg) per isomer	