



*Universitatea "Politehnica" din București*  
*Facultatea de Automatică și Calculatoare*



**PROIECT „PARTENERIAȚE ÎN DOMENII PRIORITARE”  
NR. 31050/2007 (ECO-TSFS)  
Sistem de monitorizare ecologică  
bazat pe analiza timp-frecvență-scală a semnalelor**

**Modele conceptuale și analitice  
ale sistemelor ecologice**

**RAPORT DE CECETARE**

**CNMP.UPB-P4.31050.I/CN.AD.DS-12.2007**

**Autori: Costică NITU  
Alexandru DUMITRAȘCU  
Dan ȘTEFĂNOIU**

# Modele conceptuale și analitice ale sistemelor ecologice

## RAPORT DE CERCETARE CNMP.UPB-P4.31050.I/CN.AD.DS-12.2007

Costică NITU, Alexandru DUMITRAȘCU, Dan ȘTEFĂNOIU<sup>1</sup>

Universitatea „Politehnica” din București  
Facultatea de Automatică și Calculatoare

[www.pub.ro](http://www.pub.ro), [www.acs.pub.ro](http://www.acs.pub.ro)

E-mails: [cnitu@ecosys.pub.ro](mailto:cnitu@ecosys.pub.ro), [dumalex@ecosys.pub.ro](mailto:dumalex@ecosys.pub.ro), [danny@indinf.pub.ro](mailto:danny@indinf.pub.ro)

### Rezumat

Mediul înconjurător constituie o bogată sursă de semnale, care codifică evoluția acestuia. Numai un număr relativ redus dintre ele sunt percepute de către factorul uman, iar, dintre acestea, un număr și mai mic sunt corect decodificate și interpretate. Din acest motiv, în condițiile unor schimbări atât de rapide în ceea ce privește condițiile climatice și efectele activităților industriale, este nu doar util, ci și necesar un sistem de monitorizare automată a arealelor geografice. Obiectivul principal al monitorizării îl constituie predicția comportamentului sistemului ecologic, în special în scopul anticipării/prevenirii dezastrelor.

Proiectul, intitulat ***Sistem de monitorizare ecologică bazat pe analiza timp-frecvență-scală a semnalelor***, își propune să decodifice corelațiile existente între diferitele componente de mediu dintr-un areal ecologic, cu ajutorul unui sistem automat, bazat pe prelucrarea de tip timp/spațiu-frecvență-scală a semnalelor. **Obiectivul proiectului** îl constituie construcția și implementarea unor modele numerice de predicție, utile în monitorizarea ecologică.

**Prima etapă** a proiectului **a avut un obiectiv dublu**, urmărit în cadrul a două faze. În prima fază, au fost definite principalele concepte de sistem ecologic, pe baza cărora se va desfășura cercetarea în cadrul proiectului. A doua fază și-a propus să descrie principalele modele analitice (de tip fizico-chimic) ale fenomenelor care au loc în cadrul unui areal ecologic. Aceste modele vor fi utilizate în vederea configurării unor algoritmi de identificare și predicție de stare, de tip Markov sau Kalman-Bucy, într-o etapă viitoare a proiectului.

Raportul prezentat în continuare conține rezultatele de cercetare ale primei etape din cadrul proiectului. El a fost elaborat de către o echipă specializată în modelarea și controlul de sisteme ecologice (din cadrul Facultății de Automatică și Calculatoare), condusă de Prof.dr.ing. Costică NITU și Asist.drd.ing. Alexandru DUMITRAȘCU.

Fără a acoperi întreaga panoplie de fenomene care se pot înregistra în cadrul unui areal ecologic, raportul descrie unele dintre cele mai interesante și actuale, cum ar fi: eroziunea solului cauzată de ploi, efecte ale poluării la nivelul solului și apelor, transferul termic sol-aer-vegetație, corelațiile dintre variațiile de temperatură și umiditate, schimburile

---

<sup>1</sup> Director de proiect.

de căldură și umiditate în interiorul unei sere, etc. Fiecărui fenomen îi este asociat un sistem de ecuații analitice, însoțite de interpretări adecvate. Totodată, raportul efectuează și o trecere în revistă a principalelor probleme de protecție a mediului

Modelele analitice de sistem ecologic sunt grupate ad hoc în două mari familii: în spațiu deschis și în spațiu închis (adică în cadrul serelor).

Din prima categorie fac parte modele asociate a 3 fenomene importante, care afectează mediul înconjurător: interacțiunea aer-apă-sol în condiții de poluare cu diferite substanțe nocive (compuși organici volatili, metale grele, gaze industriale și de eșapament, etc.), eroziunea solurilor expuse (mai ales din cauza defrișărilor abuzive) în condiții atmosferice dificile (ploi torențiale violente, topirea bruscă a zăpezilor) și accentuarea efectului de seră ca urmare a modificării grosimii stratului de ozon (din cauze naturale, dar și sub influența activității antropogenice). Modelele asociate acestor fenomene sunt atât calitative, cât și, mai ales, de tip analitic. Descrierile calitative sunt ocazionate de observații coerente și pertinente efectuate cu în cursul experimentelor econometrice. În schimb, datele achiziționate în cadrul acestor experimente au putut evidenția, cu ajutorul legilor generale ale Chimiei și Fizicii, corelațiile existente între diferiți parametri de sistem ecologic, descrise prin ecuații diferențiale de ordine cel puțin unitare.

A doua categorie de modele este cu precădere de tip analitic (descrise tot prin ecuații diferențiale de diferite ordine). În cadrul unei sere, există o strânsă inter-dependență între 3 parametri principali de micro-climat: temperatură, umiditate și luminozitate. Spre deosebire de mediile în spațiu deschis, ponderea influenței pe care o au plantele asupra micro-climatului (prin procese de fotosinteză și transpirație) este mult mai mare. Majoritatea modelelor descrise în literatura de specialitate sunt destinate controlului acestor parametri prin intermediul unor sisteme automate proiectate special în acest scop. Cu toate acestea, multe dintre modelele de micro-climat din sere, descrise în cadrul raportului, poartă premisele utilizării lor și în aplicații de predicție.

Prin acest raport de cercetare, considerăm că prima etapă din cadrul proiectului și-a atins obiectivul propus și asigură trecerea la etapa următoare, de proiectare și realizare a sistemului numeric cu ajutorul căruia se va efectua achiziția de date și predicția clasică a acestora.

# Cuprins

<b>1. Introducere</b>	<b>1</b>
<b>2. Modele de sistem ecologic în spațiu deschis</b>	<b>2</b>
<b>2.1. Modelarea dinamicii poluanților atmosferici și a interacțiunii aer-vegetație-sol</b>	<b>2</b>
2.1.1. Ecuatii de dinamică a agenților poluanți	3
2.1.2. Estimarea parametrilor solului și aerului	4
2.1.3. Expunerea vegetației la emisii de metale toxice (cadmiu, plumb)	5
2.1.4. Expunerea vegetației la hidrocarburi policiclice și aromate	6
<b>2.2. Modelarea efectelor poluării și precipitațiilor asupra eroziunii solurilor</b>	<b>7</b>
2.2.1. Scurtă analiză a factorilor care favorizează eroziunea solului	8
2.2.2. Factori de climă care favorizează eroziunea într-un bazin hidrografic	8
2.2.3. Repartiția ploilor torențiale în cadrul unui sub-bazin hidrografic	11
2.2.4. Efectul de eroziune provocat de scurgerea ploilor torențiale	11
2.2.5. Rolul reliefului și al poluării în declanșarea eroziunii solului	13
2.2.6. Modele de eroziune în regim staționar	13
2.2.7. Modele de eroziune în regim dinamic	15
2.2.8. Modele neliniare de eroziune	17
2.2.9. Considerații asupra măsurării volumului de eroziune a solului	18
<b>2.3. Poluarea atmosferei și gazele cu efect de seră – modele experimentale</b>	<b>19</b>
2.3.1. Bazele poluanților atmosferici	19
2.3.2. Gaze componente ale atmosferei	21
2.3.2.1. Surse ale gazelor de seră	22
2.3.2.2. Chimia atmosferei și reacții inverse	26
2.3.2.3. Bugete și tendințe pentru gazele reziduale	27
2.3.2.4. Durate de viață atmosferice și scale de timp	28
2.3.3. Gaze reziduale – tendințe și bugete	28
2.3.3.1. Gaze Kyoto non CO <sub>2</sub>	28
2.3.3.2. Gazele din protocolul Montreal și ozonul stratosferic (O <sub>3</sub> )	33
2.3.3.3. Gaze reactive	35
2.3.3.4. Ozon (O <sub>3</sub> ) troposferic	39
2.3.3.5. Vaporii de apă stratosferici	41
2.3.3.6. Radical hidroxil (OH) troposferic	41
2.3.4. Efecte totale ale schimbării chimice atmosferice	41
<b>3. Modele de sistem ecologic în spațiu închis (seră)</b>	<b>42</b>
3.1. Relația fundamentală dintre temperatură și umiditate	43
3.2. Transferul de căldură la nivelul solului	44
3.3. Transferul radiației solare	46
3.4. Modelarea variației de CO <sub>2</sub>	47
3.5. Dezvoltarea teoretică a modelelor termice pentru climatul de seră	49
3.6. Tipuri de modele ale climatului de seră	51
3.6.1. Modele fizice	51
3.6.2. Modele parametrice liniare de tip “cutie neagră”	52
3.6.3. Modele parametrice neliniare de tip “cutie neagră”	54

<b>3.7. Modele de creștere a plantelor în mediul de seră .....</b>	<b>55</b>
<b>3.7.1. Problema creșterii plantelor .....</b>	<b>55</b>
<b>3.7.2. Ecuații generale de transfer .....</b>	<b>56</b>
<b>3.7.3. Modele ale transferului de căldură .....</b>	<b>57</b>
<b>3.7.4. Modelul factorului de expunere .....</b>	<b>61</b>
<b>3.7.5. Modelului gradului de emisie .....</b>	<b>61</b>
<b>3.7.6. Modele de radiație .....</b>	<b>61</b>
<b>3.7.7. Modelul gradului de umiditate .....</b>	<b>64</b>
<b>3.7.8. Modele de advecție (ventilație și infiltrație) .....</b>	<b>66</b>
<b>3.7.9. Modele de evaporo-transpirație și condensare .....</b>	<b>69</b>
<b>3.7.10. Modele ale dispozitivelor de încălzire .....</b>	<b>71</b>
<b>3.7.11. Modele ale transferului de masă .....</b>	<b>72</b>
<b>3.7.12. Modele ale procesului de creștere a plantelor .....</b>	<b>74</b>
<b>3.7.13. Modelul de respirație a plantelor .....</b>	<b>78</b>
<b>3.7.14. Modele ale transferului de CO<sub>2</sub> și conductanței stomatice .....</b>	<b>80</b>
<b>3.7.15. Modelul transferului de energie .....</b>	<b>81</b>
<b>4. Concluzii .....</b>	<b>82</b>
<b>Bibliografie .....</b>	<b>83</b>

## Lista figurilor

2.1. Concentrații înregistrate și predictate ale cadmiului în vegetație. ....	5
2.2. Concentrații înregistrate și predictate ale PAH în vegetație. ....	7
2.3. Variația intensității în timp (pluviogramele) pentru două ploii. ....	10
2.4. Variația abundenței de $CH_4$ (fracțiuni molare, în $ppb=10^{-9}$ ), determinată din mostre de gheață și aer, pentru ultimii 1000 de ani. ....	22
2.5. Variația abundenței de $N_2O$ (fracțiuni molare, în $ppb=10^{-9}$ ), determinată din mostre de gheață și aer, pentru ultimii 1000 de ani. ....	22
2.6. Variația abundenței de $CH_4$ și tendința aferentă, estimate între 1983 și 2000, independent de anotimp. ....	30
2.7. Abundențele de $CH_4$ în Groenlanda și Antarctica, pentru ultimii 11500 de ani. ....	30
2.8. Abundențele de $CH_4$ și anomalile de temperatură medie, determinate pe ultimii 420 de mii de ani, dintr-o mostră de gheață obținută la stația Vostok din Antarctica de Est. ....	31
2.9. Abundența de $CF_4$ pe ultimii 200 de ani, măsurată în aer troposferic, stratosferic și în mostre de gheață. ....	32
2.10. Abundența de $SF_6$ rezultată în urma experimentului din 1978, de la Cape Grim, Tasmania. ....	33
2.11. Abundențe ale principalilor compuși din clasa HCFC, între 1978 și 1999. ....	34
2.12. Abundența troposferică globală medie a compusului CFC-11 ( $CFCl_3$ ), între 1950 și 1998. ....	34
2.13. Abundența troposferică globală medie a compusului CFC-12 ( $CF_2Cl_2$ ), între 1950 și 1998. ....	34
2.14. Abundența de mijloc în ozon troposferic, măsurată între latitudinile 35-59 grade latitudine nordică, pentru perioada 1970-1996. ....	40
3.1. Modelarea prin fenomene electrice a transferului de căldură la nivelul solului. ....	44
3.2. Schema modelului bidimensional de transfer al căldurii în sol. ....	45
3.3. Distribuția spectrală a transmitivității pentru materialele EVA, PE și PVC. ....	46
3.4. Variația transmitivității, absorbției și reflexivității în raport cu unghiul de incidență al razelor luminoase. ....	48
3.5. Modelul dinamic al unei sere. ....	50
3.6. Modelul dinamic pentru încăperea sistemului de încălzire a unei sere. ...	50
3.7. Reprezentarea sistemului și modelului de identificare ale serei. ....	52
3.8. Schema transferului de căldură din sere. ....	59
3.9. Diagrama ciclului Calvin (modelul Farquhar). ....	75

## Lista tabelelor

2.1. Parametrii selectați ai modelului (2.1) și valorile asociate, în cazul cadmiului. ....	5
2.2. Sumarul erorilor la compararea concentrațiilor măsurate și predictate. ..	6
2.3. Parametrii selectați ai modelului (2.1) și valorile asociate, în cazul PAH. ....	6
2.4. Parametri observați ai ploilor torențiale dintr-un bazin hidrografic. ....	9
2.5. Repartiția precipitațiilor pe durata unui an, într-un sub-bazin hidrografic. ....	11
2.6. Valori ale coeficientului de scurgere, determinate de ploi torențiale de vară, pe două suprafețe agricole plantate cu grâu, respectiv porumb. ....	12
2.7. Cantități de sol erodate de ploi torențiale, într-un sub-bazin hidrografic. ....	12
2.8. Date care contribuie la construcția unui model static al eroziunii pe o parcelă, în absența poluării. ....	14
2.9. Date care contribuie la construcția unui model static al eroziunii pe o parcelă, în prezența poluării. ....	15
2.10. Principalii parametri ai gazelor de seră reactive chimic și a precursorilor lor. ....	23
2.11. Principalii parametri ai halocarburilor de seră importante din Protocolul de la Montreal și amendamentele sale. ....	24
2.12. Principalii parametri ai unor gaze chimic active, care afectează direct sau indirect cantitatea de radiații. ....	24
2.13. Principalii parametri ai gazelor de seră adiționale sintetice. ....	25
2.14. Estimarea bugetului global troposferic de monoxid de carbon [Tg/an], din diferite surse, comparate cu valorile din raportul TAR. ....	36
2.15. Repartiția pe continente sau regiuni a emisiei actuale și viitoare de CO [Tg]. ....	37
2.16. Estimarea din 1999 a emisiilor globale corespunzătoare unor compuși VOC [Tg/an]. ....	38
2.17. Estimarea potrivit TAR (2000) a emisiilor globale corespunzătoare unor compuși VOC [Tg/an]. ....	38
3.1. Valori tipice ale vitezei de infiltrație a aerului pentru diferite tipuri de sere. ....	67

## 1. Introducere

Monitorizarea ecologică este o sintagmă relativ nouă, apărută pe fondul schimbărilor rapide înregistrate de către factorii climatici și de mediu. Aceasta nu se reduce doar la modelarea proceselor ecologice naturale sau artificiale [NKB00a], ci și la integrarea lor în cadrul unor sisteme relativ complexe de diagnoză și prevenție. Implicarea automatizării, informaticii și a electronicii în proiectarea unor astfel de sisteme – numite ad hoc *inteligente* – este evidentă [NKB00b], [NKP04]. Organizarea unor centre de monitorizare ecologică este abia la început. Acestea sunt amplasate cu precădere în zona centrelor meteorologice, care dispun de logistica necesară unui astfel de demers. Chiar dacă în România interesul pentru protecția mediului și a conservării funcționării naturale a sistemelor ecologice nu s-a situat dintotdeauna printre priorități, el a început să se manifeste în ultimii ani, impulsat și de orientarea unor țări europene avansate.

Prin *sistem ecologic* se înțelege o colecție de fenomene naturale și/sau artificiale aflate în interacțiune sau (aparent) izolate, care se desfășoară în cadrul unui areal geografic având o suprafață limitată. O parte dintre aceste fenomene emit semnale care ar putea fi achiziționate în vederea prelucrării. Semnalele poartă denumiri generice corelate cu sursa de proveniență. De exemplu, se pot măsura: temperaturi, umidități, concentrații, debite, viteze de deplasare (pentru curenți de aer sau de apă), niveluri, cantități de apă rezultate în urma ploilor, vibrații seismice, etc. La acestea se pot adăuga imagini fotografice sau video ale arealului monitorizat (în special, în vederea identificării de obiecte, tipuri de vegetație, stări vizuale ale terenului, etc.) Toate aceste semnale ar putea fi grupate în două mari categorii: semnale unidimensionale (sau *serii de timp*) și semnale bidimensionale (sau *serii spațiale*). Imaginile fotografice sunt implicit serii spațiale. Celelalte semnale, însă, pot face parte din ambele categorii. Astfel, luat separat, un semnal care redă evoluția eșantionată în timp a unui fenomen este o serie de timp. În schimb, o colecție de semnale distribuite în cadrul arealului sau o succesiune de imagini video poate constitui o serie spațială, care, în plus, are și o evoluție în timp (semnal/serie *spațio-temporală*).

Pentru a prognoza evoluția unui fenomen natural, este necesară proiectarea unor modele de predicție adecvate. În mare, aceste modele pot fi analitice sau numerice. Modelele analitice au un grad mare de generalitate, dar sunt destul de complexe și dificil de identificat. Ele se bazează pe legile generale ale fizicii și chimiei, necesitând o logistică sofisticată, care poate include sateliți, rețele de stații de monitorizare distribuite pe mai multe areale geografice, institute de prognozare (de exemplu: meteorologice, vulcanice sau seismice), rețele complexe de calculatoare. Mult mai simplu, deși mai puțin precis, este demersul constând în determinarea de modele numerice adaptive cu ajutorul unor tehnici de Identificare de Sistem și Prelucrare de Semnal. Pentru a construi astfel de modele sunt suficiente câteva colecții de date măsurate (serii de timp și/sau spațiale), o mini-rețea de calculatoare și o bună cunoaștere a tehnicilor amintite. Adaptivitatea se realizează prin reactualizarea modelelor în funcție de noile date măsurate. Modelele numerice sunt extrem de bine adaptate activității de monitorizare. De îndată ce valorile predictate ale semnalelor ecologice se îndepărtează semnificativ de cele măsurate pentru o perioadă de timp suficient de mare, este posibil ca un comportament anormal să fie detectat. În acest caz, monitorizarea se poate focaliza în aria de desfășurare a fenomenelor anormale, în vederea atingerii unei și mai mari precizii de predicție și chiar diagnosticare. Dacă este necesar, se poate apela chiar la modele analitice sau chiar numerice cu un grad ridicat de complexitate.

Modelele numerice de interes în cadrul proiectului sunt de două categorii: sistemice (cu reprezentare pe stare) și de semnal (cu reprezentare de tip timp/spațiu-frecvență-scală). În ceea ce privește modelele cu reprezentare pe stare, acestea se construiesc în cadrul a două tipuri de abordări: fie plecând de la cele analitice, prin discretizarea ecuațiilor



diferențiale aferente, fie considerînd că parametrii ecologici măsurați sunt chiar stările sistemului. În [SCS05] sunt descrise două metode generice de determinare și reactualizare a acestor modele: Metoda Markov recursivă pentru identificarea sistemelor afectate de perturbații complexe și Metoda Kalman-Bucy de predicție a stărilor unui sistem (de asemenea afectat de perturbații, atât externe cît și interne). Ambele metode se finalizează cu algoritmi ce vor fi adaptați într-o etapă viitoare a proiectului la caracteristicile unui sistem ecologic, în vederea predicției seriilor spațio-temporale. Modelele de semnal care pot fi utilizate în vederea predicției vor fi descrise în rapoarte de cercetare ulterioare.

În acest raport de cercetare, discuția este focalizată în direcția descrierii de modele analitice ale unor fenomene din cadrul a două categorii de sisteme ecologice: în spațiu deschis (eroziune, poluare, interacțiune aer-apă-sol) și în spațiu închis (sere). Modelele vor fi utilizate ulterior în configurarea metodelor Markov și Kalman-Bucy amintite mai sus.

## 2. Modele de sistem ecologic în spațiu deschis

### 2.1. Modelarea dinamicii poluanților atmosferici și a interacțiunii aer-vegetație-sol

Modelarea sistemelor de mediu a devenit o necesitate. Pe de o parte, dezvoltarea mijloacelor tehnice de monitorizare și complexitatea legată de probleme de stabilire a cauzelor și efectelor, bazate pe risc, conduc în mod natural la modelare. Pe de altă parte, nevoia de a verifica eficiența costului în dezvoltarea și implementarea legilor mediului impune utilizarea de modele matematice prealabile. Înțelegerea comportamentului poluanților în mediu este o problemă acută, în special în cazul chimicalelor toxice, care se acumulează în compartimente ale mediului unde expunerea umană și ecologică poate fi importantă.

Nivelul curent de înțelegere relativ la procesele implicate în dinamica aer-vegetație-sol a poluanților atmosferici este limitat, iar instrumentele de modelare nu sunt foarte bine cunoscute, în general. Din acest motiv, se impune dezvoltarea și testarea unui set de algoritmi pentru modelarea interacțiunilor poluanților atmosferici cu sistemele ecologice naturale. Modelul generic estimat este de tip parametric, cu un număr relativ redus de parametri. Pentru estimarea acestuia nu este necesar un număr mare date experimentale. Se are însă în vedere atingerea unui compromis rezonabil între complexitatea modelului și posibilitatea obținerii unor date consistente ce caracterizează parametrii acestuia. Odată obținut, modelul poate fi testat în cadrul mai multor aplicații, dintre care au fost selectate două: influența prezenței unor metale toxice (cadmiu, plumb) în iarbă și influența prezenței hidrocarburilor policiclice și arome în vegetație.

Prin evaluarea rezultatelor cazurilor examinate, estimările numerice ale modelului în starea curentă ar trebui interpretate ca o măsură a dimensiunii potențiale a expunerii. Odată determinat, modelul poate fi utilizat pentru formularea de ipoteze teoretice referitoare la date adiționale și studii de proces necesare pentru a confirma sau contrazice aceste ipoteze.

Rezultate recente încorporează modele ale vegetației într-un mediu integrat de simulare multimedia pentru a furniza performanțe mai bune [AmRo82]. Metoda modelării multimedia implică monitorizarea simultană a influenței asupra mediului exercitată de o sursă de emisie prin aer, apă și sol, spre locații unde populația umană poate fi expusă. O componentă importantă a unui model multimedia al poluanților atmosferici este calea expunerii hranei terestre. Pînă de curînd, estimarea expunerii rezultate din emisii atmosferice a conținut numai căi directe. Totuși, studii relativ recente [PMF94] au arătat că lanțul trofic poate fi un important participant la expunerea umană și ecologică rezultată prin emisii aeriene. Descoperirea acumulării agenților poluanți în vegetație s-a dovedit a fi un pas important în procesul de acumulare al rețelei trofice terestre, oferind trasee directe și indirecte prin care plantele și animalele sunt expuse chimicalelor. Vegetația joacă de asemenea un rol important în circulația poluanților, afectînd nivelele atmosferice, atît ca

sursă, cât și ca destinație.

Deși, în ultimii ani, au fost efectuate câteva studii importante, orientate pe conceptul de *proces ecologic* [BCC92], înțelegerea fenomenelor implicate în interacțiunile aer-vegetație-sol este încă limitată. Modele de simulare rezultate din aceste studii se dovedesc a fi complexe, dificil de manevrat și/sau necesitând cantități impresionante de date. Încercarea de a opera cu modele mai simple nu a avut foarte mult succes pînă acum, deoarece fenomenele legate de poluare sunt destul de complexe.

Modelele descrise în acest paragraf surprind interacțiunile poluanților atmosferici în sisteme sol-vegetație-aer și necesită un număr relativ limitat de date meteorologice de intrare, caracteristici ale poluanților și parametri ai vegetației.

### 2.1.1. Ecuații de dinamică a agenților poluanți

Pentru a estima concentrația chimică a unei substanțe poluante  $C_{pl,f}$  [ $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ ] din cadrul unei plante cu volumul frunzei  $V_f$  [ $\text{cm}^3$ ], se poate utiliza modelul conservării masei, exprimat de următoarea ecuație:

$$V_f \cdot \frac{dC_{pl,f}}{dt} = N_{dif} + N_{dry} + N_{wet} + N_{trn} - N. \quad (2.1)$$

În ecuația (2.1),  $N_{dif}$  [ $\mu\text{g}/\text{zi}$ ] este fluxul difuziv al vaporilor poluanți între plante și aer, care se poate evalua după cum urmează:

$$N_{dif} = A \cdot g \cdot \left[ C_a^{(g)} - \frac{H \cdot C_{pl,f}}{K_{LW}} \right]. \quad (2.2)$$

Noua ecuație, (2.2), utilizează următoarele notații:  $A$  [ $\text{cm}^2$ ] este suprafața expusă a plantei;  $g$  [ $\text{cm}/\text{zi}$ ] este conductanța totală a transferului atmosferă–frunză a substanței și include conductanțele stomatale, cuticulare și marginale;  $H$  [adimensională] este constanta legii Henry;  $C_a^{(g)}$  [ $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ ] este concentrația chimică a poluantului în aer;  $K_{LW}$  [adimensional] este coeficientul de partiționare între plantă și apă, de obicei corelat cu un alt coeficient – de partiție de octanol al substanței chimice poluante, conținutului de apă și lipide al suprafeței vegetative și densității plantei.

Revenind la ecuația (2.1),  $N_{dry}$  și  $N_{wet}$  sunt fluxurile de depunere uscată, respectiv umedă a poluantului. Aceștia pot fi exprimați astfel:

$$N_{dry} = f_p \cdot r_{dry} \cdot A \cdot V_d \cdot C_a^{(p)}; \quad (2.3)$$

$$N_{wet} = C_{wet} (r_{wet} \cdot R \cdot A - R_w). \quad (2.4)$$

Notațiile din ecuațiile (2.3) și (2.4) sunt următoarele:  $f_p$  este fracțiunea de chemical depusă și transferată în interiorul plantei,  $r_{dry}$  și  $r_{wet}$  sunt fracțiile de depunere uscate, respectiv umede;  $V_d$  [ $\text{cm}/\text{zi}$ ] este viteza de depunere uscată;  $R$  [ $\text{cm}/\text{zi}$ ] este rata de cădere a ploii;  $C_a^{(p)}$  [ $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ ] este concentrația chimică a poluantului în sol;  $C_{wet}$  [ $\mu\text{g}/\text{cm}^3$ ] este concentrația chimică a poluantului în apa de ploaie.

Următorul termen al sumei din ecuația (2.1),  $N_{trn}$  [ $\mu\text{g}/\text{zi}$ ], este fluxul de poluant rezultat din transpirația plantei:

$$N_{tm} = q \cdot C_{s,w} \cdot TSCF, \quad (2.5)$$

unde  $q$  [cm<sup>3</sup>/zi] este fluxul de transpirație,  $C_{s,w}$  [μg/cm<sup>3</sup>] este concentrația chimică a substanței poluante în apa solului, iar  $TSCF$  este raportul de concentrații [μg/cm<sup>3</sup>].

În fine, în ecuația (2.1),  $N$  este un termen general care reține câștigurile sau pierderile masei de poluant:

$$N = \xi \cdot k \cdot C_{pl,f} \cdot V_f, \quad (2.6)$$

unde  $\xi$  semnifică sursa ( $\xi = -1$ ) sau mediul de pierdere ( $\xi = 1$ ) al substanței respective, iar  $k$  [zi<sup>-1</sup>] este constanta de reacție cinetică a transformării chimice.

### 2.1.2. Estimarea parametrilor solului și aerului

Parametrii atmosferici și cei ai solului,  $C_a^{(p)}$ ,  $C_a^{(g)}$ ,  $V_d$  și  $C_{s,w}$ , implicați în ecuațiile modelului (2.1), pot fi estimați prin măsurători specifice. În continuare sunt prezentate metode alternative cuplate cu modelul vegetației.

Pentru chimicale gazoase, potrivit modelului convențional, viteza de depunere uscată  $V_d$  este inversa sumei dintre rezistența plantei ( $R_c$ ), rezistența aerodinamică ( $R_a$ ) și rezistența nivelului superior ( $R_b$ ). Deoarece estimarea acestor rezistențe este uneori dificilă, din cauza datelor disponibile limitate, poate fi utilizată o tehnică mai simplă introdusă în [CWW97]. Astfel, viteza de depunere uscată a unui chemical sub formă de vapori este proporțională cu coeficientul său de difuzie moleculară în aer.

Vitezele de depunere uscată a chimicalelor în stare de particule pe vegetație și suprafața solului pot fi estimate ca funcții de condițiile meteorologice, distribuția particulelor și caracteristicile suprafeței solului. Se poate considera și o aproximare preliminară a  $V_d$ , când doar datele despre viteza și direcția vântului sunt disponibile.

În prezent, sunt disponibile modele avansate, care descriu efectele condițiilor meteorologice asupra parametrilor pentru depunerea umedă. Raporturi derivate empiric ce reprezintă medii pe timp îndelungat, pot fi de asemenea utilizate. În special pentru gaze, o limită superioară de estimare poate fi obținută presupunând că picăturile de ploaie sunt în echilibru cu faza aerului, când ating nivelul solului.

Concentrația chimică totală a substanței poluante în sol,  $C_a^{(p)}$ , este rezultatul a diferite mecanisme, cum ar fi: eroziunea solului, pierderile prin volatilizare și/sau depunerea atmosferică. Pentru a estima concentrațiile solului, modele sau componente de modele hidrologice și de transport trebuie corelate cu submodele ale proceselor chimice. Ecuația generală a echilibrului masei solului la momentul curent  $t$  se poate exprima în forma de mai jos:

$$M_{soil}(t) = M_{soil}(t-1) + M_{in}(t) - M_{out}(t) - \xi \cdot M_{transf}(t), \quad \forall t \geq 1, \quad (2.7)$$

unde:  $M_{soil}(t)$  este masa poluantului la momentul  $t$ ,  $M_{in}(t)$  este masa de intrare a nivelului solului;  $M_{out}(t)$  este masa de ieșire, datorată eroziunilor, scurgerilor sau volatilizărilor,  $M_{transf}(t)$  este masa transformată din cauza reacțiilor cinetice, iar  $\xi$  are aceeași semnificație ca în ecuația (2.6). Relația (2.7) este recursivă și permite o urmărire adaptivă a schimbărilor de masă de poluant în sol.

Modelele prezentate succint mai sus au fost testate în cadrul a două aplicații de expunere a plantelor la substanțe chimice nocive, cum ar fi cadmiul, plumbul sau hidrocarburile policiclice și aromate.

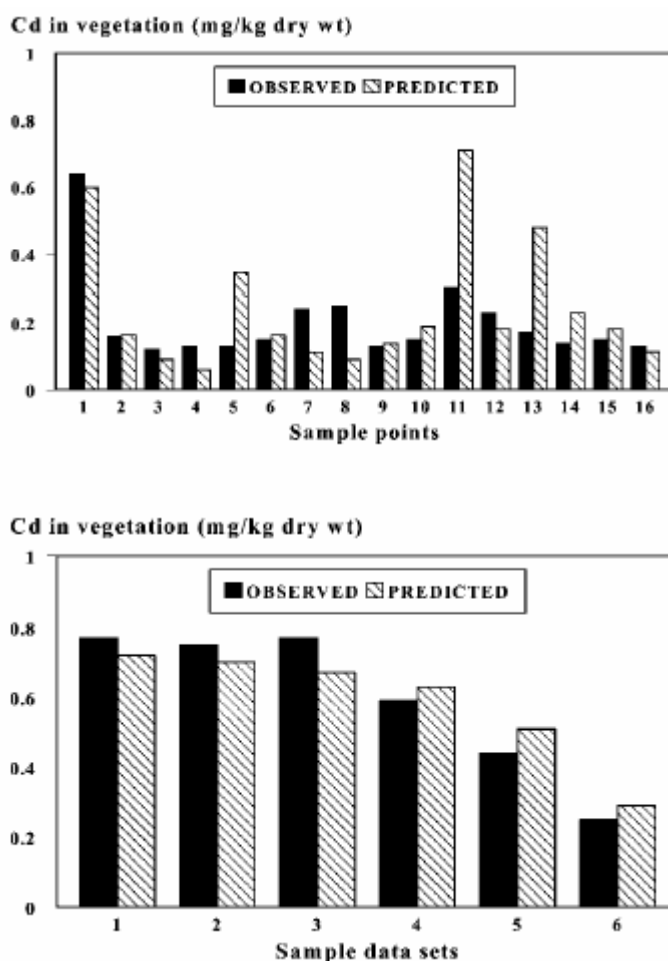
### 2.1.3. Expunerea vegetației la emisii de metale toxice (cadmiu, plumb)

În această aplicație, datele provin din două studii diferite [TrMa95], în care au fost investigate contaminarea solului și a ierbii cu cadmiu. În primul studiu, au fost cercetate solul și speciile de plante *Lolium* din zona Gipuzkoa, Spania. Al doilea studiu a fost concentrat asupra nivelelor ridicate de cadmiu și plumb atât în sol cit și în specii de plante de *Cynodon dactylon* în zona centrală din Atena, Grecia. În ambele studii, emisiile din trafic au fost confirmate ca surse ale contaminării. Pentru testarea modelului, valorile concentrației solului raportate de aceste studii au fost folosite ca intrări în modelul (2.1). Alți parametri importanți și valorile asociate sunt enumerați în Tabelul 2.1.

**Tabelul 2.1. Parametrii selectați ai modelului (2.1) și valorile asociate, în cazul cadmiului.**

Parametrul modelului	Valoare de intrare	Comentarii
Flux de transpirație [L/zi]	1	Valoare tipică
Densitatea frunzei [g/mL]	0.77	Valoare tipică
Constanta ratei de pierdere, [zi <sup>-1</sup> ]	0.08	Valoare tipică
Perioada de expunere, [zi]	100	Valoare tipică
TSCF	0.45	Estimat folosind valorile raportate
Coeficientul de partitie, [L/kg]	120	Valoare selectată dintr-o serie de date estimate
$C_a^{(p)} V_d$ , [μg/m <sup>2</sup> /zi]	2	Estimare bazată pe date ale depunerii atmosferice a metalelor

Concentrațiile de cadmiu datorate schimbului prin difuzie dintre atmosferă și frunze nu au fost considerate, deoarece cadmiul nu este prezent în vapori. Concentrația totală de cadmiu din plante este apoi estimată din cauza absorbției rădăcinilor și depunerilor atmosferice de cadmiu în formă de particule. Rezultatele sunt ilustrate în Figura 2.1.



**Figura 2.1. Concentrații înregistrate și predictate ale cadmiului în vegetație.**

Pentru evaluarea modelului, a fost efectuată o analiză statistică a erorilor. Valorile erorii medii, erorii relative, erorii standard a estimării și coeficienții săi de variație au fost calculate și sunt prezentate în **Tabelul 2.2**. Aceste valori demonstrează o corelație medie între datele predictate și cele observate în cazul *Lolium*, și o corelație bună în cazul *Cynodon dactylon*.

**Tabelul 2.2. Sumarul erorilor la compararea concentrațiilor măsurate și predictate.**

Tip de plantă	Eroare medie [mg/kg]	Eroare relativă	Eroare standard	Coeficient de variație
<i>Lolium</i>	+0.039	+0.194	+0.153	+0.760
<i>Cynodon dactylon</i>	-0.008	-0.014	+0.060	+0.104

#### 2.1.4. Expunerea vegetației la hidrocarburi policiclice și aromate

În această aplicație, este investigată contaminarea frunzelor de arțar (*Acer saccharum*) cu diferite hidrocarburi policiclice (PAH) aromate. Pentru aceasta, sunt disponibile date dintr-o locație din centrul orasului Bloomington, Indiana (SUA) [SiHa94]. Locația este înconjurată de trafic greu pe întreaga durată a anului. Pentru testarea modelului, concentrațiile a șase diferite PAH raportate din studiu au fost folosite ca intrări ale modelului. Hidrocarburile examinate sunt următoarele: benzo(a)pirena (B[a]Py), chrisena (Chry), benzo(a)antracena (B[a]An), benzo(e)pirena (B[e]Py), pirena (Py) și antracena (An). Deși, în cadrul studiului, eșantioanele de aer și vegetație au fost colectate la intervale de trei săptămâni în cursul sezonului de creștere, pentru simularea modelului, au fost folosite valorile medii ale concentrației aerului. Rezultatele au fost evaluate utilizând tot valori medii. Concentrațiile aerului au fost raportate în stare de vapori, în stare de particule și în total. Parametrii importanți selectați și valorile asociate folosite în cursul simulărilor sunt prezentate în **Tabelul 2.3**.

**Tabelul 2.3. Parametrii selectați ai modelului (2.1) și valorile asociate, în cazul PAH.**

Parametrul modelului	Valoare de intrare	Comentarii
Densitatea frunzei [g/mL]	0.8	Valoare tipică
Indicele de suprafață a frunzei	5.0	Valoare tipică
Conținutul de apă al frunzei [%]	48	Medie bazată pe valori măsurate
Conținutul de lipide	1.5	Medie bazată pe valori măsurate
Constanta ratei de pierdere, [zi <sup>-1</sup> ]	0.05	Valoare tipică
V <sub>d</sub> [cm/s]	2.2	Valoare predictată

Vitezele de depunere uscată pe suprafața vegetației sunt predictate cu ajutorul Metodei lui Slinn [CSHC98], pentru valori tipice ale caracteristicilor plantelor și valori medii ale datelor meteorologice (vânt, temperatură), obținute din baza de date a Administrației naționale oceanice și atmosferice din SUA (NOAA). Concentrațiile PAH datorate absorbției rădăcinilor și translocării către frunzele plantelor nu au fost considerate, deoarece pentru chimicale ușor dizolvabile în lipide (cum este și PAH), contaminarea plantelor pe cale aeriană este cel mai important mecanism. Concentrația totală a PAH din plante este estimată pe seama transferului aer-vegetație și depunerii atmosferice a chimicalelor sub formă de particule. Rezultatele sunt ilustrate în **Figura 2.2**. În general, modelul oferă rezultate rezonabile, cele mai precise simulări fiind în cazul benzo(a)antracenei și chrisenei. Rezultatele pentru benzo(a)pirenă și benzo(e)pirenă sunt în corelație suficient de bună cu datele observate. Cele mai slabe predicții s-au obținut în cazul pirenei și antracenei, care sunt prezente în atmosferă aproape în întregime sub formă de vapori.

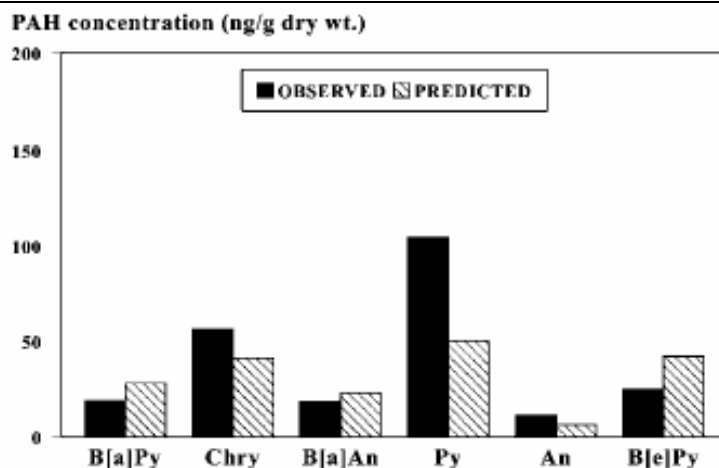


Figura 2.2. Concentrații înregistrate și predictate ale PAH în vegetație.

Evaluarea rezultatelor simulărilor din aplicațiile descrise succint mai sus arată că, în general, modelul furnizează o descriere plauzibilă a dinamicii aer-vegetație-sol. Avantajul modelului îl constituie faptul că este orientat spre studii care necesită o cantitate redusă de date pentru testare și verificare. De asemenea, modelul poate fi utilizat pentru analiza riscurilor potențiale de expunere la agenți poluanți și a unor evaluări predictive localizate.

Modelul propus include căi de transport cu parametrizări adecvate, avînd nevoie de un număr relativ limitat de date meteorologice colectate și de parametri referitori la caracteristicile poluanților și vegetației. Alte modele recente [AmRo82] folosesc date similare, dar sunt mai degrabă recomandate în evaluări de lungă durată, fiind bazate pe tehnici cu stări stabile. De asemenea, în unele dintre aceste modele, doar transferul substanțelor chimice prin depunere atmosferică și absorbția rădăcinilor din sol sunt simulate, în timp ce concentrația solului este caracteristică pentru sisteme aflate într-o stare stabilă. Modelul prezentat în acest paragraf include depunerea și difuzia atmosferică, în timp ce concentrația solului caracterizează variația temporală a acumulării, transportului, degradării mediului și transformării substanțelor chimice într-o perioadă de mai mulți ani.

## 2.2. Modelarea efectelor poluării și precipitațiilor asupra eroziunii solurilor

Problema poluării solului are o importanță vitală în studiul eroziunii acestuia și a producției agricole [NiC-04], [NiKr06]. Avînd în vedere procentul mare al terenurilor în pantă din România și al celor defrișate abuziv, problema eroziunii solului este foarte actuală. Folosirea nerațională a terenurilor agricole în pantă, se resimte și în prezent, ceea ce face ca aproximativ jumătate din această suprafață să se afle în diferite stadii de erodare. Factorii naturali care determină și influențează eroziunea sunt: clima, relieful, caracteristicile fizico-chimice ale solului și vegetația. Caracteristicile fizico-chimice ale solului sunt puternic influențate de poluarea mediului. Pe lînga factorii naturali, o influență importantă în declanșarea eroziunii o au factorii social-economici, concretizați prin modul de utilizare al terenului pe categorii de folosință și prin metodele de exploatare. Din cauza pierderilor mari pe care eroziunea solului le produce agriculturii, sunt necesare măsuri tehnico-organizatorice pentru lucrări de combatere a eroziunii.

În acest paragraf, sunt studiate corelațiile dintre eroziune, precipitații (intensitatea ploilor torențiale) și poluarea solului. În cadrul studiului scurgerilor pe terenurile arabile în pantă este analizată variația vitezei de infiltrație în funcție de intensitatea și durata precipitațiilor, precum și de poluarea solului. În studiul solurilor erodate pe secțiuni pedogeomorfologice, se urmărește interceptația și reținerea precipitațiilor de aparatul foliaceu la diferite plante, cît și diferitele aspecte legate de creșterea producției agricole pe terenurile în pantă, aflate sub influența poluării.



### 2.2.1. Scurtă analiză a factorilor care favorizează eroziunea solului

Exploatarea nerațională a terenurilor agricole, precum și uneltele primitive cu care se lucrează în micile gospodării țărănești, înlesnesc fenomenul de eroziune, care, în timp, poate să cuprindă suprafețe impresionante. Din cauza efectuării arăturilor în direcție descendentă, pe mari suprafețe în agricultura parcelara, procesul de eroziune se accentuează, iar producția agricolă este sub nivelul posibilităților. Transformarea în teren arabil a părții superioare a unor versanți și stabilirea pentru pășuni a suprafețelor din partea inferioară a acestora a contribuit la brăzdarea acestora cu ogașe și ravene, pe măsură ce arăturile se efectuează după curba de pantă maximă. Dacă la acest fenomen se adaugă apariția ploilor torențiale înainte ca plantele agricole să acopere suficient solul, degradarea este iminentă.

Avansarea procesului de eroziune pe pășunile în pantă se datorează supra-încărcării cu animale în perioada de vegetație, a pășunatului în timpul ploilor (când covorul ierbaceu este puternic distrus) și a lipsei măsurilor de pășunat rațional și a lucrărilor de combatere a eroziunii solului. Eroziunea cea mai avansată se produce în sectoarele unde variația de relief și panta au valorile cele mai mari, solurile fiind sensibile la eroziune și la exploatare arabilă.

Unele unități agricole din zona bazinelor hidrografice înregistrează pagube însemnate produse de eroziune, prin: îndepărtarea orizonturilor fertile, administrarea în exces a îngrășămintelor, înrăutățirea proprietăților fizice și chimice ale solurilor (prin nerespectarea tehnologiilor agricole), accentuarea consecințelor fenomenului de secetă pe terenurile în pantă și distrugerea plantelor agricole în timpul ploilor torențiale.

Studiul climatic, în special al precipitațiilor, necesită observații amănunțite în interiorul bazinului. În acest scop, sunt necesare măsurători la pluviometre instalate pe diferite forme de relief și expuneri. De asemenea, pentru mai multă informație, se pot studia datele climatice de la stațiile meteorologice apropiate arealului monitorizat. Formele eroziunii de adâncime se studiază în timp de câțiva ani, cu ajutorul caroiajelor având repere fixate la vârful ravenelor, asupra unor ravene în perimetrul ameliorativ studiat și a unor ravene în perimetrul desemnat. De asemenea, studiul scurgerii și eroziunii se efectuează în cadrul unui lot experimental, tot timp de câțiva ani, unde se organizează parcele de scurgere la culturi de grâu, porumb, etc. Studiile infiltratiilor pe diferite tipuri de sol și moduri de folosință se fac cu ajutorul *infiltrometrului*, prin calculul diferenței dintre apa căzută și cea care se scurge la suprafața solului, măsurată la intervale egale. Infiltrometrul se folosește și pentru determinarea cantității de apă reținută de către partea aeriană a diferitelor plante agricole și silvice.

Utilizarea modelelor matematice pentru studiul suprafețelor agricole, a solurilor și a caracteristicilor acestora permite atât optimizarea activităților de exploatare și/sau întreținere, cât și realizarea de prognoze. Modelele prezentate în acest paragraf sunt validate prin simulări complexe și larg acceptate de comunitatea sistemelor ecologice.

### 2.2.2. Factori de climă care favorizează eroziunea într-un bazin hidrografic

Un bazin hidrografic se delimitează prin poziția geografică aflată la confluența cursurilor de apă active sau activabile de către precipitații. Acesta este caracterizat printr-un relief (de regulă) variat (cu terenuri în pantă), un anumit climat și o temperatură medie anuală. Una dintre caracteristicile principale ale unui bazin hidrografic îl constituie însă faptul că precipitațiile sunt mai abundente decât în alte areale geografice. Acestea se datorează în special vînturilor care suflă dintr-o anumită direcție preferențială.

În perioada de vegetație (de regulă, între 1 aprilie și 30 septembrie – în România), trebuie monitorizată suma medie a cantităților de apă produse de precipitațiile sub formă de ploi. Cantitatea precipitațiilor din perioada caldă a anului (inclusă în perioada de vegetație) poate ajunge într-un bazin hidrografic la 60-70% din totalul anual. Alți parametri

care trebuie monitorizați sunt: cantitățile maxime de precipitații căzute în 24 ore, precipitațiile medii lunare și anuale (parametri înregistrați, de regulă, la stațiile meteorologice din bazinul hidrografic).

Ploile torențiale se monitorizează atât cu ajutorul *pluviogramelor*, cât și prin observații directe în timp. Experiența practică arată că regimul precipitațiilor se caracterizează prin discontinuități și mari variații în timp și spațiu, în special în ultimii ani. Căderea ploilor torențiale are loc în perioada caldă a anului, atunci când domină și activitatea ciclonică. Cu cât ne apropiem de anotimpurile reci, ploile sunt mai liniștite. La descifrarea pluviogramelor se iau în considerare acele intervale de timp în care se înregistrează cantitățile maxime de apă (cu durate de la 5 la 120 minute). În Tabelul 2.4, sunt specificați 3 parametri care caracterizează ploile torențiale dintr-un bazin hidrografic, în cursul a 14 măsurători. Parametrii observați sunt următorii: H – nivelul de apă pe suprafața de 1 m<sup>2</sup>, T – durata și I – intensitatea ploilor torențiale.

*Tabelul 2.4. Parametri observați ai ploilor torențiale dintr-un bazin hidrografic.*

Numărul observației	H [mm/m <sup>2</sup> ]	T [min]	I [mm/min/m <sup>2</sup> ]
1.	20.1	95	0.21
2.	35.6	120	0.29
3.	12.8	45	0.28
4.	38.8	85	0.45
5.	13.9	65	0.21
6.	12.3	90	0.13
7.	16.4	20	0.82
8.	9.7	45	0.21
9.	32.4	150	0.21
10.	29.2	95	0.30
11.	5.3	22	0.24
12.	22.2	50	0.44
13.	47.0	25	1.88
14.	35.4	145	0.24

Exemplul ilustrează marea variabilitate a acestor parametri, înregistrată chiar pe durate scurte de observație. Din acest motiv, predicția acestor parametri nu se poate efectua decât cu ajutorul unor modele și metode de complexitate relativ ridicată.

Pe lângă intensitatea ploilor torențiale, o importanță deosebită o are stabilirea tipului de ploaie, în funcție de poziția nucleului de intensitate maximă din durata acesteia. De exemplu, o ploaie torențială care a fost înregistrată pe lotul experimental cu nivelul de 77.5 mm/m<sup>2</sup> și durata de 805 minute, a avut la început o intensitate mică, de 0.1-0.21 mm/min/m<sup>2</sup> în câte 5 minute, timp de 90 de minute, perioadă în care s-a produs umezirea suficientă a solului. Imediat intensitatea a crescut la 3.2 mm/min/m<sup>2</sup> în 5 minute, iar maximumul a ajuns la 3.6 mm/min/m<sup>2</sup> în 5 minute. A urmat o scădere la 1.8 mm/min/m<sup>2</sup>, apoi s-a înregistrat o altă creștere la 3.4 mm/min/m<sup>2</sup>. În ultima parte, intensitatea ploii a scăzut la 0.2-0.1 mm/min/m<sup>2</sup>. Într-un interval de timp de 50 minute, nivelul de apă a fost de 27.2 mm/m<sup>2</sup>, iar în 755 minute acesta a fost aproape dublu, de 50.3 mm/m<sup>2</sup>, dar cu o intensitate mult mai mică. Un alt exemplu este ilustrat în *Figura 2.3*. Acestea ilustrează o caracteristică a ploilor torențiale: nucleul torențial este situat în prima treime sau în prima jumătate a intervalului de la începerea ploii.



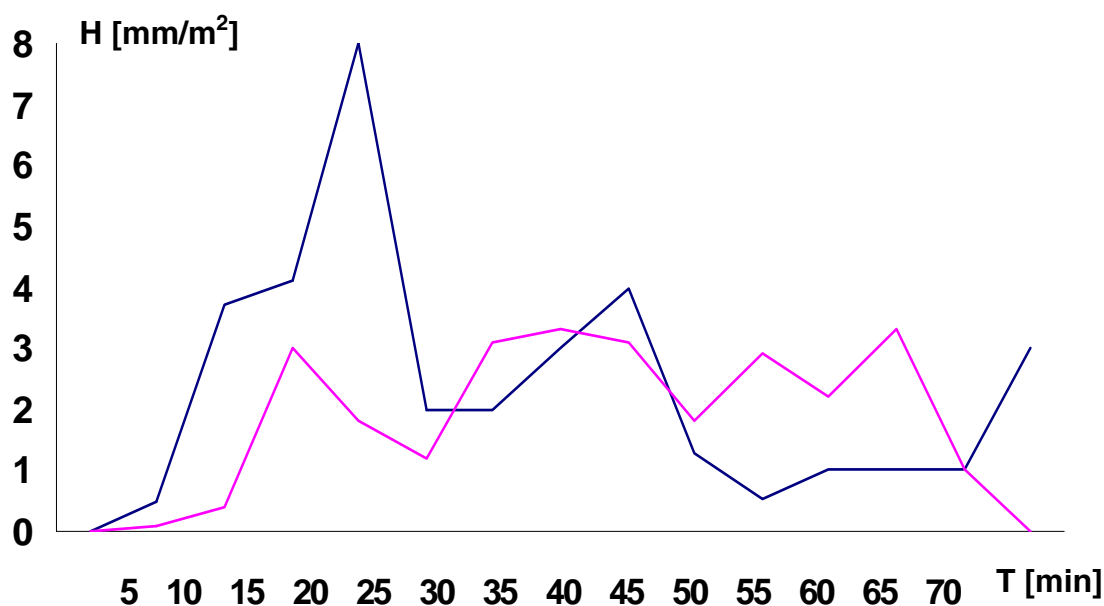


Figura 2.3. Variația intensității în timp (pluviogramele) pentru două ploi.

În mod obișnuit, modelarea influenței poluării asupra eroziunii solului în funcție de parametrii precipitațiilor se realizează luând în considerare două cazuri: o parcelă agricolă și o suprafață agricolă formată din mai multe parcele agricole. Pentru a crește precizia modelelor matematice, divizarea pe mai multe parcele se efectuează în funcție de panta terenului agricol și structura solului.

În cadrul modelării influenței poluării asupra eroziunii solului pe o anumită parcelă, se apelează la două tipuri de analize:

*a. Analiza eroziunii în regim staționar pe o parcelă agricolă.*

Obiectivul acestei analize îl constituie determinarea unui model matematic exprimat sub forma unei ecuații algebrice, care relevă dependența eroziunii în regim staționar de cei 3 parametri din Tabelul 2.4., exprimați pentru valori medii ale intensității ploilor, în funcție de cantitatea totală de precipitații a unei ploi.

*b. Analiza eroziunii în regim dinamic pe o parcelă agricolă.*

Obiectivul acestei analize îl constituie determinarea unui model matematic exprimat sub forma unei ecuații diferențiale, care relevă dependența în timp a eroziunii solului de variația în timp discret a intensității precipitațiilor.

Modelarea influenței poluării asupra eroziunii solului pe o suprafață agricolă împărțită în mai multe parcele se bazează de asemenea pe două tipuri de analize:

*a. Analiza eroziunii în regim staționar pe o suprafață agricolă.*

Obiectivul acestei analize îl constituie determinarea unui model matematic exprimat sub forma unui sistem de ecuații algebrice, care relevă dependența vectorului eroziunii solului, în regim staționar, de nivelul precipitațiilor și intensitatea ploilor torențiale. Pentru aceasta, se iau în considerare mai multe ploi și valorile medii ale intensității ploilor pe fiecare parcelă, în funcție de cantitatea totală de precipitații a unei ploi pe parcela respectivă.

*b. Analiza eroziunii în regim staționar pe o suprafață agricolă.*

Obiectivul acestei analize îl constituie determinarea unui model matematic exprimat sub forma unui sistem de ecuații diferențiale, care relevă dependența în timp a vectorului eroziunii solului de variația instantanee a intensității precipitațiilor pentru parcelele incluse în suprafața agricolă monitorizată.

### 2.2.3. Repartiția ploilor torențiale în cadrul unui sub-bazin hidrografic

Pentru a evidenția repartiția neuniformă a precipitațiilor într-o anumită zonă, se organizează observații meteorologice în cadrul unui sub-bazin hidrografic. Observațiile au ca rezultat măsurarea parametrilor ploilor cu ajutorul unui sistem de pluviometre instalate în mai multe puncte uniform repartizate pe diferite loturi de folosință și expuneri. Obiectivul acestui demers îl constituie analizarea mărimii și a repartiției ploilor căzute în diferite puncte ale acestui sub-bazin.

Pentru experimentul descris în continuare, pluviometrele au fost instalate pe un versant cu expunere sud-estică, pe terenurile arabile cu expunere sud-vestică, în partea superioară a unui deal, și pe un versant al acestuia cu expunere estică. Din analiza rezultatelor obținute, a rezultat că, pentru acest areal, pe expunerile sud-estice, ploile torențiale sunt mai abundente și se caracterizează printr-o intensitate mai mare. De asemenea, s-a constatat că variațiile cele mai mari ale precipitațiilor se înregistrează în lunile de vară, pe diferite expuneri. Diferențele cele mai mari de precipitații între pluviometre, au avut loc în special în lunile iulie și august, când au căzut și cele mai multe ploi cu caracter torențial.

Rezultatul măsurărilor este ilustrat de repartiția precipitațiilor pe durata unui an, din Tabelul 2.5.

**Tabelul 2.5. Repartiția precipitațiilor pe durata unui an, într-un sub-bazin hidrografic.**

Luna	Nivelul de precipitații H [mm/m <sup>2</sup> ] repartizat pe pluviometre										
	Nr.1	Nr.2	Nr.3	Nr.4	Nr.5	Nr.6	Nr.7	Nr.8	Nr.9	Nr.10	Nr.11
Ianuarie	6,4	0,5	0,9	0,8	1,0	0,7	0,9	0,9	0,8	0,9	1,0
Februarie	18,0	17,9	16,2	16,6	21,4	14,4	16,6	17,4	17,3	20,2	17,8
Martie	29,6	27,5	26,1	26,6	30,6	25,0	27,0	26,6	26,9	29,0	27,9
Aprilie	30,4	28,4	27,2	27,0	31,8	28,4	28,9	28,2	29,3	30,6	30,2
Mai	37,8	33,5	13,4	33,3	36,2	35,2	34,0	34,3	33,7	34,9	35,7
Iunie	44,2	42,9	36,8	41,7	45,7	44,5	43,3	39,5	41,7	43,2	41,8
Iulie	50,3	33,5	31,6	43,5	57,9	47,4	73,4	58,0	76,1	60,9	52,5
August	65,7	55,6	50,5	62,2	63,5	62,2	72,2	48,4	72,2	62,5	69,2
Septembrie	42,6	44,8	39,8	44,5	34,3	43,0	36,8	28,7	42,7	40,4	44,2
Octombrie	19,7	16,1	15,1	23,8	19,5	15,8	22,5	21,5	25,3	22,0	25,5
Noiembrie	6,6	9,4	6,9	8,7	9,1	6,4	9,5	8,5	10,1	9,3	12,4
Decembrie	10,1	10,2	8,6	9,0	10,0	7,8	8,9	7,6	9,0	9,7	10,0
<b>Total:</b>	<b>361,4</b>	<b>340,2</b>	<b>292,1</b>	<b>337,7</b>	<b>363,2</b>	<b>330,9</b>	<b>374,0</b>	<b>321,6</b>	<b>389,1</b>	<b>363,6</b>	<b>368,2</b>

Se observă că, la pluviometrul nr. 9, s-a înregistrat nivelul cel mai mare de precipitații (76.1 mm/m<sup>2</sup>), urmat de pluviometrul nr. 7 (73.4 mm/m<sup>2</sup>), în timp ce la pluviometrul nr. 8, cu aceeași expunere, au căzut numai 58 mm/m<sup>2</sup>. Diferența cea mai mare de precipitații se înregistrează între pluviometrele nr. 9 și nr. 3, de 44.5 mm/m<sup>2</sup>. O diferență notabilă s-a înregistrat și față de pluviometrul nr. 4 (de 32.6 mm/m<sup>2</sup>).

### 2.2.4. Efectul de eroziune provocat de scurgerea ploilor torențiale

Efectul erodant al scurgerii ploilor torențiale este observat pe parcele de scurgere, amplasate în zona cea mai afectată de eroziune a unui bazin hidrografic. Ploile torențiale care produc scurgeri permit obținerea datelor necesare studierii hidrologiei versantului unde se efectuează observațiile.

În lotul experimental monitorizat, trebuie organizate parcelele de scurgere la diferite culturi: grâu, porumb, etc. În parcelele amenajate, se execută arăturile și semănatul pe curba de nivel. În perimetrul zonei câmpului experimental, se efectuează studii privind infiltrațiile (cu ajutorul *infiltrometrelor*), pe pășuni și fânețe, la diferite grade de eroziune.

Scurgerea artificială este măsurată prin valoarea *coeficientului de scurgere*. Aceasta este diferită de la un anotimp la altul, în funcție de condițiile specifice. În literatura de specialitate, apar tot mai multe studii privind scurgerile care se produc în timpul verii [NiKr06]. Pentru hidrologia terenurilor în pantă, topirea zăpezii nu prezintă importanță deosebită, atât timp cât acest fenomen este lent și solul este dezghețat, fapt care permite infiltrarea unei mari cantități de apă. În anii când, spre sfârșitul iernii, există un strat gros de zăpadă depus peste solul înghețat, iar la scurt timp începe topirea acestuia (fenomen accelerat uneori de ploile de primăvară cu durată mare), se produc scurgeri pe terenurile în pantă, pe măsura dezghețării. Valoarea eroziunii solului variaza în funcție de anotimp. La ploile slabe de iarnă, se infiltrează o mare cantitate de apă, dacă solul este dezghețat, fără să se producă scurgeri și pierderi de sol. Acesta este fenomenul de dorit a se petrece în cazul suprafețelor agricole. Amplasarea în pantă deteriorează însă efectele fenomenului și crează premisele eroziunii solului.

Analizînd scurgerile provocate în lotul experimental descris în paragraful 2.2.3., s-a constatat că acestea au fost determinate de ploi torențiale cu mărimi și intensități diferite, în funcție de umiditatea solului la începutul ploii și stadiul de dezvoltare a vegetației. Acești parametri determină practic valoarea coeficientului de scurgere, ca în exemplul din **Tabelul 2.6**, unde au fost monitorizate două suprafețe agricole: una plantată cu grâu și celalaltă – cu porumb.

**Tabelul 2.6.** Valori ale coeficientului de scurgere, determinate de ploi torențiale de vară, pe două suprafețe agricole plantate cu grâu, respectiv porumb.

Data	H [mm/m <sup>2</sup> ]	T [min]	I [mm/min/m <sup>2</sup> ]	Umiditatea solului [%]	Coeficientul de scurgere	
					Grâu	Porumb
6 iunie	77,5	805	0,29	14,26	0,017	0,26
9 iunie	18,8	260	0,28	23,88	–	0,90
17 iunie	27	550	0,13	21,53	0,06	0,17
25 iunie	16,4	20	0,82	20,19	–	0,15
6 august	47	25	1,88	17,25	0,056	0,114

Experimentele au arătat că valoarea coeficientului de scurgere a ploilor torențiale, în cazul arăturii pe curba de nivel, pe un versant cu panta de 18%, a fost de 6-7 ori mai mic (chiar la culturile prășitoare), față de martor, unde arătura s-a realizat pe linia de cea mai mare pantă. De asemenea, s-a constatat că scurgerile antrenează cea mai mare cantitate de sol în lunile mai, iunie și iulie. Pierderile de sol pe terenurile arabile în pantă cresc odată cu creșterea pantei și sunt influențate de tipul de sol, expunere, gradul de drenare, etc. Cantitatea de sol erodată, la aceleași ploi și pantă, diferă atât în funcție de tipul și gradul de folosită (tipul și stadiul de dezvoltare al plantelor cultivate), cât și (mai ales) de mărimea pantei. Cantitățile de sol erodate (E), la diferite ploi torențiale înregistrate în lotul experimental, sunt redate în **Tabelul 2.7**.

**Tabelul 2.7.** Cantități de sol erodate de ploi torențiale, într-un sub-bazin hidrografic.

Numărul măsurătorii	Nivelul principalelor ploi torențiale [mm/m <sup>2</sup> ]	Cantitatea de sol erodată în parcelele din cultura porumbului, E [m <sup>3</sup> /ha]		
		60 m <sup>2</sup>	175 m <sup>2</sup>	350 m <sup>2</sup>
1.	21,1	1,186	0,876	0,562
2.	77,5	22,601	9,887	4,731
3.	18,8	9,790	7,473	5,443

Cele mai mari pierderi de sol s-au produs la ploaia de  $77.5 \text{ mm/m}^2$  din perioada studiului și au fost de  $22.6 \text{ m}^3/\text{ha}$ , pe parcela având cultură prășitoare (porumb). Pe o parcelă de suprafață identică și amplasare similară, da cultivată cu grâu s-au erodat numai  $0.503 \text{ m}^3/\text{ha}$ , adică aproape de 43 de ori mai puțin. Pe parcelele având culturi prășitoare de 7/50 s-au erodat  $4.731 \text{ m}^3$  sol, iar la parcelele asemănătoare cu grâu – numai  $0.002 \text{ m}^3$ , adică de 2365 de ori mai puțin.

O mare importanță în studiul eroziunii solului o are așadar corelația dintre eroziune și intensitatea precipitațiilor (a ploilor de vară în special). Pentru stabilirea eroziunii probabile, pe baza datelor obținute în lotul experimental, s-a luat în considerare intensitatea erozivă a ploilor care au provocat eroziuni mai mari de 1 tonă/ha.

#### 2.2.5. Rolul reliefului și al poluării în declanșarea eroziunii solului

Structura geologică, alcătuirea petrografică și poluarea au o influență hotărâtoare asupra intensității cu care acționează ceilalți factori de eroziune. Datorită alcătuirii petrografice diferite, a nisipurilor și prundișurilor transformate pe alocuri în gresii cu conglomerate de formațiuni argiloase, eroziunea acționează ca un important factor în modificarea reliefului. La rîndul lui, relieful poate deveni un factor natural de eroziune, care, prin mărimea pantei, înălțimea lungimea, forma și expunerea versanților, ca și prin maniera de exploatare, influențează valorile coeficienților de scurgere. Așadar, configurația actuală a reliefului unui bazin hidrografic, deși este rezultatul fenomenului de erodare, poate accelera acest fenomen.

Suprafețele cele mai erodate se situează în sectoarele unde energia de potențial a reliefului (pe scurt, *energia de relief*) are valoarea cea mai mare. De regulă, aceasta se înregistrează în zonele unde lungimea versanților este mică, dar panta acestora este mare. La aceleași valori ale energiei de relief, lungime a versanților și mărime a pantelor, cele mai erodate sunt solurile din circuitul agricol cu folosință arabilă, provenite din defrișarea pădurilor. Explicația acestui efect rezidă în faptul că, în zona cumpenei apelor, agregatele solului, dispersate de picăturile de ploaie, sunt transportate în permanență, fără să mai aibă loc un proces de depunere. Solul erodat din preajma cumpenei apelor, la interfluviile colinare sub formă de coamă, nu mai este refăcut prin depunerea materialului în suspensie.

Odată cu creșterea pantei unui versant, se mărește neuniformitatea, iar scurgerile ce se produc în timpul precipitațiilor sunt tot mai mult înlocuite de scurgeri concentrate. Dispersarea scurgerilor pe terenurile în panta expune o suprafață mare lovirii directe de către picăturile de ploaie. Astfel se explică de ce suprafețele mai frământate situate în pantă sunt mult mai erodate decât suprafețele învecinate, unde scurgerea apei se produce sub forma unei pînze cu grosime relativ constantă.

Studiul pantelor permite stabilirea măsurilor necesare de restructurare a modului de folosință agricolă, de transformare a folosințelor inferioare în folosințe superioare și posibilitățile de creștere a suprafeței arabile.

#### 2.2.6. Modele de eroziune în regim staționar

Două modele staționare de eroziune a solului sunt descrise în acest paragraf: unul pentru o parcelă agricolă și altul pentru o suprafață agricolă.

Pentru o parcelă agricolă, se poate determina un model matematic sub forma unei ecuații algebrice (staționare), care definește dependența eroziunii în regim staționar de nivelul precipitațiilor  $H$  și intensitatea ploilor torentiale  $I$ , pentru valori medii ale intensității ploilor, în funcție de cantitatea totală de precipitații a unor ploi. Ploile considerate sunt cele care au provocat eroziuni de cel puțin o tonă de sol la hectar. În **Tabelul 2.8**, sunt enumerate 3 valori ale eroziunii  $E$  în funcție de cei doi parametri ai ploilor, pe o parcelă agricolă nepoluată. Datele din tabele cum este și acesta (dar în număr mult mai mare) sunt utilizate pentru construcția unui model polinomial al eroziunii.

**Tabelul 2.8. Date care contribuie la construcția unui model static al eroziunii pe o parcelă, în absența poluării.**

Numărul măsurătorii	E [t/ha]	H [mm/m <sup>2</sup> ]	I [mm/min/mm <sup>2</sup> ]
1.	1.137	21.1	0.21
2.	16.148	77.5	0.69
3.	9.840	18.8	0.42

Pentru determinarea polinomului care să exprime dependența eroziunii de cei doi parametri, se folosește *Metoda Celor Mai Mici Pătrate* (MCMMP) [SoSt89], [SCS05]. Expresia generală a polinomului este următoarea:

$$E(H, I) = e_0 + a_1 H + \dots + a_{nH} H^{nH} + b_1 I + \dots + b_{nI} I^{nI}, \quad (2.8)$$

unde  $nH, nI \in \mathbb{N}$  sunt gradele aferente, iar  $e_0, a_1, \dots, a_{nH}, b_1, \dots, b_{nI} \in \mathbb{R}$  sunt coeficienții necunoscuți. Aplicînd MCMMP pentru o pereche oarecare de grade și un număr de  $N \in \mathbb{N}^*$  măsurători  $\{E_n, H_n, I_n\}_{n=1, \dots, N}$  (ca în Tabelul 2.8), se obține următoarea expresie de

estimare a vectorului coeficienților necunoscuți,  $\theta = [e_0 \ a_1 \ \dots \ a_{nH} \ b_1 \ \dots \ b_{nI}]^T \in \mathbb{R}^{nH+nI+1}$ :

$$\hat{\theta}_N = \left[ \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N \phi_n \phi_n^T \right]^{-1} \left[ \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N E_n \phi_n \right], \quad (2.9)$$

unde:

$$\phi_n = \left[ 1 \ H_n \ H_n^2 \ \dots \ H_n^{nH} \ I_n \ I_n^2 \ \dots \ I_n^{nI} \right]^T \in \mathbb{R}^{nH+nI+1}, \quad (2.10)$$

este vectorul parametrilor măsurati ai ploilor.

După testarea mai multor modele (pentru diferite grade), s-a ajuns la concluzia că dependența eroziunii de cei doi parametri poate fi considerată pur și simplu liniară ( $nH = nI = 1$ ). Așadar,

$$E(H, I) = \hat{e}_{0,N} + \hat{a}_{1,N} H + \hat{b}_{1,N} I. \quad (2.11)$$

În acest caz, din relația (2.9) rezultă:

$$\hat{\theta}_N = \begin{bmatrix} \hat{e}_{0,N} \\ \hat{a}_{1,N} \\ \hat{b}_{1,N} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 1 & \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N H_n & \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N I_n \\ \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N H_n & \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N H_n^2 & \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N H_n I_n \\ \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N I_n & \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N H_n I_n & \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N I_n^2 \end{bmatrix}^{-1} \begin{bmatrix} \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N E_n \\ \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N E_n H_n \\ \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N E_n I_n \end{bmatrix}. \quad (2.12)$$

Modelele de tipul (2.11) pot fi determinate pe durata ploilor sau doar din momentul în care începe să se producă scurgerea. Saturația solului cu apă poate grăbi eroziunea, ceea ce se reflectă în coeficienții estimați ai modelelor, în general de amplitudini mai mari decît în cazurile unui sol capabil să mai absoarbă o anumită cantitate de apă.

Studiind coeficienții de scurgere din cîmpul experimental și cantitatea de sol erodată, se remarcă anumite diferențe de la o parcelă la altă, în cadrul aceleiași folosințe. Diferențele sunt determinate de lungimea versantului și condițiile de sol.

În mod similar, se poate modela și eroziunea solului în cazul parcelelor poluate. În acest caz, apare o nouă variabilă care se adaugă modelului: coeficientul de poluare,  $P$ . În Tabelul 2.9., sunt enumerate 3 măsurători ale parametrilor sol-ploaie-poluare.

Tabelul 2.8. Date care contribuie la construcția unui model static al eroziunii pe o parcelă, în prezența poluării.

Numărul măsurătorii	E [t/ha]	H [mm/m <sup>2</sup> ]	I [mm/min/mm <sup>2</sup> ]	Coeficient de poluare P
1.	1.257	31.2	0.18	0.15
2.	12.31	26.45	0.38	0.08
3.	8.32	16.3	0.29	0.14

Și în acest caz modelul matematic este de tip polinomial, iar experimentele de identificare au condus tot la o exprimare liniară a eroziunii în raport cu cei 3 parametri:

$$E(H, I, p) = \hat{e}_{0,N} + \hat{a}_{1,N}H + \hat{b}_{1,N}I + \hat{c}_{1,N}P. \quad (2.13)$$

În cazul general al unei suprafețe agricole formate din mai multe parcele (de exemplu  $M \geq 2$  parcele), modelul de eroziune se exprimă prin intermediul unui sistem de ecuații algebrice, ca mai jos (cu notații naturale):

$$\begin{cases} e_{0,1} + a_{1,1}H_1 + \dots + a_{1,M}H_M + b_{1,1}I_1 + \dots + b_{1,M}I_M + c_{1,1}P_1 + \dots + c_{1,M}P_M = E_1 \\ e_{0,2} + a_{2,1}H_1 + \dots + a_{2,M}H_M + b_{2,1}I_1 + \dots + b_{2,M}I_M + c_{2,1}P_1 + \dots + c_{2,M}P_M = E_2 \\ \vdots \\ e_{0,M} + a_{M,1}H_1 + \dots + a_{M,M}H_M + b_{M,1}I_1 + \dots + b_{M,M}I_M + c_{M,1}P_1 + \dots + c_{M,M}P_M = E_M \end{cases} \quad (2.14)$$

De notat că sistemul (2.14) nu este format din  $M$  ecuații independente una față de alta, deoarece delimitarea parcelelor în cadrul suprafețelor agricole este virtuală, din punctul de vedere al fenomenelor de eroziune. Identificarea parametrilor necunoscuți ai acestui model se poate realiza cu ajutorul MCMMP multi-dimensională [SCS05].

### 2.2.7. Modele de eroziune în regim dinamic

Analiza eroziunii unei parcele agricole în regim dinamic constă în determinarea unui model matematic, sub forma unei ecuații diferențiale, care exprimă dependența eroziunii de variația în timp a intensității precipitațiilor, pentru valori discretizate. Experimentele de modelare au condus la concluzia că ecuația diferențială nu depășește gradul 2. Coeficienții acesteia pot fi determinați tot experimental, prin intermediul unei analize tranzitorii. Este binecunoscut faptul că o astfel de analiză se bazează pe stimularea sistemului cu o treaptă unitară [SCS05]. În cazul sistemului ecologic, treapta o reprezintă creșterea bruscă a intensității ploilor. Așadar, ecuația generică a eroziunii în regim dinamic, pe o parcelă agricolă este următoarea:

$$a_2E''(t) + a_1E'(t) + a_0E(t) = bI(t), \quad \forall t \geq 0, \quad (2.15)$$

unde coeficienții  $a_0$ ,  $a_1$ ,  $a_2$  și  $b$  trebuie identificați cu ajutorul unei analize tranzitorii. Funcția de transfer a sistemului liniar asociat ecuației (2.15) este, evident, exprimată după cum urmează:

$$\mathcal{H}(s) = \frac{b}{a_2s^2 + a_1s + a_0}, \quad (2.16)$$

unde  $s$  este variabila complexă din domeniul Transformatei Laplace.



Pentru a identifica parametrii funcției de transfer (2.16), se efectuează cîteva experimente de măsurare a eroziunii solului și intensității precipitațiilor în cazul unor ploi torențiale survenite brusc peste suprafața agricolă, care își mențin intensitatea constantă un timp suficient de mare (cîteva minute). Mediind răspunsurile sistemului (adică valorile măsurate ale eroziunii), se obține un răspun indicial aproximativ, care permite identificarea amplificării, supra-reglajului și factorului de amortizare pe cale grafică. Din acestea, rezultă apoi estimațiile celor 4 parametri necunoscuți.

În cazul general, modelul matematic al eroziunii solului în funcție de parametrii precipitațiilor, este o ecuație diferențială de ordinul  $n \geq 1$ . Aceasta corespunde unui sistem cu o ieșire ( $E$ ) și mai multe intrări ( $H$ ,  $I$ ,  $P$ , etc.). Considerînd că sistemul este liniar în raport cu 3 intrări ( $H$ ,  $I$  și  $P$ ), ecuația de regim staționar (2.13) sugerează exprimarea vectorului de transfer asociat în forma:

$$\mathbf{H}(s) = \frac{[b_H \quad b_I \quad b_P]}{a_n s^n + \dots + a_1 s + a_0}, \quad (2.17)$$

unde  $b_H$ ,  $b_I$  și  $b_P$  sunt factori de amplificare corespunzători intrărilor. Identificarea unui astfel de sistem (din date experimentale măsurate) se poate realiza apelînd la MCMMP (sau la Metoda Variabilelor Instrumentale) în variantă multi-dimensională [SCS05]. Pentru aceasta, se înlocuiește sistemul continuu cu un sistem discret, descris de ecuația cu diferențe:

$$E[k] + a_1 E[k-1] + \dots + a_n E[k-n] = b_H H[k-1] + b_I I[k-1] + b_P P[k-1] + e[n], \quad (2.18)$$

unde  $e$  este un zgomot alb de medie nulă și dispersie (necunoscută)  $\lambda^2$ . Grupînd parametrii necunoscuți într-un vector:

$$\boldsymbol{\theta} = [a_1 \quad \dots \quad a_n \mid b_H \quad b_I \quad b_P]^T \in \mathbb{R}^{n+3}, \quad (2.19)$$

rezultă următoarea configurație a vectorului de date măsurate la momentul curent:

$$\boldsymbol{\varphi}[k] = [-E_{k-1} \quad \dots \quad -E_{k-n} \mid H_{n-1} \quad I_{n-1} \quad P_{n-1}]^T \in \mathbb{R}^{n+3}. \quad (2.20)$$

Cu definițiile (2.19) și (2.20), vectorul parametrilor estimați folosind MCMMP și un ansamblu de  $N$  date măsurate  $\{E_k, H_k, I_k, P_k\}_{k \in \overline{1, N}}$  are tot exprimarea (2.9). Mai mult, dispersia zgomotului alb poate fi estimată cu ajutorul criteriului pătratic utilizat în cadrul MCMMP, ea reprezentînd o măsură invers proporțională cu precizia modelului:

$$\hat{\lambda}_N^2 = \frac{1}{N - n - 3} \sum_{k=1}^N \left( E_k - \boldsymbol{\varphi}^T[k] \hat{\boldsymbol{\theta}}_N \right)^2. \quad (2.21)$$

Analiza eroziunii solului în regim dinamic pe o suprafață agricolă formată din mai multe parcele, delimitate în funcție de caracteristicile terenului, constă în determinarea unui model matematic sub forma unui sistem de ecuații diferențiale, care să exprime dependența eroziunii de variația în timp a intensității precipitațiilor, pe fiecare parcelă.

Avînd în vedere dimensiunea sistemului de ecuații, modelul este exprimat în formă sistemică, cu ajutorul reprezentării pe stare. Astfel, vectorul de stare  $\mathbf{x}$  are o dimensiune egală cu numărul parcelelor care formează suprafața agricolă ( $M \geq 2$ ). Fiecare stare reprezintă o parcelă. Intrarea sistemului o constituie vectorul  $\mathbf{u}$  al intensităților medii ale precipitațiilor, evaluate la punctele de amplasare a pluviometrelor. Dimensiunea sa este egală tot cu numărul de pluviometre ( $L \geq 2$ ). În fine, ieșirea sistemului este reprezentată de vectorul  $\mathbf{y}$ , de dimensiune egală cu numărul de locații unde se măsoară eroziunea solului ( $K \geq 2$ , eventual diferit de numărul de parcele și/sau de pluviometre).

Reprezentarea pe stare a modelului de eroziune se sprijină atunci pe următoarele ecuații liniare (binecunoscute din literatura de specialitate a Teoriei Sistemelor [IoV85]):

$$\begin{cases} \mathbf{x}' \equiv \mathbf{Ax} + \mathbf{Bu} \\ \mathbf{y} \equiv \mathbf{Cx} \end{cases}, \quad (2.22)$$

unde  $\mathbf{A} \in \mathbb{R}^{M \times M}$  este matricea sistemului,  $\mathbf{B} \in \mathbb{R}^{M \times L}$  este matricea de amestec a intrărilor, iar  $\mathbf{C} \in \mathbb{R}^{M \times K}$  este matricea de amestec a stărilor. Dacă aceste matrici sunt cunoscute (de exemplu prin identificare cu ajutorul Metodei lui Markov multi-dimensionale [SCS05]), sistemul (2.22) poate fi rezolvat plecând de la un set de condiții inițiale, iar soluția are următoarea expresie generală:

$$\begin{cases} \mathbf{x}(t) = \Phi(t - t_0)\mathbf{x}_0 + \int_{t_0}^t \Phi(t - \tau)\mathbf{Bu}(\tau)d\tau, & \forall t \geq t_0, \\ \mathbf{y}(t) \equiv \mathbf{Cx}(t) \end{cases} \quad (2.23)$$

unde matricea de tranziție este definită prin relația:

$$\Phi(t) = \exp[\mathbf{A}(t - t_0)], \quad \forall t \geq t_0. \quad (2.24)$$

Modelele dinamice descrise în acest paragraf nu sunt neapărat interesante în studiul de față pentru posibilitatea de a fi simulate (prin rezolvarea ecuațiilor diferențiale aferente), ci mai ales pentru capacitatea lor de predicție. De exemplu, modelul (2.18) conduce la un predictor optimal de tip ARX, în timp ce modelul (2.22) se pretează la o predicție prin Metoda Kalman-Bucy [SCS05].

### 2.2.8. Modele neliniare de eroziune

Dacă modelele liniare descrise în paragrafele anterioare nu oferă o precizie suficientă, este necesar să se folosească modele neliniare sau polinoame de interpolare.

Astfel, de exemplu, intervenția factorului de poluare în eroziunea solului a fost modelată și într-o altă manieră (modelul fiind validat de numeroase experimente). Astfel, ecuația diferențială (2.15), care funcționează mai mult în absența poluării, ar trebui înlocuită cu una dintre ecuațiile diferențiale de mai jos, mai apropiate de fenomenul real, în prezența poluării:

$$a_2 E''(t) + a_1 E'(t) + a_0 E(t) = b(1 + cP(t))I(t), \quad \forall t \geq 0; \quad (2.25)$$

$$a_2 (1 + c_1 P(t)) E''(t) + a_1 E'(t) + a_0 E(t) = b(1 + c_2 P(t))I(t), \quad \forall t \geq 0. \quad (2.26)$$

În aceste ecuații,  $c$ , respectiv  $c_1$  și  $c_2$  sunt constante de poluare care se pot determina experimental, în funcție de caracteristicile solului și de tipul de poluanți. Influența factorului de poluare asupra eroziunii este, în acest caz, de tip neliniar. Identificarea modelelor neliniare cum sunt (2.25) sau (2.26) revine în final la rezolvarea unor sisteme de ecuații neliniare (în general, prin metode numerice).

O altă manieră de modelare a neliniarităților o constituie interpolarea adaptivă. Adaptivitatea este considerată în acest context sub următorul aspect: fiecare nou element al tabelii de interpolare conduce la redeterminarea interpolatorului. Interpolatori matematici clasici cum sunt cei de tip Lagrange, Laguerre, Gauss, Cebîșev pot fi utilizați în acest scop. Ei sunt de sorginte polinomială. În inginerie, însă, interpolatorul cel mai utilizat este cel de tip *spline* (în special cel cubic), adică *polinomial pe porțiuni*. Acest interpolator a apărut datorită necesității de a înlătura un fenomen extrem de neplăcut al celor de tip polinomial, semnalat de către Runge: amplificarea oscilațiilor polinomului de interpolare



odată cu mărirea numărului de elemente ale tabelii de interpolare. Prin adaptarea coeficienților polinomului la fiecare pereche de noduri de interpolate adiacente, se obține înlăturarea fenomenului Runge. Adaptarea constă în impunerea condițiilor ca polinomul să treacă prin cele două noduri de interpolare, iar derivatele sale să coincidă cu cele ale polinoamelor vecine până la un anumit ordin. De exemplu, interpolatorul spline cubic este definit de o colecție de polinoame de grad 3 (pentru fiecare pereche de noduri de interpolare câte unul), cu proprietatea că fiecare dintre ele trece prin nodurile de interpolare care îl definesc, iar derivatele de ordin 1 și 2 în aceste noduri coincid cu derivatele de ordin 1 și 2 ale vecinilor săi în aceste noduri. Aceasta este esența unui interpolator spline.

Interpolatoarele nu constituie însă modele adecvate predicției, în special în cazul datelor afectate de zgomote importante. Ele pot fi însă instrumente destul de precise de simulare pe durata orizontului de observație și măsură, în special în cazul unor fenomene cu evoluție relativ lentă cum sunt cele de eroziune a solului în zone cu relief avînd variații acceptabile.

### 2.2.9. Considerații asupra măsurării volumului de eroziune a solului

Sursa debitelor solide antrenate de precipitații (mai ales de ploile torențiale și topirea bruscă a zăpezilor) o constituie terenurile situate în pantă și afectate de ogașe, ravene, surpări și alunecări de teren. Terenul dizlocat se deplasează către punctul de energie minimă de relief. De regulă, aceste puncte sunt situate în văi adînci, lacuri sau iazuri și chiar albiile de rîuri situate la baza pantelor de antrenare. Unele studii au urmărit evidențierea unei corelații între timpul în care un bazin de acumulare se colmatează și mărimea pantei de antrenare, modul de folosință, sistemul de agricultură practicat și rezistența solului la eroziune. Studiile au arătat că nu se poate stabili întotdeauna o astfel de corelație. Totuși, s-a constatat că, în bazinele de recepție cu volum mic, diferența dintre volumul de sol erodat și cel de material depus este mică, în timp ce, pe rîurile mai mari, o cantitate însemnată din materialul erodat la viituri este depus în albiile majore, urmînd ca, în vatra iazului/lacului de acumulare să ajungă o cantitate mai mică de material.

Măsurătorile privind volumul de sol dislocat sunt, în general, destul de dificil de efectuat și metodele de măsurare depind sensibil de relieful sub-bazinului hidrografic monitorizat. Măsurarea efectului final al eroziunii – depunerea de material – poate fi afectată de erori importante, așa cum demonstrează studiile la care s-a făcut referire mai sus. De aceea, mai precise se pot dovedi măsurătorile prin metode moderne, cum ar fi: compararea de imagini fotografice sau de satelit instanțiate la momente succesive ale arealului, în timpul eroziunii, construcția și adaptarea unui model geometric spațial al zonei (prin măsurarea cu precizie a altitudinilor relative într-o rețea de puncte suficient de densă), organizarea și controlarea de puncte artificiale de colectare a materialului dislocat, etc.

Indiferent de maniera de măsurare, datele trebuie achiziționate cu respectarea unor reguli practice, dintre care pot fi menționate următoarele.

- a. În sub-bazinele hidrografice unde procentul de păduri este mic și, mai ales, pantele sunt mari, torențialitatea se manifestă foarte puternic. Fenomenul este cauzat de modul de folosință, care nu este capabil să diminueze debitele torențiale ocazionate de viituri. În aceste zone, datele obținute pot prezenta dispersii mari în jurul mediei, ca urmare a unor perturbații importante. Predicția necesită modele mai complexe decît în mod uzual, pentru a atinge o precizie satisfăcătoare.
- b. O altă zonă în care este necesar ca modelele de predicție să fie suficient de complexe este cea în care se înregistrează lipsa izvoarelor, ca urmare a constituției geologice, permeabilității foarte reduse a rocilor pe care se formează solurile și regimului pluviometric scăzut. În acest tip de zone, debitele pîrîurilor înregistrează mari fluctuații, în sensul că, în timpul ploilor torențiale produc inundații, iar vara, în perioade secetoase, seacă total. Cu toate acestea, datele referitoare la volumul de material dizlocat pot fi, din contră, aproximativ constante, inducînd ideea că

fenomenul de eroziune este absent. În acest caz, metodele de măsurare a volumului de material dizlocat trebuie să asigure o mare precizie a datelor.

- c. Bazinele de acumulare amplasate pe arii mici pot constitui un mijloc important de măsurare a materialului erodat. Raportul dintre suprafața bazinului de recepție și capacitatea bazinului de acumulare este un indicator care pune, într-o relație destul de directă, durata de umplere a bazinului de acumulare și cantitatea de material erodată anual, cu modul de folosință al terenului, panta medie, regimul ploilor torențiale și nivelul la care se execută lucrările agrotehnice.
- d. Aluviunile în suspensie, atunci când sunt depistate, oferă o imagine destul de fidelă a cantității de sol erodate. În timpul ploilor torențiale, valorile sunt mai mari în amonte decât în aval, datorită disipării materialului erodat pe traseul de scurgere. Aceasta înseamnă că aluviunile grosiere sunt depuse în special la acumulările de pe traseu.
- e. Existența vegetației influențează sensibil cantitatea de material erodat. La aceleași ploi, ca mărime și intensitate, volumul de sol dizlocat este mai mare dacă acestea survin în lunile mai-iunie, față de lunile următoare de vară sau toamnă. Aceasta, datorită protecției reduse pe care o asigură plantele de pe terenurile în pantă, în primele luni de vegetație.

## 2.3. Poluarea atmosferei și gazele cu efect de seră – modele experimentale

### 2.3.1. Bazele poluanților atmosferici

Principalele gaze de seră din atmosferă, enumerate în continuare, sunt importante din punctul de vedere atât al influenței acestora asupra organismelor vii, cât și al inter-influențelor dintre ele. Monitorizarea sistematică a acestora a început în special după anii '90, pe fondul valorilor mari ale emisiilor în atmosferă, cauzate de activitatea industrială.

În prezent, ozonul troposferic ( $O_3$ ) este al treilea gaz de seră important, după dioxidul de carbon ( $CO_2$ ) și metan ( $CH_4$ ). El este un produs al fotochimiei. Abundența sa viitoare este controlată de emisiile de  $CH_4$ , monoxid de carbon ( $CO$ ), oxizi de nitrogen ( $NO_x$ ) și compuși organici volatili ([VOC](#) – *Volatile Organic Compounds*). Pentru scenariile în care cantitatea de  $CH_4$  se dublează, iar emisiile de  $CO$  antropogenic și de  $NO_x$  se triplează, este estimată o creștere cu 50% a cantității de  $O_3$  față de momentul actual.

Monoxidul de carbon ( $CO$ ) este considerat un gaz important, deși el acționează indirect la formarea efectului de seră. O creștere de  $CO$  în atmosferă perturbă echilibrul  $OH-CH_4-O_3$ . Calculele indică faptul că o emisie de 100 megatone de  $CO$  stimulează o perturbație în chimia atmosferică echivalentă cu emisia directă a aproximativ 5 megatone de  $CH_4$ .

Cantitatea de  $CH_4$  din atmosferă continuă să crească, de la aproximativ 1520 ppb în 1978 la 1745 ppb în 1998. Totuși, creșterea anuală înregistrată de  $CH_4$  a scăzut pe parcursul ultimelor 2 decenii. Această creștere variază în timp foarte mult, dar între limitele: zero (în 1992) și 13 ppb (în 1998).

Și cantitatea de oxid azotos ( $N_2O$ ) este în creștere, cu circa 0.25% pe an. Mai nou, estimări de emisii mai mari de la surse din agricultură duc la înțelegerea *bugetului* global de  $N_2O$ .

Abundența în atmosferă a principalelor gaze de seră [[ScWa95](#)] ce afectează ozonul stratosferic ( $O_3$ ) descrește (CFC-11, CFC-113,  $CH_3CCl_3$ ,  $CCl_4$ ), sau crește mai încet (CFC-12), ca răspuns la retragerea treptată a producției lor, stabilită în urma Protocolului de la Montreal și a amendamentelor sale. Cantitățile de HFC-152a și HFC-134a (hidrocarburi fluorurate complet) cresc în atmosferă. Această creștere se datorează folosirii lor în mediul industrial. Cantitatea de HFC-23 – un subprodus nedorit al producției de HCFC-22 – crește de asemenea. Hidrocarburi complet fluorurate (PFC), de exemplu  $CF_4$  (tetrafluorometan), par să aibă o sursă naturală. Cu toate acestea, emisiile

antropogenice curente le depășesc pe cele naturale cu un factor de 1000 sau mai mare și sunt responsabile pentru creșterea observată. Există o legătură între creșterea cantităților de hexafluorura de sulf ( $\text{SF}_6$ ) și emisiile estimate pe baza datelor stocate și revizuite.

În cercetări experimentale folosind stații de măsurare, s-au înregistrat creșteri mici în cantitatea globală de  $\text{O}_3$  troposferic, începând din 1980, la câteva locații izolate unde este măsurată în mod regulat. Doar două din 14 stații – una în Japonia și una în Europa – au înregistrat creșteri semnificative din punct de vedere statistic, între 1980 și 1995. În opoziție, patru stații canadiene, toate situate la latitudini mari, au înregistrat scăderi în cantitatea de  $\text{O}_3$ , în aceeași perioadă. Totuși, observațiile limitate de la sfârșitul secolului al XIX-lea și începutul secolului XX, combinate cu modelele existente, sugerează că  $\text{O}_3$  a crescut de la o medie globală de 25 DU în era pre-industrială la 34 DU astăzi (unde  $1 \text{ DU} = 2.687 \cdot 10^{16} \text{ molecule/cm}^2$ ).

Schimbările în compoziția și chimia atmosferică în decursul ultimului secol, cauzate în special de emisiile antropogenice, au afectat (iar cele viitoare vor afecta) duratele de viață ale multor gaze de seră, alterând astfel și climatul [MaWJ92], [IPCC96], [WaPr98], [WMOC05].

Emisiile de  $\text{NO}_x$  și CO sunt dominate de activitățile umane [WaPr98]. Cantitatea de CO din emisfera nordică este dublă față de cea din emisfera sudică și a crescut în cea de-a doua jumătate a secolului XX, odată cu industrializarea și populația. Cantitatea de  $\text{NO}_x$  din regiunile urbane a crescut în general, de asemenea o dată cu industrializarea și populația. Cantitățile crescute de  $\text{NO}_x$  vor mări în general cantitatea de  $\text{O}_3$  troposferic și vor micșora cantitatea de  $\text{CH}_4$ , ceea ce se explică prin fenomene de iter-influente. Depozitele de produși de reacție ai  $\text{NO}_x$  fertilizează biosfera, stimulează absorbția de  $\text{CO}_2$ , dar poate de asemenea cauza precipitații acide.

Raportul Special de Scenarii de Emisie (*Special Report on Emissions Scenarios – SRES*) al IPPC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) [IPCC96] a generat 6 scenarii ilustrative (etichetate prin A1B, A1T, A1FI, A2, B1, B2) și patru scenarii preliminare (etichetate prin A1p, A2p, B1p, B2p). Aceste schimbări, prognozate în emisiile antropogenice de gaze între anii 2000 și 2100, se bazează pe diferite presupuneri asupra dinamicii populației, consumului de energie și dezvoltării tehnologice. Calculele de model ale cantităților din principalele gaze de seră pînă în anul 2100 variază considerabil pe parcursul scenariilor SRES. Astfel, în general, scenariile A1B, A1T și B1 prezintă cele mai mici creșteri de emisie, iar A1FI și A2 – cele mai mari. Cantitatea de  $\text{CH}_4$  variază din 1998 în 2001 între  $-10$  și  $+115\%$ , iar cea de  $\text{N}_2\text{O}$  crește de la  $13\%$  la  $47\%$ . De asemenea, HFC-urile (de exemplu 134a, 143a, 125) ating cantități de câteva sute pînă la aproape o mie de ppt, de la cantitățile neglijabile de astăzi.  $\text{CF}_4$  este prognozat să crească între 200 și 400 ppt, iar  $\text{SF}_6$  – între 35 și 65 ppt.

Emisiile antropogenice ale gazelor de seră indirecte ( $\text{NO}_x$ , CO și VOC) prognozate de SRES, împreună cu modificări în cantitatea de  $\text{CH}_4$ , vor schimba în viitor cantitatea globală medie de OH (radical hidroxil) troposferic cu o valoare între  $-20$  și  $+6\%$ . Modificări comparabile ca valoare, dar cu semn schimbat, au loc în duratele de viață ale gazelor de seră  $\text{CH}_4$  și HFC. Impactul acestora depinde în mare măsură de mărimea și echilibrul dintre emisiile de  $\text{NO}_x$  și CO.

În unele scenarii, schimbările în stratul troposferic de ozon ( $\text{O}_3$ ) dintre anii 2000 și 2100 variază între  $-4$  și  $+21$  DU. Cea mai mare creștere prognoată pentru secolul XXI ar fi de două ori mai mare decît cea din era pre-industrială. Aceste creșteri de ozon se datorează creșterilor mari (cu un factor de aproape 3), simultane, în emisiile antropogenice de  $\text{NO}_x$  și  $\text{CH}_4$ . Într-o viziune destul de pesimistă, creșterile mari ale emisiilor de gaze de seră și a altor poluanți, prognozate în câteva scenarii pentru secolul XXI, vor degrada mediul global în direcții mai grave decît cea a schimbării climei.

Schimbările prognozate au potențialul de a degrada calitatea aerului pe o mare parte din suprafața globului, datorită creșterii nivelului de bază de ozon. În timpul verii, la latitudini medii din emisfera nordică, creșterile zonale medii, aproape de suprafață, sunt de 30 ppb sau mai mari, ridicând nivelul de bază pînă la aproape 80 ppb. Este astfel amenințată respectarea standardelor de calitate a aerului în majoritatea zonelor metropolitane și chiar rurale, unde productivitatea pădurilor și recoltelor poate fi compromisă.

O analiză exhaustivă și precisă a impactului uman asupra gazelor de seră necesită înțelegerea surselor, proceselor și relației dintre diferitele componente ale sistemului climatic. Analiza desfășurată în prezent este incompletă în privința calculului impactului direct al sectoarelor individuale industrial și agricol asupra gazelor de seră și aerosolilor. Raportul special pentru Aviație al IPCC demonstrează că impactul total al unui sector nu este reprezentat numai de emisiile gazelor de seră principale, ci trebuie să se considere un domeniu vast de schimbări atmosferice. Posibilitatea de a reconstitui prin calcule modificările detaliate în compoziția atmosferei pe parcursul ultimului deceniu, în particular variabilitatea ozonului troposferic și a monoxidului de carbon, este limitată atît de disponibilitatea măsurătorilor cît și la integrarea lor în modele experimentale construite plecînd de la date de emisie. Schimburile de informații dintre chimia atmosferică, biosferă și climat nu au fost dezvoltate suficient pentru a fi incluse în calculele actuale. Neintroducerea de corelații între aceste elemente conduce probabil la erori sistematice și afectează estimările predictate pentru principalele gaze de seră.

### 2.3.2. Gaze componente ale atmosferei

În continuare, se investighează maniera în care *abundența* și impactul climatic ale gazelor de seră depind de chimia atmosferei [ScWa95]. *Abundențele* atmosferice ale gazelor reziduale sunt reprezentate de fracțiunile molare ale acestora relativ la aerul uscat ( $\text{ppm}=10^{-6}$ ,  $\text{ppb}=10^{-9}$ ,  $\text{ppt}=10^{-12}$ ). Tot în acest context, un alt parametru de interes îl constituie *sarcina*, care reprezintă masa totală de gaz din atmosferă (de exemplu,  $10^{12}$  g). Pentru majoritatea gazelor reziduale analizate, sarcina se bazează pe greutatea totală a moleculei. Pentru gazele care conțin azot, sarcina include doar masa de azot. Pentru unele VOC, sarcina include doar masa de carbon.

Gaze de seră monitorizate includ două categorii:

- cele menționate în Protocolul Kyoto: metan ( $\text{CH}_4$ ), oxid azotos ( $\text{N}_2\text{O}$ ), hidrocarburi fluorurate (HFC), hidrocarburi fluorurate complet (PFC) și hexafluorura de sulf ( $\text{SF}_6$ );
- cele menționate în Protocolul de la Montreal și amendamentele sale: carburi cloroflorurate (CFC), hidrocarburi cloroflorurate (HCFC) și halogeni.

O direcție principală a acestei analize o constituie modificarea ozonului troposferic ( $\text{O}_3$ ). Vaporii de apă stratosferici ( $\text{H}_2\text{O}$ ) sunt de asemenea tratați, dar fără a considera apa troposferică din ciclul hidrologic (care este inclusă în modelele climatice). Acest paragraf tratează de asemenea gazele reactive, denumite și *gaze de seră indirecte*: monoxidul de carbon ( $\text{CO}$ ), compușii organici volatili (VOC) și oxizii azotoși ( $\text{NO}_x=\text{NO}+\text{NO}_2$ ). Acești poluanți nu contribuie în mod direct și semnificativ la efectul de seră, însă, prin intermediul chimiei atmosferice, controlează abundențele gazelor de seră directe.

În continuare, sunt trecuți în revistă factorii care controlează abundențele actuale ale gazelor de seră directe și indirecte. În plus, sunt urmărite schimbările începînd cu epoca pre-industrială și posibilele atribuiri ale acestora activităților antropogenice, cu evaluarea abundențelor atmosferice pînă în anul 2100, pe baza emisiilor estimate de gaze de seră și poluanți. Informațiile din cadrul acestui paragraf constituie o actualizare a *IPCC WGI Second Assessment Report* [IPCC96], abreviat prin SAR.

### 2.3.2.1. Surse ale gazelor de seră

Abundențe pre-industriale, substanțiale, de  $\text{CH}_4$  și  $\text{N}_2\text{O}$ , se găsesc în micile bule de aer antic captive în gheață. Ambele gaze au rate de emisie naturale mari, care au variat pe parcursul schimbărilor climatice, în special în ultima sută de ani. Variațiile de abundență ale celor două gaze sunt ilustrate în **Figurile 2.4**, respectiv și **2.5**.

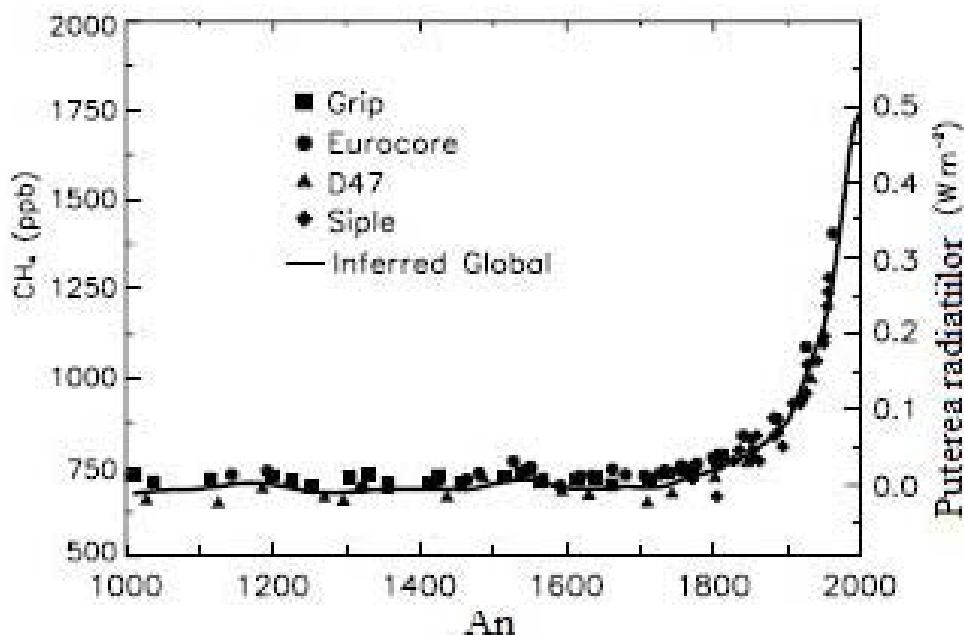


Figura 2.4. Variația abundenței de  $\text{CH}_4$  (fracțiuni molare, în  $\text{ppb}=10^{-9}$ ), determinată din mostre de gheață și aer, pentru ultimii 1000 de ani.

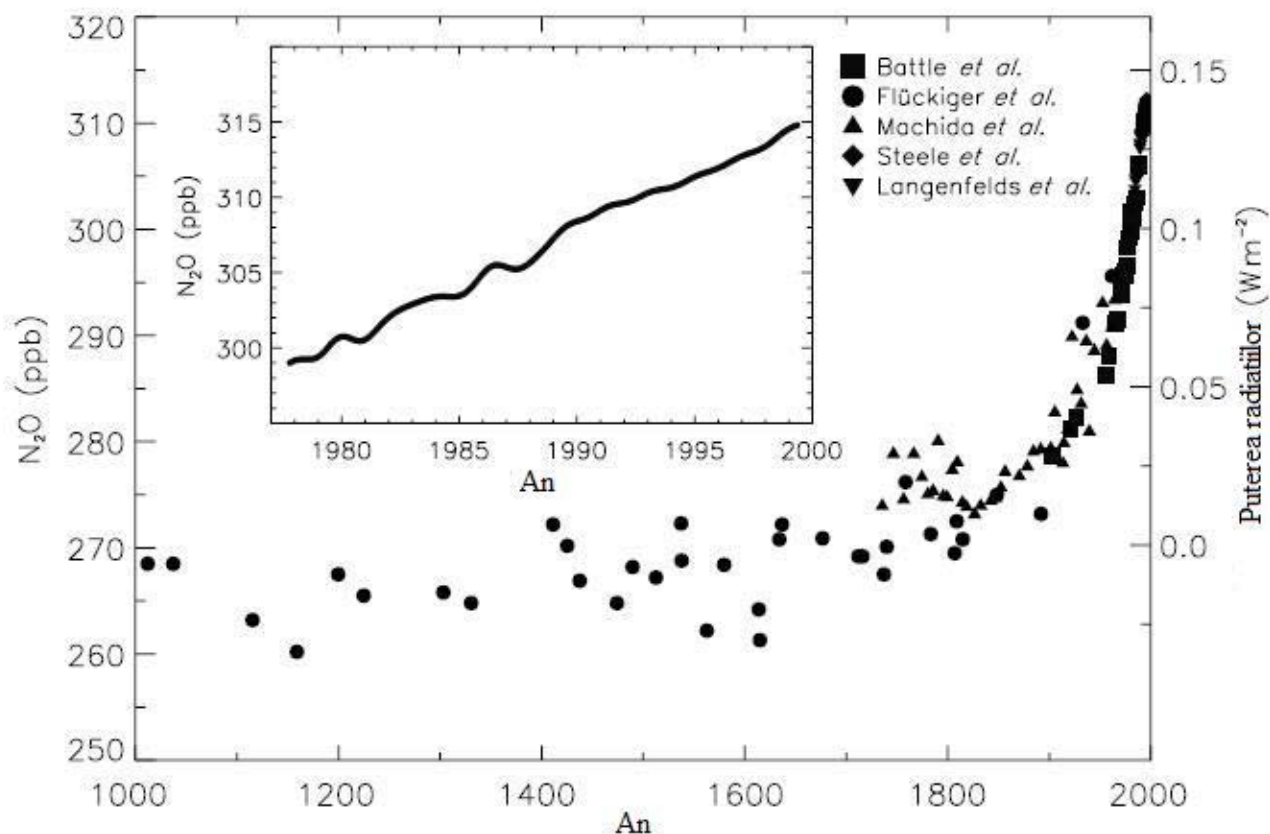


Figura 2.5. Variația abundenței de  $\text{N}_2\text{O}$  (fracțiuni molare, în  $\text{ppb}=10^{-9}$ ), determinată din mostre de gheață și aer, pentru ultimii 1000 de ani.



Pe axa verticală a celor două grafice, în dreapta, este scalată liniar puterea radiațiilor care afectează suprafața globului din cauza diminuării protecției oferite de atmosferă. Aceasta este măsurată în  $[W/m^2]$ .

Așa cum ilustrează figurile, există mai multe proiecte de cercetări experimentale care au condus la trasarea curbilor de emisie ale celor două gaze: Grip, Eurocore, D47, Sipple (pentru  $CH_4$ ) și Battle, Fückiger, Makida, Steele, Langenfelds (pentru  $N_2O$ ). Cu mici diferențe, toate rezultatele ilustrează aceeași tendință de creștere aproape exponențială începînd cu sfîrșitul secolului XIX. În ultimele două decade ale secolului XX, creșterea este aproximativ liniară, dar cu o pantă pronunțată față de panta de creștere a modelului liniar asociat întregului mileniu.

Emisiile de  $CH_4$  și  $N_2O$  datorate activităților umane sunt substanțiale și au cauzat creșteri mari în sarcinile acestor gaze pe parcursul ultimului deceniu. Sarcinile atmosferice ale  $CH_4$  și  $N_2O$  vor fi probabil influentate în acest secol de schimbări atît în sursele antropogenice, cît și în cele naturale. A doua clasă de gaze de seră – cele sintetice, HFC, PFC,  $SF_6$ , CFC și halogenii – nu existau în atmosfera de dinaintea secolului XX. Gazul  $CF_4$  este detectat în mostrele de gheață și pare să aiba o sursă naturală extrem de mică. Sarcinile curente ale acestor ultime gaze derivă din observațiile atmosferice și reprezintă acumulări de emisii antropogenice trecute. Sarcinile lor viitoare depind aproape exclusiv de producția și emisia industrială. Vaporii de apă stratosferici ar putea crește stimulat de surse in situ, precum oxidarea metanului, gazele de eșapament de la avioane sau modificarea climei. Ozonul troposferic este generat și distrus prin fotochimia din atmosferă. Sursele sale in situ și-au intensificat activitatea, odată cu emisiile industriale ale precursorilor săi:  $CH_4$ ,  $NO_x$ , CO și VOC. În plus, există un transport substanțial de ozon dinspre stratosferă înspre troposferă. Efectele epuizării ozonului stratosferic pe parcursul ultimelor 3 decenii și estimările pentru refacerea sa, ca urmare a încetării emisiilor gazelor din Protocolul de la Montreal, au fost analizate recent în cadrul unui Congres Mondial al Organizației de Meteorologie [WMOC05].

Emisiile globale curente, abundențele și tendințele medii ale gazelor menționate mai sus sunt înscrise în **Tabelele 2.10-2.12**, în timp ce **Tabelul 2.13** prezintă situația gazelor sintetice suplimentare, fără să menționeze abundențele atmosferice. În rubricile unde parametrul corespunzător nu a putut fi estimat a fost trecut acronimul **NEC** - *necunoscut*. De asemenea, pentru unele gaze din **Tabelul 2.12**, o explicație relativă la emisia anuală urmează în cadrul paragrafului, caz în care rubricile respective au fost etichetate prin acronimul **EXPL**.

**Tabelul 2.10. Principalii parametri ai gazelor de seră reactive chimic și a precursorilor lor.**

Specie chimică	Formulă chimică	Abundență [ppt]		Tendință [ppt/an] (anii '90)	Emisie anuală (~2000)	Durată de viață [ani]	GWP pe 100 ani
		1998	1750				
Metan	$CH_4$ [ppb]	1745	700	7.0	600 Tg	8.4/12	23
Oxid azotos	$N_2O$ [ppb]	314	270	0.8	16.4 TgN	120/114	296
Perfluorometan	$CF_4$	80	40	1.0	~15 Gg	>50000	5700
Perfluoroetan	$C_2F_6$	3.0	0	0.08	~2 Gg	10000	11900
Hexafluoridă de sulf	$SF_6$	4.2	0	0.24	~6 Gg	3200	22200
HFC-23	$CHF_3$	14	0	0.55	~7 Gg	260	12000
HFC-134a	$CF_3CH_2F$	7.5	0	2.0	~25 Gg	13.8	1300
HFC-152a	$CH_3CHF_2$	0.5	0	0.1	~4 Gg	1.40	120

**Tabelul 2.11. Principalii parametri ai halocarburilor de seră importante din Protocolul de la Montreal și amendamentele sale.**

Specie chimică	Formulă chimică	Abundență [ppt]		Tendință [ppt/an] (anii '90)	Durată de viață [ani]	GWP pe 100 ani
		1998	1750			
CFC-11	$\text{CFCl}_3$	268	0	-1.4	45	4600
CFC-12	$\text{CF}_2\text{Cl}_2$	533	0	4.4	100	10600
CFC-13	$\text{CF}_3\text{Cl}$	4	0	0.1	640	14000
CFC-113	$\text{CF}_2\text{ClCFCl}_2$	84	0	0.0	85	6000
CFC-114	$\text{CF}_2\text{ClCF}_2\text{Cl}$	15	0	<0.5	300	9800
CFC-115	$\text{CF}_3\text{CF}_2\text{Cl}$	7	0	0.4	1700	7200
Tetraclorură de carbon	$\text{CCl}_4$	102	0	-1.0	35	1800
Metil cloroform	$\text{CH}_3\text{CCl}_3$	69	0	-14	4.8	140
HCFC-22	$\text{CHF}_2\text{Cl}$	132	0	5	11.9	1700
HCFC-141b	$\text{CH}_3\text{CFCl}_2$	10	0	2	9.3	700
HCFC-142b	$\text{CH}_3\text{CF}_2\text{Cl}$	11	0	1	19	2400
Halogen-1211	$\text{CF}_2\text{ClBr}$	3.8	0	0.2	11	1300
Halogen-1301	$\text{CF}_3\text{Br}$	2.5	0	0.1	65	6900
Halogen-2402	$\text{CF}_2\text{BrCF}_2\text{Br}$	0.45	0	~0	<20	NEC

**Tabelul 2.12. Principalii parametri ai unor gaze chimic active, care afectează direct sau indirect cantitatea de radiații.**

Specie chimică	Formulă chimică	Abundență [ppt]		Tendință [ppt/an] (anii '90)	Emisie anuală (~2000)	Durată de viață [ani]
		1998	1750			
Ozon troposferic	$\text{O}_3$ [DU]	34	25	NEC	EXPL	0.01-0.05
Oxid azotos troposferic	$\text{NO} + \text{NO}_2$	5-999	NEC	NEC	~52 TgN	<0.01-0.03
Monoxid de carbon	$\text{CO}$ [ppb]	80	NEC	6	~2800 Tg	0.08-0.25
Apă stratosferică (vapori)	$\text{H}_2\text{O}$ [ppm]	3-6	3-5	NEC	EXPL	1-6

Toate abundențele sunt rapoarte molare troposferice măsurate în [ppt] ( $10^{-12}$ ), iar tendințele sunt măsurate în [ppt/an]. Unde a fost posibil, valorile din 1998 sunt globale. Mediile anuale și tendințele sunt calculate pentru perioada 1996-1998.

Acronimul **GWP** provine de la termenul de *potențial global de încălzire* (*Global Warming Potential*). Acesta se referă la valori pe un orizont de 100 de ani.

În cazul metanului și al oxidului azotos din Tabelul 2.10, durata de viață a fost evaluată în două ipostaze: medie (prima valoare) și perturbată (a doua valoare), ca urmare a unor specii cu reacție chimică inversă (*feedback*) ce modifică durata răspunsului atmosferic.

Tendința CO este foarte sensibilă la perioada de timp aleasă. Valoarea mare de 6 ppb/an, pentru 1996-1998 (Tabelul 2.12), a fost provocată de fapt de o creștere accentuată în 1998. Pentru perioada 1991-1999, tendința a fost de numai 0.6 ppb/an.

Tabelul 2.13. *Principali parametri ai gazelor de seră adiționale sintetice.*

Specie chimică	Formulă chimică	Durată de viață [ani]	GWP pe 100 ani
Perfluoropropan	C <sub>3</sub> F <sub>8</sub>	2600	8600
Perfluorobutan	C <sub>4</sub> F <sub>10</sub>	2600	8600
Perfluorociclobutan	C <sub>4</sub> F <sub>8</sub>	3200	10000
Perfluoropentan	C <sub>5</sub> F <sub>12</sub>	4100	8900
Perfluorohexan	C <sub>6</sub> F <sub>14</sub>	3200	9000
Sulfură pentafluoridă de trifluorometil	SF <sub>5</sub> CF <sub>3</sub>	1000	17500
Trifluorura de nitrogen	NF <sub>3</sub>	>500	10800
Trifluoroiodometan	CF <sub>3</sub> I	<0.005	1
HFC-32	CH <sub>2</sub> F <sub>2</sub>	5.0	550
HFC-41	CH <sub>3</sub> F	2.6	97
HFC-125	CHF <sub>2</sub> F <sub>3</sub>	29	3400
HFC-134	CHF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	9.6	1100
HFC-143	CH <sub>2</sub> FCHF <sub>2</sub>	3.4	330
HFC-143a	CH <sub>3</sub> CF <sub>3</sub>	52	4300
HFC-152	CH <sub>2</sub> FCH <sub>2</sub> F	0.5	43
HFC-161	CH <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> F	0.3	12
HFC-227ea	CF <sub>3</sub> CHFCF <sub>3</sub>	33	3500
HFC-236cb	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> F	13.2	1300
HFC-236ea	CF <sub>3</sub> CHFCHF <sub>2</sub>	10.0	1200
HFC-236fa	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	220	9400
HFC-245ca	CH <sub>2</sub> FCF <sub>2</sub> CHF <sub>2</sub>	5.9	640
HFC-245ea	CHF <sub>2</sub> CHFCHF <sub>2</sub>	4.0	NEC
HFC-245eb	CF <sub>3</sub> CHFCH <sub>2</sub> F	4.2	NEC
HFC-245fa	CHF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	7.2	950
HFC-263fb	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CH <sub>3</sub>	1.6	NEC
HFC-338pcc	CHF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> H	11.4	NEC
HFC-356mcf	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> F	1.2	NEC
HFC-356mff	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	7.9	NEC
HFC-365mfc	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>3</sub>	9.9	890
HFC-43-10mee	CF <sub>3</sub> CHFCHFCF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	15	1500
HFC-458mfcf	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	22	NEC
HFC-55-10mcff	CF <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	7.7	NEC
HFE-125	CF <sub>3</sub> OCHF <sub>2</sub>	150	14900
HFE-134	CF <sub>2</sub> HOCHF <sub>2</sub> H	26	2400
HFE-143a	CF <sub>3</sub> OCH <sub>3</sub>	4.4	750
HFE-152a	CH <sub>3</sub> OCHF <sub>2</sub>	1.5	NEC
HFE-245fa2	CHF <sub>2</sub> OCH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	4.6	570
HFE-356mff2	CF <sub>3</sub> CH <sub>2</sub> OCH <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	0.4	NEC



Pentru gazele din Protocolul de la Montreal, reglementările politice au condus la o încetare treptată a emisiilor, care le-au încetinit evoluția în atmosferă, conducând chiar la regresii. Acesta este și cazul gazelor CFC-11, tetraclorură de carbon sau metil cloroform din **Tabelul 2.11**. Pentru alte gaze de seră, emisiile antropogenice sunt prognozate să rămână mari, în absența reglementărilor. Anticipările emisiilor de gaze de seră presupun dezvoltări viitoare ale industriei și agriculturii. În absența reglementărilor, cele două activități umane reprezintă surse majore ale acestor gaze. Una dintre reglementările importante se referă la impactul complet al diferitelor sectoare din industrie și agricultură asupra climatului. Aceasta cere clasificarea scenariilor după sector (de exemplu, transporturi) sau chiar sub-sector, incluzând nu doar emisiile, ci și schimbările din ecosistemele naturale. Din cauza reacțiilor chimice, emisiile corelate pot avea efecte sinergetice. De exemplu, oxizii azotoși și monoxidul de carbon din transporturi produc scăderi regionale de ozon. Astfel, un anumit sector poate acționa prin diferite canale asupra tendințelor viitoare ale gazelor de seră.

### 2.3.2.2. Chimia atmosferei și reacții inverse

Cu excepția dioxidului de carbon și a vaporilor de apă, toate gazele de seră sunt eliminate din atmosferă, în principal, prin procese chimice. Gazele care conțin unul sau mai mulți atomi de hidrogen (de exemplu:  $\text{CH}_4$ , HFC și HCFC), ca și unii poluanți, sunt eliminați prin reacția cu radicalii hidroxili (OH). Această eliminare are loc în troposferă. Este cunoscut faptul că troposfera conține 80% din masa atmosferei, fiind situată în partea inferioară a acesteia și având o grosime cuprinsă între 7 și 16 km de la suprafața terestră (în funcție de latitudine și anotimp). Gazele de seră  $\text{N}_2\text{O}$ , PFC,  $\text{SF}_6$ , CFC și halogenii nu intră în reacție cu radicalul OH în troposferă. Aceste gaze sunt distruse în stratosfera sau deasupra acesteia, în principal de către radiațiile ultraviolete solare (UV) la lungimi de undă scurte (<240 nm) și au durată de viață mare. Durata minimă de viață a lor este de aproximativ 20 de ani, din cauza timpului necesar pentru transportul în regiunea de distrugere. Dioxidul de carbon este practic inert în atmosferă și nu afectează în mod direct procesele chimice. Sursa in situ a acestuia o constituie oxidarea  $\text{CH}_4$ , CO și VOC.

Abundența de radicali OH din troposferă depinde de abundențele de  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CH}_4$ , CO, VOC,  $\text{O}_3$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  și de cantitatea de raze UV cu lungimi de undă de peste 300 nm care ajunge în troposferă. În consecință, radicalul OH variază în limite largi, în funcție de locația geografică, perioada zilei și anotimp. În același mod variază și ratele de pierdere locale ale tuturor gazelor ce reacționează cu radicalul OH. Din cauza dependenței de  $\text{CH}_4$  și de alți poluanți, este de așteptat ca abundența de radical OH troposferic să se fi schimbat încă din perioada pre-industrială și să se modifice în continuare, conform scenariilor de emisii viitoare. Pentru unele dintre aceste gaze, sunt importante și alte procese de eliminare, precum fotoliza sau absorbția de către suprafața terestră. Cantitatea totală de gaz absorbită este obținută prin considerarea tuturor acestor procese. Chimia ozonului troposferic este strâns legată de cea a radicalului hidroxil și abundența variază de asemenea cu modificarea emisiilor de gaze precursor. Chimia troposferei este influențată direct de sarcina stratosferică a ozonului, de schimbările climatice de temperatură, umiditate și de interacțiunile dintre aerosolii troposferici și gazele reziduale. Asemenea interinfluențe produc un o reacție inversă între schimbările climatice induse prin sporirea gazelor de seră și concentrațiile acestor gaze. O altă reacție inversă – un factor intern al chimiei, de fapt – este impactul metanului asupra radicalului hidroxil și, în consecință, asupra eliminării sale. Este de așteptat ca aceste reacții inverse să fie importante atât pentru ozonul din troposferă cât și pentru radicalul hidroxil. Asemenea cuplări chimie-chimie și climat-chimie au fost menționate ca *efecte indirecte* în SAR.

Pentru a integra variațiile datorate condițiilor globale ale proceselor chimice, pentru a estima semnificația lor și pentru a traduce scenariile de emisie în schimbări de abundență ale gazelor  $\text{CH}_4$ , HFC și  $\text{O}_3$ , se folosesc modele de transport în chimie de tip 3D.

Circulația și distribuția stratosferică a ozonului controlează transportul gazelor de seră cu durată mare de viață către regiuni de eliminare fotochimică și penetrarea atmosferei de către razele UV. În același timp, multe din aceste gaze (de exemplu,  $\text{N}_2\text{O}$  și CFC) furnizează stratosferei radicali care distrug ozonul (de exemplu, NO – oxid nitric și Cl), producând o reacție inversă între gaz și rata lui de distrugere. O altă consecință a distrugerii observate a ozonului în stratosferă este creșterea activității fotochimice în troposferă. Aceasta alterează atât radicalul hidroxil, cât și ozonul. Este de așteptat ca schimbările climatice din secolul XXI, inclusiv răcirea stratosferei prin creșterea nivelului de  $\text{CO}_2$ , să altereze circulația stratosferică și, implicit, ratele de eliminare medii globale ale gazelor cu durată mare de viață [WMOC05].

Răspunsul biosferei la schimbările globale va afecta compoziția atmosferei din secolul XXI. Schimbările anticipate în climat (de exemplu, temperatură, precipitații) și în chimia atmosferei vor afecta atât ecosistemele cât și emisiile naturale de gaze reziduale. Există dovezi că depozitele de azot (rezultatul emisiilor de  $\text{NO}_x$  și  $\text{NH}_3$  – amoniac) și abundențele ridicate de ozon la suprafață au influențe opuse asupra absorbției de  $\text{CO}_2$  de către plante. Ozonul cu abundență de peste 40 ppb este un inhibitor pentru absorbția de  $\text{CO}_2$ , în timp ce acumularea de azot stimulează absorbția până la un anumit prag, dincolo de care efectele devin negative. În plus, disponibilitatea crescută a azotului din depozitele atmosferice și fertilizarea directă accelerează emisia gazelor reziduale care îl contin (NO,  $\text{N}_2\text{O}$  și  $\text{NH}_3$ ), alterând în același timp diversitatea speciilor și functionarea biosferei.

#### 2.3.2.3. Bugete și tendințe pentru gazele reziduale

Bugetul unui gaz rezidual este compus din trei cantități: cea emisă de sursa globală, cea absorbită la nivel global și sarcina atmosferică. Așa cum s-a menționat deja, sarcina este masa totală de gaz inclusă în atmosfera, de obicei numai în troposferă și stratosferă. Sarcina globală (măsurată în Terragrame [Tg]) și tendința sa (adică diferența dintre cantitatea emisă de sursă și cea absorbită, în [Tg/an]) pot fi determinate prin măsurători atmosferice. Bugetul se poate determina cu precizia cea mai mare în cazul gazelor cu durată mare de viață. Pentru gazele cu durată scurtă de viață, foarte variabile (de exemplu, ozonul troposferic și oxizii azotoși), sarcina atmosferică nu poate fi măsurată cu prea mare precizie. Puterea sursei globale este suma tuturor surselor, incluzând emisiile și producția chimică in situ. Similar, puterea de absorbție (sau rata globală de eliminare) poate avea mai multe componente independente.

Pentru majoritatea gazelor de seră, puterea sursei (măsurată în [Tg/an]) este compusă din emisiile de la suprafața terestră. În cazul gazelor sintetice, pentru care producția și emisiile industriale sunt bine documentate, puterea sursei poate fi cunoscută cu precizie. Totuși, pentru  $\text{CH}_4$  și  $\text{N}_2\text{O}$ , există emisii naturale mari, necuantificate. Mai mult decât atât, emisiile antropogenice ale acestor gaze sunt asociate în primul rând surselor din agricultură, care sunt de asemenea dificil de cuantificat cu precizie. S-au efectuat cercetări minuțioase pentru a determina și cuantifica emisiile de  $\text{CH}_4$  și  $\text{N}_2\text{O}$  de la surse individuale. Asemenea incertitudini legate de puterea sursei se întâlnesc și în cazul gazelor sintetice cu emisii nedocumentate. Puterea sursei pentru ozonul troposferic include atât un influx stratosferic, cât și producție in situ, fiind astfel derivată din modelele chimice globale.

Puterea de absorbție (măsurată tot în [Tg/an]) a gazelor cu durate mari de viață poate fi dedusă dintr-o combinație de observații atmosferice, experimente de laborator și modele. Modelele de chimie atmosferică sunt bazate pe principii fizice și date de laborator. Ele includ o serie de constrângeri, rezultate din observațiile asupra chimiei atmosferice pe parcursul ultimelor două decenii. De exemplu, ratele de eliminare stratosferică sunt derivate din modele, fie prin combinarea distribuțiilor de gaze reziduale observate cu frecvențele de eliminare calculate teoretic, fie prin corelația măsurată a gazului respectiv cu un alt gaz rezidual, având un flux vertical cunoscut. Ratele globale de eliminare medii bazate pe o modelare a priori (de exemplu, studiile despre durată de viață a metanului) pot

fi comparate cu ratele empirice scalate ale unui gaz cu procese de eliminare similare, pentru care se cunosc emisiile și sarcina atmosferică. De exemplu, calibrarea AGAGE (*Advanced Global Atmospheric Gases Experiment*) a radicalului hidroxil troposferic mediu se bazează pe utilizarea de metil cloroform –  $\text{CH}_3\text{CCl}_3$ . Cunoașterea bugetului curent al unui gaz de seră reprezintă o condiție cheie în modelarea abundenței sale viitoare.

#### 2.3.2.4. Durate de viață atmosferice și scale de timp

Durata de viață atmosferică stă la baza evaluării unui factor scalar care pune în corespondență emisiile constante (în  $[\text{Tg/an}]$ ) cu o sarcină în stare staționară (în  $[\text{Tg}]$ ) sau un puls de emisie (în  $[\text{Tg}]$ ) cu sarcina în timp a acelui puls (în  $[\text{Tg/an}]$ ). Adesea, durata de viață este presupusă a fi o constantă, independentă de toate sursele. De asemenea, ea măsoară timpul de degradare al unei perturbații. Aceste presupuneri se aplică riguros doar pentru un gaz al cărui timp de viață local este constant în spațiu și timp. Un astfel de gaz este, de exemplu, radonul (gaz nobil), a cărui durată de viață este fixată de rata degradării sale radioactive [ScWa95].

Această aplicabilitate generală a duratei de viață atmosferică încetează pentru acele gaze de seră și poluanți a căror eliminare chimică variază în timp și spațiu. De exemplu, oxizii azotoși au o durată de viață locală mai mică de o zi în troposfera inferioară, dar mai mare de 5 zile în cea superioară. Ambele perioade de timp sunt mai mici decât timpul necesar pentru amestecarea troposferei pe direcția verticală. În acest caz, emisiile de  $\text{NO}_x$  în troposfera superioară vor produce o sarcină atmosferică mai mare decât aceeași emisie în troposfera inferioară. În consecință, definiția duratei de viață pentru  $\text{NO}_x$  nu este unică și depinde de locația (și anotimpul) emisiilor. Același lucru este valabil pentru orice gaz cu durată de viață variabilă, în medie mai scurtă decât 0.5 ani. Durata de degradare pentru o diferență nord-sud între emisfere reprezintă una dintre cele mai lungi scale de timp pentru amestecarea troposferei. Majoritatea gazelor de seră considerate au însă durate de viață atmosferice mai mari de 2 ani, mult superioare timpului de amestecare troposferică. Ca urmare, duratele lor de viață nu sunt alterate semnificativ de localizarea surselor în troposferă. Pentru duratele de viață prezentate în **Tabelele 2.10-2.12**, se presupune că aceste gaze sunt amestecate în mod uniform în toată troposfera. Această presupunere nu funcționează pentru gazele cu durate de viață mai mici de 1 an. În aceste cazuri, valorile specificate trebuie văzute ca aproximații cu precizie suficientă [MaWJ92].

O reacție chimică inversă cu efect opus a fost identificată pentru  $\text{N}_2\text{O}$ , unde o sarcină crescută conduce la creșterea de  $\text{NO}_x$  stratosferic. La rândul lui, acesta elimină ozonul din stratosfera de mijloc.

Pentru a evalua efectul de seră total al unei molecule dintr-un gaz dat, trebuie să fie cunoscute durata de remanență în cadrul atmosferei și maniera de interacțiune chimică în contextul existenței de molecule ale altor gaze. Acest efect este calculat injectând o cantitate suplimentară din acel gaz (de exemplu 1 Tg) în atmosferă și urmărind degradarea abundenței adăugate. Degradarea este reprezentată printr-o sumă de funcții exponențiale, fiecare cu timpul ei de degradare. Paradoxal, schimbările în emisiile gazelor cu durată scurtă de viață pot genera perturbații cu durată lungă de viață. De exemplu, schimbările în ozonul troposferic însoțesc degradarea metanului pe o scală de timp de 12 ani. Acesta este un exemplu tipic de cuplare chimică în troposferă.

#### 2.3.3. Gaze reziduale – tendințe și bugete

##### 2.3.3.1. Gaze Kyoto non $\text{CO}_2$

În acest paragraf, sunt ilustrate câteva date privind tendințele și bugetele referitoare la gazele reziduale desemnate în Protocolul de la Kyoto. Acestea sunt următoarele: metanul ( $\text{CH}_4$ ), oxidul azotos ( $\text{N}_2\text{O}$ ), hidrocarburile fluorurate complet (PFC) și hexafluoridele de sulf ( $\text{SF}_6$ ).

Figurile 2.4, 2.6, 2.7 și 2.8 ilustrează variația abundenței și tendințele metanului ( $\text{CH}_4$ ).

Potrivit graficelor din Figura 2.6, abundența atmosferică globală medie a metanului era în 1998 de 1745 ppb. Aceasta corespunde unei sarcini totale de aproximativ 4850 Tg. Folosind datele experimentale din Figurile 2.4 și 2.6, în conjuncție cu Metode de identificare de sisteme [SoSt89], [SMS04], [SCS05], se poate determina un model matematic pentru predicția concentrației în timp a metanului. Pentru o precizie superioară, se va apela la o serie de modele noi, bazate pe undine [StSt07], [SSP07], acesta fiind unul dintre obiectivele proiectului de cercetare. Incertitudinea în sarcina este mica, de  $\pm 5\%$ , deoarece distribuțiile spațiale și temporale ale metanului în stratosferă și troposferă au fost determinate prin măsurători extensive și precise, iar variabilitatea troposferică este relativ mică. Din acest motiv, tubul de deviație standard, trasat cu linie punctată în graficul inferior al Figurii 2.6, care însoțește curba de variație a tendinței anuale, este destul de îngust. Acesta se evaluează prin tehnici de statistică, în combinație cu tehnici de identificare a sistemelor.

Graficul din Figura 2.7 ilustrează un alt fenomen interesant: abundența de metan din emisfera nordică variază cu aproximativ 5% deasupra celei din emisfera sudică, pe o mare perioadă de timp (peste 11 mii de ani). Excepție o face perioada cuprinsă între anii 2500 și 500 IC, din Antichitate, când cele două curbe se suprapun în mod straniu. Alte studii au arătat că variațiile sezoniere, cu valori minime la sfârșitul verii, sunt observate cu amplitudini vîrf-la-vîrf de circa 2% la latitudini medii între cele două emisfere (acolo unde se situează și România). Gradientul vertical mediu în troposferă este neglijabil, dar abundențele de metan în stratosferă descresc rapid cu altitudinea. De exemplu, la 30 km altitudine, abundența medie de metan este de aproximativ de 1400 ppb la tropice și de numai 500 ppb la latitudini nordice, în timpul iernii. Rata de eliminare medie globală a metanului atmosferic este dominată de reacția sa cu radicalul hidroxil din troposferă:



Cantitatea eliminată poate fi cuantificată cu o acuratețe destul de bună, pe baza concentrației medii globale de radical OH, derivată din bugetul de metil cloroform  $\text{CH}_3\text{CCl}_3$ .

Înregistrările istorice asupra metanului obținute din mostre de gheață de la stația rusă de observare Vostok (Antarctica de est), ilustrate în Figura 2.8, se întind pe o perioadă de 420 de mii ani înaintea prezentului (BP – *before present*) [IPCC96]. După cum arată variația de abundență a metanului, trasată în partea inferioară a Figurii 2.8, au existat și alte momente din perioada observată, în care rapoartele de amestecare a metanului au avut valori apropiate celor de astăzi. Interesant, fenomenul de creștere aproximativ exponențială pe o durată scurtă a abundenței metanului pare a se repeta la fiecare aproximativ 120 de mii de ani, așa cum ilustrează destul de clar curba de variație din Figura 2.8. În prezent, Terra pare a se afla în dreptul unuia dintre maximele acestei variații, favorizat și de emisiile antropogenice mult mai pronunțate. Însă, probabil că și în absența acestor emisii suplimentare, cele ale surselor naturale de metan (vulcani, radiații cosmice, schimbări climatice majore, etc.), ar fi ridicat abundența la valori mari, către sfârșitul mileniului al doilea, deși nu la valorile actuale. Valorile maxime au fost înregistrate în timpul perioadelor interglaciale, dar aceste maxime se situează în jurul valorilor de abundență pre-industriale, de 700 ppb (față de 1745 ppb în 1998).

Metanul variază de asemenea în funcție de climat, la fel ca și dioxidul de carbon, influențându-l totodată pe cale de reacție. Curba din partea superioară a Figurii 2.8 ilustrează variațiile estimate de temperatură medie în aceeași perioadă de 420 de mii de ani. Este clar ca maximele de temperatură sunt localizate destul de precis în aceleași perioade cu ale maximelor de abundență a metanului. În același timp, măsurătorile efectuate pe mostre de gheață din Groenlanda și Antarctica (Figura 2.7) indică o diferență pol-la-pol a abundenței metanului de  $44 \pm 7$  ppb, valori mai mari decît astăzi, dar cu mult înainte ca oamenii să influențeze concentrația atmosferică a acestuia.

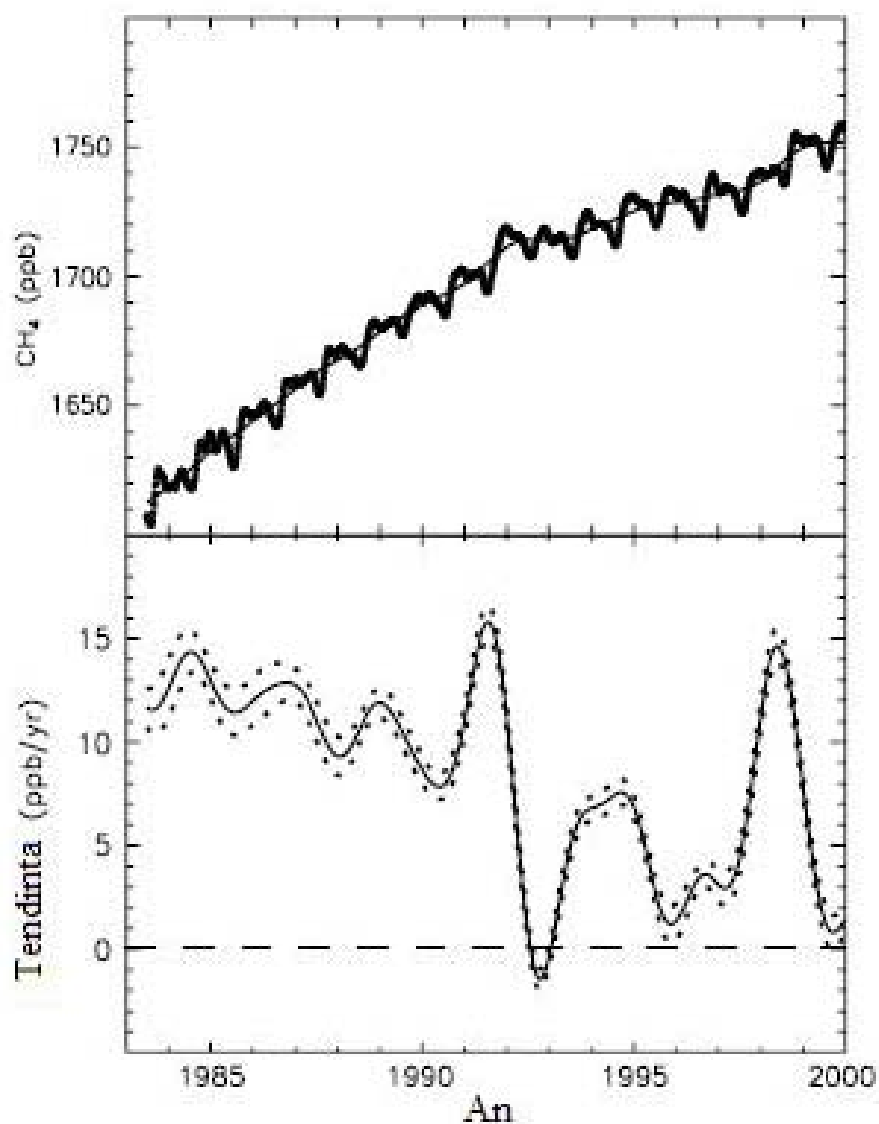


Figura 2.6. Variația abundenței de  $CH_4$  (sus) și tendința aferentă (jos), estimate între 1983 și 2000, independent de anotimp.

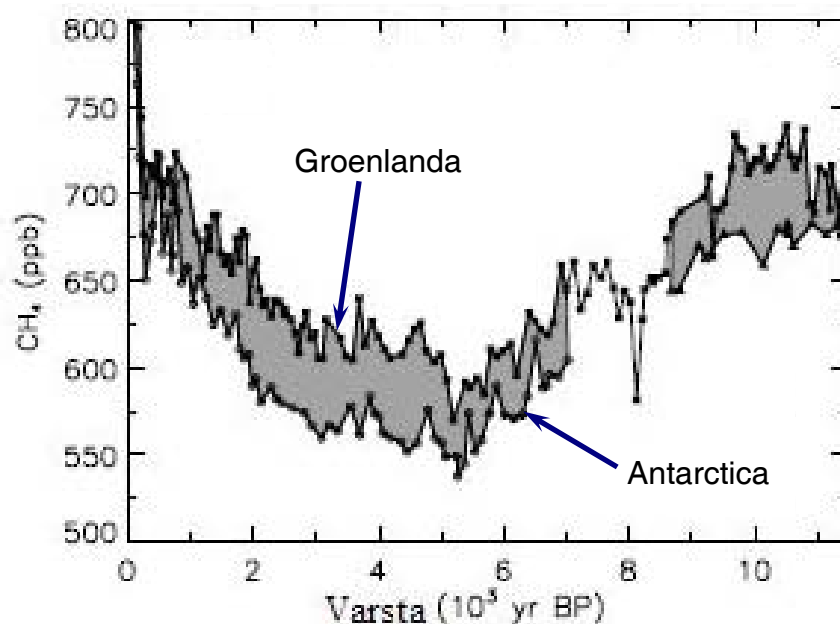


Figura 2.7. Abundențele de  $CH_4$  în Groenlanda și Antarctica, pentru ultimii 11500 de ani.



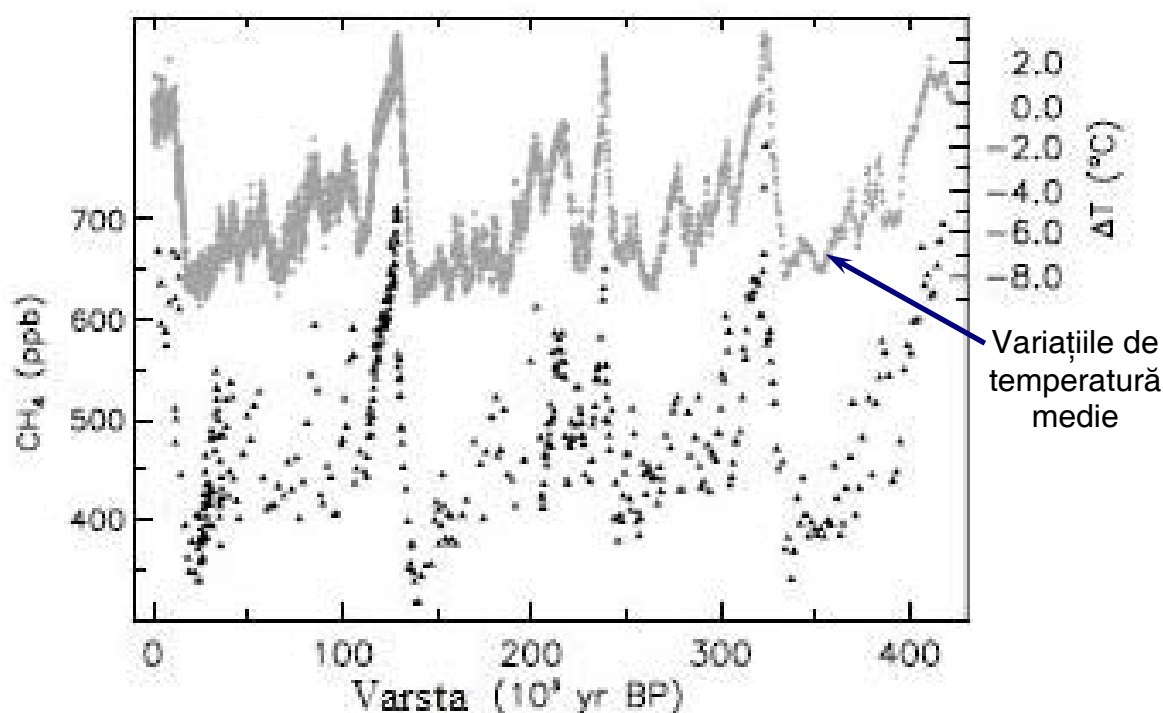


Figura 2.8. Abundențele de  $\text{CH}_4$  și anomaliile de temperatură medie, determinate pe ultimii 420 de mii de ani, dintr-o mostră de gheață obținută la stația Vostok din Antarctica de Est.

În final, studiul mostrelor de gheață nu relevă nici o dovadă pentru o variație rapidă care să poată fi asociată descompunerii hidraților de metan din sedimente.

Trecînd la **oxidul azotos ( $\text{N}_2\text{O}$ )**, abundența medie globală era de 314 ppb în 1998. Ca și în cazul metanului, valorile abundenței de  $\text{N}_2\text{O}$  sunt mai mari în emisfera nordică decît în cea sudică. O altă proprietate a abundenței de  $\text{N}_2\text{O}$  este aceea de a descrește în stratosferă, ajungînd ca, de exemplu, ea să fie de 120 ppb, la 30 km latitudini medii.

La fel ca și pentru metan, sunt dificil de dedus rate de emisii globale de la surse individuale care variază mult pe scale temporale și spațiale. Estimările recente ale emisiilor globale de  $\text{N}_2\text{O}$  se potrivesc cu rata de eliminare globală și subliniază progresul făcut în cuantificarea surselor naturale și din agricultură. Studiul anterior calcula noi valori pentru emisiile din agricultură, care includ impactul total al acestuia asupra ciclului global al nitrogenului și arată că emisiile de  $\text{N}_2\text{O}$  din sol reprezintă cel mai mare termen din buget.

Aceste emisii mărite de  $\text{N}_2\text{O}$  din ecosisteme naturale și agricultură sunt cauza disponibilității crescute a azotului în sol, prin folosirea excesivă a fertilizatorilor, fixarea nitrogenului agricol ( $\text{N}_2$ ) și depunerea acestuia. Acest model poate explica creșterile de  $\text{N}_2\text{O}$  atmosferic pe durata ultimilor 150 de ani. Descoperirea recentă a reacției inverse în emisiile de  $\text{N}_2\text{O}$  și NO din sol, ca răspuns la stimuli externi de azot, este foarte importantă, avînd în vedere creșterile prognozate în fertilizarea cu îngrășăminte pe bază de azot și în depozitele din țările tropicale. În plus față de disponibilitatea azotului, emisiile de  $\text{N}_2\text{O}$  din sol sunt reglate de temperatura și umiditatea solului, răspunzînd de asemenea la modificările climatice. Magnitudinea acestui răspuns va fi afectată de reacții inverse ce operează prin intermediul ciclului biosferic al carbonului.

Sursele industriale de  $\text{N}_2\text{O}$  includ producția de nylon și acid nitric, centralele alimentate cu combustibili fosili, emisiile de la (auto)vehicule. În trecut, se presupunea că emisiile convertoarelor catalitice ale automobilelor erau o sursă potențială de  $\text{N}_2\text{O}$ . Extrapolînd măsurătorile emisiilor în tunelele din Stockholm și Hamburg din 1992 la nivel global, se obține o sursă de numai  $0.24 \pm 0.04 \text{ TgN/an}$ . Măsurători recente sugerează valori și mai mici, de  $0.11 \pm 0.04 \text{ TgN/an}$ .

Două sunt sursele majore identificate pentru emisiile de  $\text{N}_2\text{O}$ : fotodisocierea (90%) și reacțiile cu atomii de oxigen excitați pe cale electrică ( $\text{O}(^1\text{D})$ ). Aceste procese au loc în stratosferă și conduc la o durată de viață de 120 de ani.

Măsurătorile izotopilor  $\delta^{15}\text{N}$  și  $\delta^{18}\text{O}$  sunt de asemenea folosite pentru a izola bugetul de  $\text{N}_2\text{O}$ . Valorile tipice observate sunt:  $\delta^{15}\text{N}=7\%$  și  $\delta^{18}\text{O}=20.7\%$ , relativ la  $\text{N}_2$  și  $\text{O}_2$ . Folosind mostre experimentale de aer stratosferic, s-a arătat că semnătura izotopică a  $\text{N}_2\text{O}$  troposferic poate fi explicată printr-un flux de revenire de  $\text{N}_2\text{O}$  îmbogățit cu izotopi. Folosirea izotopilor nu a identificat încă noi surse și nici nu a izolat bugetul de  $\text{N}_2\text{O}$  mai bine decât alte abordări, dar măsurătorile efectuate, inclusiv asupra poziției intramoleculare a  $\delta^{15}\text{N}$  în izotopomerii de  $\text{N}_2\text{O}$ , vor fi utile în viitor.

Abundențele troposferice de  $\text{N}_2\text{O}$  au crescut din perioada pre-industrială aproximativ de la 270 ppb la 315 ppb, după cum se poate observa din variația ilustrată în Figura 2.5. Sursa pre-industrială este estimată la 10.7 TgN/an, ceea ce implică o emisie antropogenică actuală de 5.7 TgN/an, fără a lua în calcul modificările în emisiile naturale din această perioadă. Rata de creștere medie între 1980 și 1998, determinată prin măsurători, a fost de  $+0.8 \pm 0.2$  ppb/an ( $+0.25 \pm 0.05$  %/an). S-au observat mari variații interanuale în această tendință. Utilizarea scăzută a fertilizatorilor pe bază de azot și temperaturile scăzute din emisfera nordică ar putea fi în parte răspunzătoare pentru emisiile biogenice scăzute din sol. Din 1993, creșterea de  $\text{N}_2\text{O}$  a revenit la rate apropiate de cele observate în timpul anilor '80, ca urmare a acordurilor de reducere a acestor emisii dintre statele puternic industrializate.

Sursele de emisie ale **hidrocarburilor fluorurate complet (PFC)**, în particular  $\text{CF}_4$  (PFC-14) și  $\text{C}_2\text{F}_6$ , la fel ca și ale **hexafluoridelor de sulf ( $\text{SF}_6$ )**, sunt localizate predominant în emisfera nordică. Acești compuși au durate de viață atmosferică mai mari de 1000 de ani, aflându-se departe de o stare staționară între sursă și mediul absorbant. Emisiile curente de  $\text{C}_2\text{F}_6$  și  $\text{SF}_6$  au o natură majoritar antropogenică și sunt bine cuantificate de sarcina atmosferică în creștere. De exemplu, în prezent, emisiile antropogenice de  $\text{CF}_4$  le depășesc pe cele naturale cu un factor mai mare de 1000 și sunt responsabile pentru creșterea rapidă a abundenței acestui compus în atmosferă.

Sarcinile atmosferice ale  $\text{C}_2\text{F}_6$  și  $\text{SF}_6$  au o variație crescătoare, ilustrată în Figurile 2.9, respectiv 2.10.

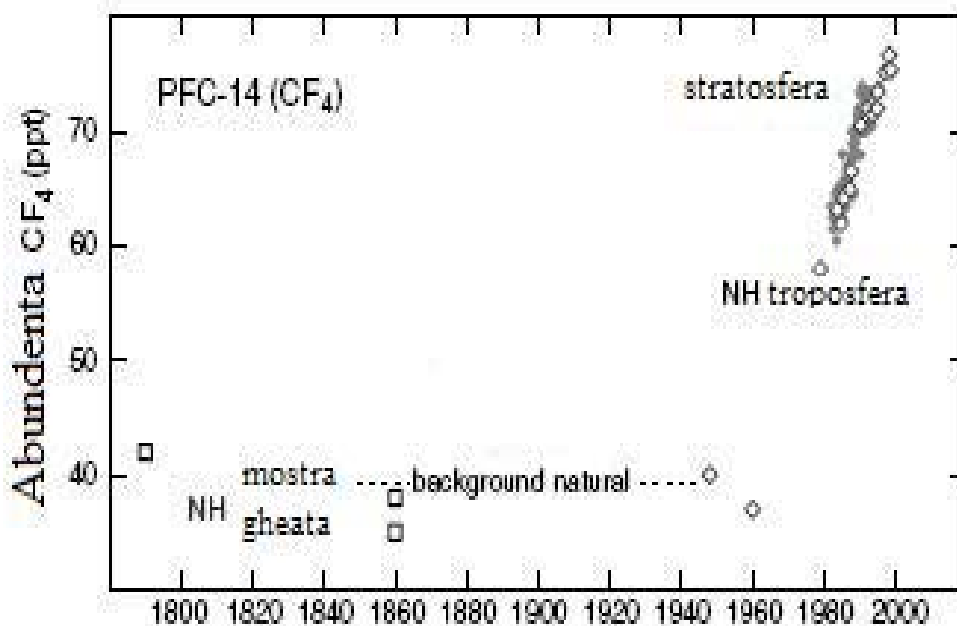


Figura 2.9. Abundența de  $\text{CF}_4$  pe ultimii 200 de ani, măsurată în aer troposferic, stratosferic și în mostre de gheață.

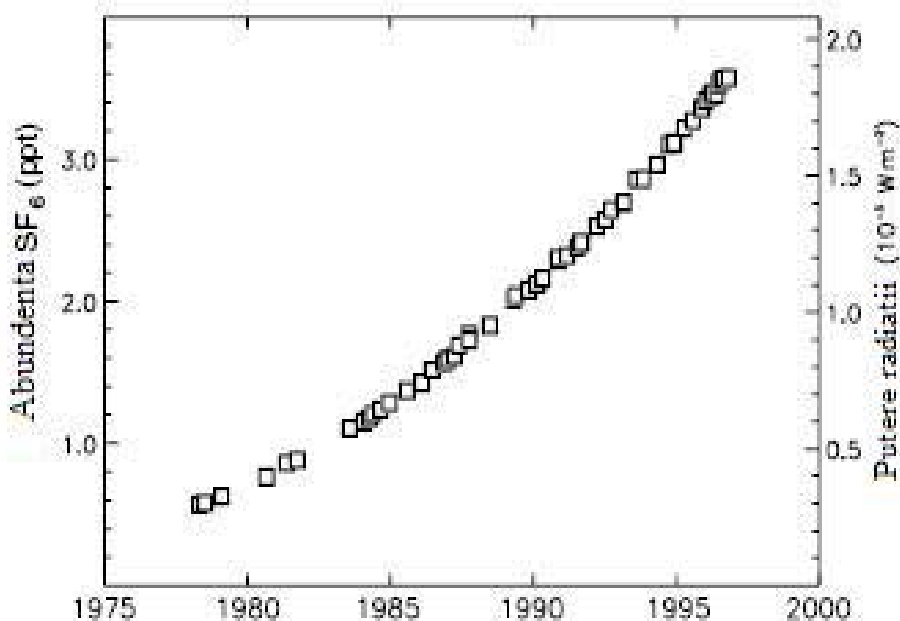


Figura 2.10. Abundența de  $\text{SF}_6$  rezultată în urma experimentului din 1978, de la Cape Grim, Tasmania.

Măsurătorile de la suprafața terestră arată ca  $\text{SF}_6$  a crescut cu aproape 7%/an între anii '80 și anii '90. Rate de creștere relativă recente sunt de 1.3%/an pentru  $\text{CF}_4$  și 3.2%/an pentru  $\text{C}_2\text{F}_6$ . Singurele procese importante prin care are loc absorbția compușilor PFC și  $\text{SF}_6$  sunt fotoliza și reacțiile ionilor din mezosferă.

Un nou gaz de seră cu durată mare de viață, de origine antropogenică, a fost descoperit recent în atmosfera: pentafluorida de sulf trifluorometil ( $\text{SF}_5\text{CF}_3$ ) [StWT00]. Acesta este un hibrid între compușii PFC și  $\text{SF}_6$ , și nu se află menționat explicit în Protocolul de la Kyoto. Dintre toate gazele de seră identificate în atmosferă în jurul anului 2000, noul gaz are cea mai mare putere de radiație pe moleculă. Abundența sa a crescut de la valori aproximativ nule la sfârșitul anilor '60, până la 0.12 ppt în 1999.

#### 2.3.3.2. Gazele din protocolul Montreal și ozonul stratosferic ( $\text{O}_3$ )

Protocolul de la Montreal este un acord acceptat la scară internațională, prin care națiunile se angajează să controleze producția substanțelor care subțiază stratul de ozon. Necesitatea unui astfel de acord a apărut după semnalele de alarmă emise de numeroase experimente și studii cu privire la acțiunea nocivă a gazelor de proveniență antropogenă asupra stratului protector de ozon din atmosferă. De exemplu, în Figura 2.11, sunt ilustrate variațiile între 1978 și 1999 ale abundențelor principalelor hidrocarburi clorofluorurate (HCFC), extrem de nocive pentru stratul de ozon. Tendința de aplatizare a acestor emisii se datorează în principal respectării Protocolului de la Montreal.

Multe dintre chimicalele care eliberează atomi de clor în stratosferă, eliminând ozonul, sunt de asemenea și gaze de seră, motiv pentru care sunt analizate pe scurt și în cadrul acestui paragraf. Analiza detaliată privind observațiile curente, tendințe, durate de viață și emisii de substanțe cuprinse în protocol poate fi găsită în [WMOC05]. Gazele care elimină ozonul cu cel mai mare potențial de influențare a climatului sunt CFC-11 ( $\text{CFCl}_3$ ), CFC-12 ( $\text{CF}_2\text{Cl}_2$ ), și CFC-113 ( $\text{CF}_2\text{ClCFCl}_2$ ). Din măsurători efectuate asupra mostrelor de aer polar, a rezultat că nu există surse naturale de emisie pentru acești compuși. De asemenea, măsurători efectuate la suprafața terestră arată că ratele lor de creștere sunt în scădere, așa cum ilustrează variațiile pe un orizont de aproximativ 50 de ani, ale abundențelor compușilor CFC-11 și CFC-12, din Figurile 2.12, respectiv 2.13.



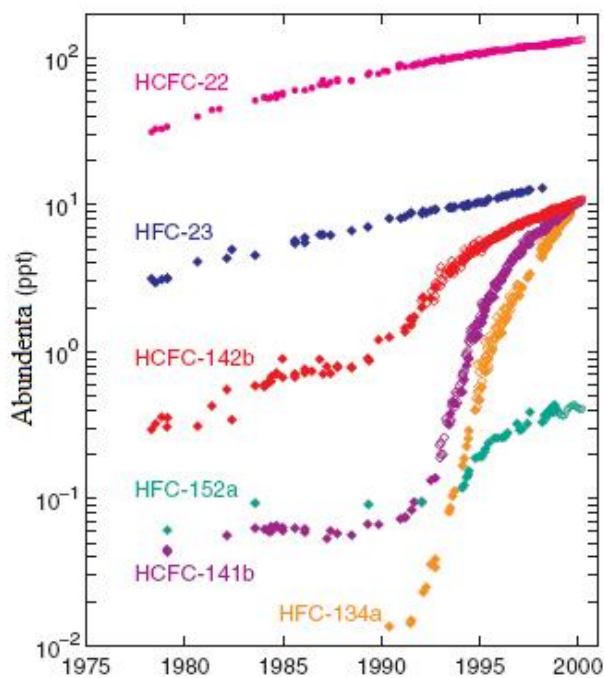


Figura 2.11. Abundențe ale principalilor compuși din clasa HCFC, între 1978 și 1999.

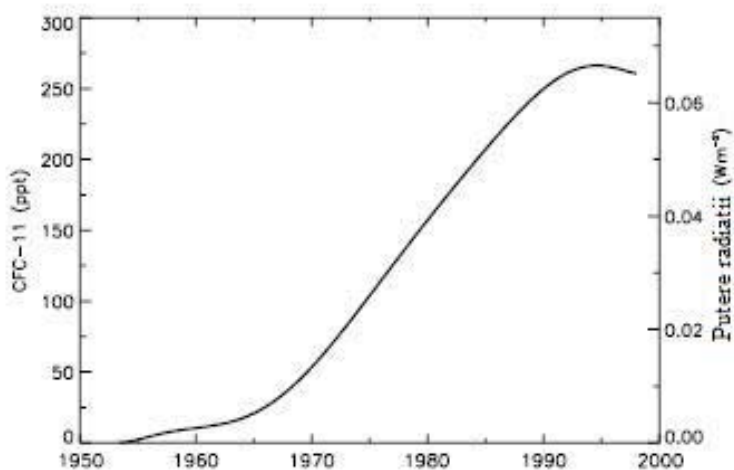


Figura 2.12. Abundența troposferică globală medie a compusului CFC-11 ( $\text{CFCl}_3$ ), din 1950 pînă în 1998.

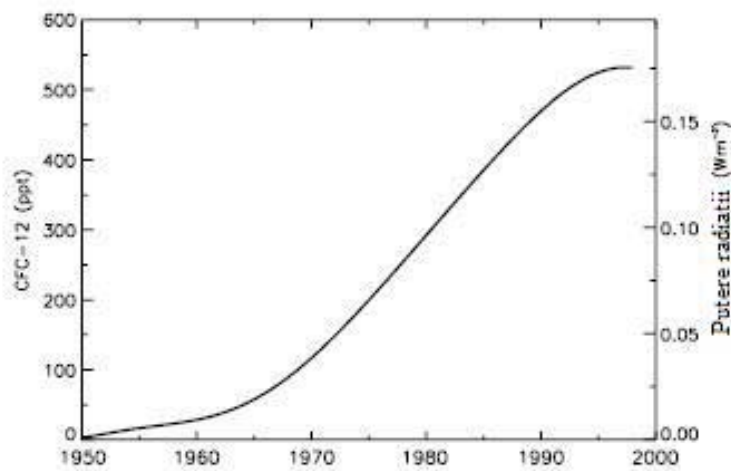


Figura 2.13. Abundența troposferică globală medie a compusului CFC-12 ( $\text{CF}_2\text{Cl}_2$ ), din 1950 pînă în 1998.

Ratele de creștere sunt ușor negative pentru CFC-11 (Figura 2.12). Aceeași tendință o înregistrează și compusul CFC-113. În ceea ce privește compusul CFC-12 (Figura 2.13), abundența sa a crescut cu 4 ppt/an între 1995 și 1996, iar la sfârșitul anilor '80 – cu aproape 12 ppt/an. Metil cloroformul ( $\text{CH}_3\text{CCl}_3$ ) a scăzut dramatic după adoptarea Protocolului de la Montreal, datorită duratei de viață relativ scurte (5 ani) și a rapidității cu care emisiile au încetat. Declinul său a fost de 13 ppt/an în 1995-1996 [WaPr98]. Abundențele de halogen sunt mici în comparație cu cele ale compușilor din clasa CFC și majoritatea nu vor crește, dacă Protocolul este respectat. Măsurătorile atmosferice arată că ratele de creștere ale compușilor Halogen-1301 și Halogen-2402 au scăzut, drept răspuns la Protocol, însă Halogen-1211 continuă să crească, înregistrând rate mai mari decât cele preconizate, din cauza emisiilor industriale și nerespectării Protocolului.

Eliminarea ozonului stratosferic ( $\text{O}_3$ ) pe parcursul ultimelor trei decenii a fost substanțială. Între latitudinile de  $60^\circ$  Sud și  $60^\circ$  Nord, media a fost de 2%/deceniu. O analiză a posibilelor efecte indirecte ale eliminării ozonului este realizată de către Organizația Mondială de Meteorologie (WMO – *World Meteorological Organization*). Astfel, este de așteptat ca abundența de halogeni din stratosferă să accelereze eliminarea ozonului și să diminueze puterea sa de radiație. Refacerea ozonului eliminat se întinde pe un orizont de 50-100 de ani din momentul curent, dacă se vor respecta protocoalele de reducere a emisiilor de gaze nocive. De asemenea, pe termen scurt, este posibil ca schimbările climatice, precum răcirea în stratosfera din emisfera nordică, să stimuleze eliminarea ozonului.

Parcursul acestui secol, incertitudinile majore în legătură cu distrugerea și refacerea stratului de ozon sunt legate de:

- magnitudinea consumului de substanțe care afectează ozonul de către țările aflate în curs de dezvoltare;
- abundențele prognozate de  $\text{CH}_4$  și  $\text{N}_2\text{O}$ ;
- impactul schimbărilor climatice prognozate asupra temperaturii și circulației stratosferice.

### 2.3.3.3. Gaze reactive

Așa cum s-a menționat, gazele reactive cele mai importante sunt: monoxidul de carbon (CO), hidrogenul ( $\text{H}_2$ ), compușii organici volatili (VOC) și oxizii de azot ( $\text{NO}_x$ ). Influența lor asupra atmosferei este analizată pe scurt în continuare.

**Monoxidul de carbon (CO)** nu absoarbe radiațiile infraroșii terestre suficient de mult ca să fie considerat un gaz de seră direct. Totuși, el joacă un rol în determinarea concentrației de radical OH troposferic, ceea ce afectează în mod indirect sarcina atmosferică a metanului și poate conduce la formarea ozonului. Mai mult de jumătate din emisiile de CO sunt cauzate în prezent de activitățile umane. În emisfera nordică există de două ori mai mult CO decât în cea sudică. Din cauza duratei sale scurte de viață și a tiparelor distincte de emisie, monoxidul de carbon are gradienti mari în atmosferă și sarcina lui totală globală de 360 Tg este mai incertă decât a metanului sau a oxidului azotos. La latitudini nordice înalte, abundențele de CO variază de la 60 ppb în timpul verii, la 200 ppb în timpul iernii. La Polul Sud, CO variază între 30 ppb vara și 65 ppb iarna. Abundențele observate sugerează că, la nivel global, concentrația de CO a crescut ușor până la sfârșitul anilor '80, însă, de atunci, a început să scadă, probabil datorită emisiilor reduse de la automobile, ca urmare a folosirii convertoarelor catalitice. Măsurătorile indică o descreștere globală de 2%/an din 1991 până în 1997 și apoi o creștere în 1998. În emisfera sudică, măsurătorile efectuate între 1978 și 1998, în zona Africii de Sud nu au pus în evidență o tendință pe termen lung.

Unele evaluări recente ale bugetului global de CO sunt prezentate în Tabelul 2.14.

**Tabelul 2.14. Estimarea bugetului global troposferic de monoxid de carbon [Tg/an], din diferite surse, comparate cu valorile din raportul TAR.**

Referință	–	–	WMO	SAR	TAR
An	1998	2000	1999	1996	2000
<b>Oxidare in situ:</b>	<b>881</b>	<b>1402</b>	<b>–</b>	<b>600–1600</b>	<b>1230</b>
• Oxidarea CH <sub>4</sub>	–	795	–	400–1000	800
• Oxidarea izoprenului	–	268	–	200–600	270
• Oxidarea terpenului	–	136	–	–	~0
• Oxidarea NMHC industrial	–	203	–	–	110
• Oxidarea NMHC biomasă	–	–	–	–	30
• Oxidarea acetonei	–	–	–	–	20
<b>Emisii directe:</b>	<b>1219</b>	<b>1458</b>	<b>1150</b>	<b>680–1610</b>	<b>1550</b>
• Vegetație	–	–	100	60–160	150
• Oceane	–	49	50	20–200	50
• Ardere biomasă	–	768	500	300–700	700
• Combustibil fosil și domestic	–	641	500	300–550	650
<b>TOTAL SURSE DE EMISIE:</b>	<b>2100</b>	<b>2860</b>	<b>1150</b>	<b>1280–3210</b>	<b>2780</b>
<b>Absorbție:</b>	<b>2110</b>	<b>–</b>	<b>–</b>	<b>1750–3340</b>	<b>–</b>
• Depunere suprafață terestră	190	–	–	250–640	–
• Reacție cu radicali OH	1920	–	–	1500–2700	–

În tabel, acronimul **TAR** provine de la *IPCC WGI Third Assessment Report*, care îi urmează cronologic lui SAR. Acest raport de evaluare a fost elaborat în jurul anului 2000, în timp ce SAR a fost publicat în 1996. O altă abreviere utilizată în tabel este **NMHC**, care desemnează *hidrocarburile non-metan*. De asemenea, estimarea de emisie a monoxidului de carbon prin oxidarea in situ a izoprenului, potrivit SAR (200-600 Tg/an), include și efectul oxidărilor VOC. Arderea de biomasă se referă la deșeuri obținute prin defrișare, incendii controlate pe suprafețe agricole după recoltare, incendii accidentale ale savanei și/sau pădurilor.

Sursele antropogenice (defrișarea, arderea savanei și a deșeurilor, folosirea combustibilului fosil și domestic) domină emisiile directe de CO, cu 1350 din 1550 Tg/an. O sursă de 1230 Tg/an este estimată din oxidarea in situ a metanului și a altor hidrocarburi, aproape jumătate fiind atribuită emisiilor antropogenice. Sursele fosile de CO au fost deja luate în considerare drept carbon fosil în bugetul de CO<sub>2</sub>. O repartitie pe continente sau regiuni a capacității de emisie a surselor de CO este specificată în **Tabelul 2.15**. Tot acest tabel relevă și prognoza pentru anul 2100 a acestor emisii. Creșteri (în unele cazuri semnificative) se preconizează a se înregistra pe toate continentele, indiferent de nivelul de dezvoltare economică.

**Hidrogenul molecular (H<sub>2</sub>)** nu este un gaz de seră direct, dar poate reduce radicalii OH și, implicit, crește cantitatea de metan și compuși din clasa HCFC. Abundența sa atmosferică este de aproximativ 500 ppb. În prezent, există o tendință de creștere a acestuia cu 1.2±0.8 ppb/an.

Tabelul 2.15. Repartiția pe continente sau regiuni a emisiei actuale și viitoare de CO [Tg].

Continent / regiune	Anul 2000	Anul 2100
<b>Africa</b>	<b>80</b>	<b>480</b>
<b>America de Sud</b>	<b>36</b>	<b>233</b>
<b>Asia de Sud-Est</b>	<b>44</b>	<b>203</b>
<b>India</b>	<b>64</b>	<b>282</b>
<b>America de Nord</b>	<b>137</b>	<b>218</b>
<b>Europa</b>	<b>109</b>	<b>217</b>
<b>Asia de Est</b>	<b>158</b>	<b>424</b>
<b>Australia</b>	<b>8</b>	<b>20</b>
<b>Altele</b>	<b>400</b>	<b>407</b>
<b>TOTAL:</b>	<b>1036</b>	<b>2484</b>

Hidrogenul este produs în multe dintre procesele cu emisie de CO (de exemplu, arderea combustibililor fosili și oxidarea atmosferică a metanului). Măsurătorile sale atmosferice pot fi folosite pentru a izola bugetele de monoxid de carbon și metan. Aproape o treime din hidrogenul atmosferic este îndepărtat prin reacția cu radicalul OH troposferic, restul fiind eliminat prin absorbția de către microbii din sol. Datorită întinderii mai mari de pământ din emisfera nordică față de cea sudică, în nord se absoarbe marea majoritate a hidrogenului. Ca rezultat, abundențele de hidrogen sunt în medie mai mari în sud, în pofida faptului că 70% din emisii au loc în emisfera nordică. În prezent, impactul hidrogenului asupra radicalului OH troposferic este mic, comparabil cu al unora dintre compușii din clasa VOC.

**Compușii organici volatili (VOC)** includ hidrocarburile non-metan (NMHC) și hidrocarburile non-metan oxigenate (ONMHC) (de exemplu, alcooli, aldehide și acizi organici). Acești compuși au durate de viață extrem de scurte (de la fracțiuni dintr-o zi, la luni) și impact direct redus asupra puterii radiațiilor. De departe, cea mai importantă sursă de emisie provine din natură și se datorează vegetației. Izoprenul, cu cea mai mare rată de emisie, nu este depozitat în plante, fiind emis doar în timpul fotosintezei. Emisia de izopren este o componentă importantă în fotochimia troposferică și este inclusă în simulările OxComp. Vegetația eliberează de asemenea și alți compuși VOC, la rate scăzute. De asemenea, cantități mici de NMHC sunt emise în mod natural din oceane.

Sursele antropogenice ale compușilor VOC includ producția, distribuția și arderea combustibilului. Cele mai mari emisii se înregistrează de la motoarele vehiculelor (provocate de evaporarea sau arderea incompletă a combustibilului) și prin arderea biomasei. Mii de compuși diferiți, cu durate de viață și comportamente chimice variabile, au fost observați în atmosferă, astfel încât majoritatea modelelor pentru chimia troposferică includ o împărțire pe specii chimice a compușilor VOC.

Din cauza duratelor scurte de viață și surselor variate din punct de vedere geografic, pentru majoritatea acestor substanțe nu este posibilă deducerea unei sarcini atmosferice globale sau unei abundențe medii din măsurătorile curente. Abundențele compușilor VOC sunt în general concentrate în apropierea surselor. Emisiile naturale au loc predominant la tropice (în jurul latitudinilor de 23°), în sezoanele calde fiind emise cantități foarte mici la latitudini medii, în emisfera nordică și în regiunile boreale. Emisiile antropogenice au loc în regiunile foarte populate, industrializate (95% din emisfera nordică, între latitudinile de 40° și 50°), unde cele naturale sunt extrem de scăzute. Aceste emisii au un impact

semnificativ asupra chimiei regionale, în pofida emisiilor scăzute la nivel global. Cîțiva compuși VOC, precum etanul și acetona, au durată lungă de viață și un impact asupra chimiei troposferice la nivel emisferic. Două estimări independente asupra emisiilor globale sunt sumarizate în **Tabelele 2.16** și **2.17**.

**Tabelul 2.16. Estimarea din 1999 a emisiilor globale corespunzătoare unor compuși VOC [Tg/an].**

Sursă	Izopren $C_5H_8$	Terpen $C_{10}H_{16}$	$C_2H_6$	$C_3H_8$	$C_4H_{10}$	$C_2H_4$	$C_3H_6$	$C_2H_2$	Benzen $C_6H_6$	Toluen $C_7H_8$
Combustibil fosil	—	—	4.8	4.9	8.3	8.6	8.6	2.3	4.6	13.7
Arderea biomasei	—	—	5.6	3.3	1.7	8.6	4.3	1.8	2.8	1.8
Vegetație	503	124	4.0	4.1	2.5	8.6	8.6	—	—	—
Ocean	—	—	0.8	1.1	□	1.6	1.4	—	—	—
<b>TOTAL</b>	<b>503</b>	<b>124</b>	<b>15.2</b>	<b>13.4</b>	<b>12.5</b>	<b>27.4</b>	<b>22.9</b>	<b>4.1</b>	<b>7.4</b>	<b>15.5</b>
<b>TOTAL GENERAL</b>	<b>745.4</b>									

**Tabelul 2.17. Estimarea potrivit TAR (2000) a emisiilor globale corespunzătoare unor compuși VOC [Tg/an].**

Sursă	Izopren $C_5H_8$	Terpen $C_{10}H_{16}$	Acetonă	Total
Combustibil fosil	—	—	—	161
Arderea biomasei	—	—	—	33
Vegetație	220	127	30	377
<b>TOTAL</b>	<b>220</b>	<b>127</b>	<b>30</b>	<b>571</b>

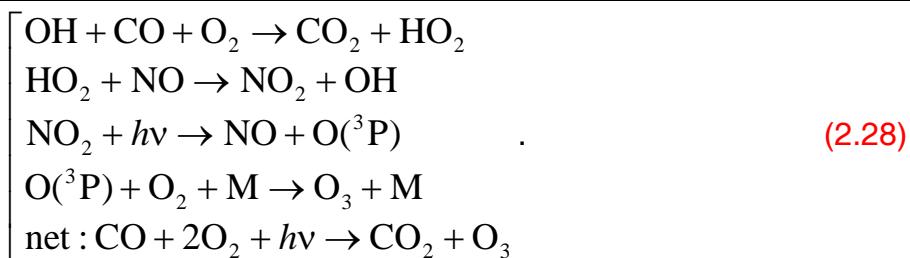
Prima estimare (din **Tabelul 2.16**) a fost efectuată în 1999. Combustibilul fosil îl include și pe cel domestic. Se observă că vegetația constituie sursa principală pentru emisia de izopren și terpen. Al doilea tabel (**2.17**) include valorile recomandate în cadrul TAR (anul 2000) pentru evaluările de modele de tip OxComp. Se observă că, pe lângă cei di compuși menționați, vegetația produce și o cantitate importantă de acetonă.

Un compus NMHC cu măsurători globale sistematice este etanul ( $C_2H_6$ ). Ciclul sezonier mediu pentru etan, ca funcție de latitudine, în perioada 1980-1990, a fost determinat în 1995, pe baza datelor măsurate provenind de la cinci stații de suprafață și multe campanii aeriene și maritime.

Este probabil ca emisiile antropogenice ale majorității compușilor VOC să fi crescut din perioada pre-industrială, din cauza folosirii pe scară din ce în ce mai largă a benzinei și a altor hidrocarburi.

Datorită importanței abundenței de compuși VOC în determinarea ozonului troposferic și a radicalului OH, măsurătorile sistematice și analiza bugetelor vor ramîne importante în înțelegerea corelației chimie-climat.

**Oxizii de azot ( $NO_x=NO+NO_2$ )** nu afectează în mod direct echilibrul radiațiilor de pe Terra, dar catalizează formarea ozonului, prin secvența de reacții care urmează:



Multe dintre informațiile recente asupra rolului oxizilor azotoși în producerea ozonului troposferic și schimbarea abundențelor radicalului OH sunt provenite de la campaniile de măsurători in situ, care au tratat o categorie largă de condiții chimice în troposfera superioară sau la suprafață. De obicei, aceste măsurători atmosferice sprijină modelele fotochimice curente. Există o variabilitate spațială și temporală substanțială în abundențele măsurate ale oxizilor azotoși, care variază de la câțiva ppb aproape de suprafața terestră, deasupra Oceanului Pacific, la mai mult de 100 ppb în regiunile urbane. Durata de viață chimică locală a oxizilor azotoși este scurtă, dar variază în funcție de locația în troposferă, de la o zi sau mai puțin, la limita stratului poluat, ziua sau noaptea, la 5-10 zile, în troposfera superioară. La fel ca și pentru compușii VOC, nu este posibilă determinarea sarcinii globale sau a abundenței medii a oxizilor azotoși din măsurătorile atmosferice.

Majoritatea oxizilor azotoși troposferici sunt emiși ca monoxid de azot (NO), care se echilibrează fotochimic cu dioxidul de nitrogen (NO<sub>2</sub>), în câteva minute. Totuși, sursele naturale ar putea controla o fracțiune mai mare din glob. Per total, se prognozează ca emisiile antropogenice să treacă printr-un proces de deplasare, de la dominanța actuală a emisferei nordice, spre o distribuție în regiunile tropicale.

Procesul dominant de absorbție a oxizilor azotoși este oxidarea atmosferică a NO<sub>2</sub> de către radicalul OH, pentru a forma acidul HNO<sub>3</sub>, care este apoi colectat în aerosoli sau dizolvat în precipitații. Alte modalități pentru eliminarea directă a oxizilor azotoși constau în captarea lor de către bolta de vegetație sau depozitarea pe sol / în oceane. Depozitarea uscată poate influența schimburile de la suprafața terestră și, astfel, altera emisia de N<sub>2</sub>O în atmosferă.

Unele studii aduc argumente împotriva considerării fie a sursei mari din sol, fie a sursei mari din fulgere. S-a descoperit că procesele care controlează oxizii azotoși în troposfera îndepărtată nu sunt bine modelate și că există, în mod evident, lipsuri în măsurătorile globale efectuate. Pentru gazele cu durata scurtă de viață, ca oxizii azotoși, rezolvarea discrepanțelor din buget este și mai importantă. Totuși, pe măsură ce datele referitoare la depunerile umede ale nitratilor pe continentele din emisfera nordică sunt analizate, se pot culege noi date relative la depunerea uscată a HNO<sub>3</sub> și NO<sub>2</sub>. Astfel, va fi deveni posibilă estimarea bugetului și absorbției oxizilor azotoși.

#### 2.3.3.4. Ozon (O<sub>3</sub>) troposferic

Ozonul troposferic este un gaz direct al efectului de seră. Creșterea din trecut a nivelului acestuia, reprezintă aproximativ o treime din forța de radiații din perioada preindustrială pînă la momentul actual. În plus, pe lîngă efectul pe care îl are asupra radicalului OH, el modifică perioada de viață a celorlalte gaze de seră, de exemplu, a metanului.

Abundența de ozon din troposferă variază în general de la mai puțin de 10 ppb în zonele tropicale de deasupra oceanelor, pînă la 100 ppb în nivelele superioare ale troposferei și, uneori, depășește 100 ppb în zonele metropolitane puternic poluate. Această variație, ce reflectă schimbarea rapidă a compoziției chimice, face imposibilă determinarea sarcinii troposferei, de la părțile suprafețelor disponibile. Din acest motiv, datele cele mai pertinente provin de la sondele de ozon lansate în troposferă și chiar stratosferă. Grosimea stratului de ozon din troposferă poate fi măsurată cu ajutorul



sateliților, după eliminarea grosimii estimate a stratului de ozon din stratosferă. Cantitatea actuală de ozon troposferic este de aproximativ 370 Tg, echivalentă cu o medie globală a densității stratului de ozon egală cu 34 DU, sau cu o abundență de 50 ppb (unde, reamintim,  $1 \text{ DU} = 2.687 \cdot 10^{16} \text{ molecule/cm}^2$ ).

Campaniile de măsurători atmosferice, atât de la suprafața Terrei, cât și din aeronave, s-au concentrat pe observații simultane asupra mai multor gaze implicate în producerea de ozon. Ariile primare de producere a ozonului, sunt reprezentate de zonele industrializate din nord și de incendiile pădurilor din zonele tropicale. Tendințele recente globale ale ozonului din troposferă sunt foarte greu de estimat din măsurătorile disponibile, deși tendințele acestuia din stratosferă sunt identificabile [PMJ99]. Din cauza faptului că fotochimia produce gaze cu efect local, pentru câteva zile, în stratul de margine al troposferei, măsurătorile locale ale ozonului troposferic nu reflectă cantitatea sa pe suprafața întregului continent. În general, măsurătorile pe anumite suprafețe nu sunt reprezentative pentru întregul (sau o mare parte a) stratului troposferic. Aceasta nu vine în contradicție cu tendințele din ultimele decade, din anumite regiuni ale troposferei, care sunt diferite între ele. Această neuniformitate este rezultatul schimbării componentei masei de gaze poluante regionale, în special a oxizilor azotoși ( $\text{NO}_x$ ). Sondele de ozon oferă cea mai bună înregistrare din troposferă, deși măsurătorile de la multe stații sunt efectuate doar săptămânal. Datele săptămânale continue din 1970 până la momentul actual sunt disponibile doar la nouă stații situate între latitudinile de  $36^\circ$  și  $59^\circ$ , în emisfera nordică. Tendințe diferite au fost constatate în diferite zone, pe diferite perioade de timp. La majoritatea stațiilor s-a constatat o creștere din 1970 până în 1980, însă nici o tendință clară din 1980 până în 1996. O înregistrare a cantității de ozon din troposfera de mijloc, preluată de la cele nouă stații, între 1970 și 1996, este prezentată în Figura 2.14.

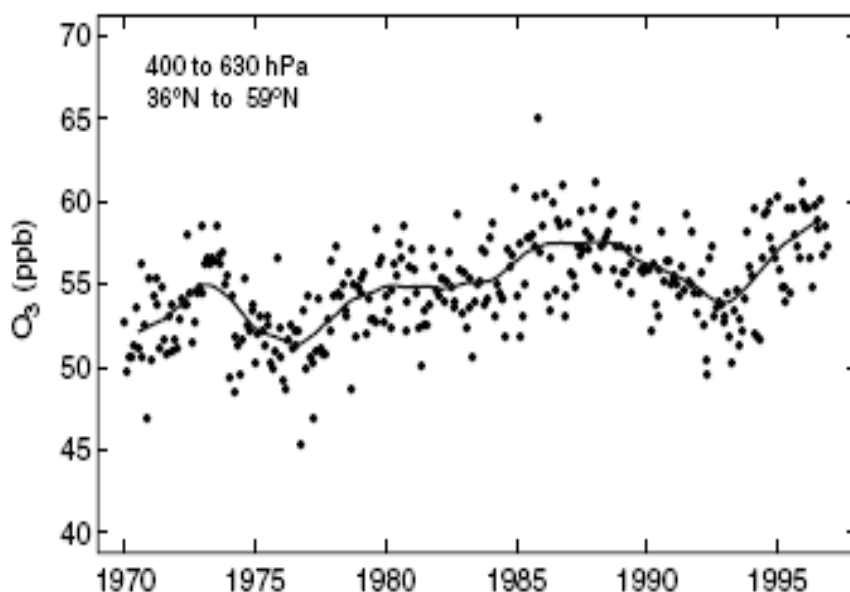


Figura 2.14. Abundența de mijloc în ozon troposferic, măsurată între latitudinile  $35$ - $59$  grade latitudine nordică, pentru perioada 1970-1996.

După cum se observă, nu există o creștere liniară a cantității ozon în această perioadă, chiar dacă în cea de-a doua jumătate a acestei înregistrări media de aproximativ 57 ppb este superioară decât media de 53 ppb din prima jumătate.

Evaluări recente ale măsurătorilor de suprafață din secolele XIX și XX, efectuate în Europa, indică o abundență mult mai scăzută a ozonului decât cea din momentul actual, deși, pentru zona de nord, acest fenomen nu este chiar atât de evident. În SAR, aceste date au fost utilizate pentru a se efectua o estimare brută a cantității de ozon din emisfera de nord. În urma calculelor, a rezultat că aceasta s-a dublat de la începutul erei pre-industriale. Calculele bazate pe modelul de transport chimic (CTM – Chemistry Transport

Model) prognozează că emisiile antropogenice curente de  $\text{NO}_x$ , CO și VOC, precum și creșterea de  $\text{CH}_4$ , ar fi trebuit să conducă la mărirea nivelului de ozon într-o măsură sesizabilă, mai ales în emisfera nordică. O recentă trecere în revistă a studiilor pe bază de CTM, oferă o creștere globală medie de la 8 la 12 DU, chiar dacă această ușoară creștere reprezintă o incertitudine. Pentru unele dintre gazele amintite în paragrafele anterioare, ca și pentru ozonul troposferic, se preconizează o creștere mai importantă în secolul XXI, ca urmare a creșterii emisiilor precursorilor acestora:  $\text{NO}_x$ , CO și VOC.

#### 2.3.3.5. Vaporii de apă din straturile joase ale stratosferei

Vaporii de apă din straturile joase ale stratosferei reprezintă un gaz producător de efect de seră. Oxidarea  $\text{CH}_4$  este o sursă a apei sub formă de vaporii din stratosfera medie. În prezent, această reacție provoacă o creștere a abundenței de vaporii de apă de la 3 ppm în tropopauză, până la 6 ppm în stratul înalt al stratosferei. În plus, viitoarele “injectări” directe de vaporii de apă ce provin de la aeronavele de mare viteză, pot adauga acești vaporii în straturile joase ale stratosferei. Experimental, s-a raportat recent o creștere semnificativă în stratosfera joasă a vaporilor de apă. Analizele oferite de sateliți și cele de la sol au descoperit o creștere a vaporilor de apă din stratosfera superioară în perioada 1985-1997.

#### 2.3.3.6. Radical hidroxil (OH) troposferic

Radicalul hidroxil OH este principalul agent de purificare a atmosferei joase. În particular, el este neutralizatorul principal atât pentru  $\text{CH}_4$  și compușii din clasa HCFC, cât și pentru poluanții  $\text{NO}_x$ , CO și VOC. Odată format, radicalul OH troposferic reacționează cu  $\text{CH}_4$  sau CO în mai puțin de o secundă. Abundența locală de radical OH este controlată de abundențele locale de  $\text{NO}_x$ , CO, VOC,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{O}_3$ , și  $\text{H}_2\text{O}$ , precum și de intensitatea razelor UV solare. În plus, toate acestea variază în raport cu timpul, anotimpul și localizarea geografică.

Sursa primară de radical OH troposferic este reprezentată de o pereche de reacții chimice care încep odata cu fotodisocierea ozonului de către razele UV solare:



Deși în regiunile poluate și în troposfera superioară, fotodisocierea urmelor de gaze precum peroxizii, acetona, și formalhidele pot reprezenta sursa dominantă. Aceste reacții conduc adesea la formarea unui radical  $\text{HO}_2$ , care apoi reacționează cu  $\text{O}_3$  sau cu NO, pentru a se obține apoi OH. Radicalul OH troposferic este pierdut prin reacția cu alți radicali; de exemplu – cu  $\text{HO}_2$ , pentru a forma  $\text{H}_2\text{O}$  sau cu NO, pentru a forma  $\text{HNO}_3$ . În plus, pentru a compensa pierderea primară de  $\text{CH}_4$  și alți poluanți, radicalii OH și  $\text{HO}_2$ , împreună cu  $\text{NO}_x$  sunt catalizatorii cheie în producerea de ozon troposferic. Sursele și neutralizatorii radicalului OH induc în mare parte fotochimia rapidă din troposferă.

#### 2.3.4. Efecte totale ale schimbării chimice atmosferice

Impactul poluării metropolitane, mai ales a ozonului și a monoxidului de carbon, asupra aerului din oceanele Atlantic și Pacific, a fost mediatizat în mai toate studiile din acest deceniu. Se pot prognoza creșteri importante de monoxid de carbon și ozon, începând cu nord vestul SUA, de la o dublare a emisiilor curente din Asia până la o triplare a acestor emisii din 1995 până în 2010. Impactul emisiilor metropolitane se va extinde în următoarele decenii, pe măsură ce zonele urbane se extind și utilizarea resurselor naturale se intensifică.

Noutatea din evaluarea IPCC o constituie extensia acestor previziuni până în anul 2100. Acesta este orizontul de timp până la care impactul cumulat al tuturor emisiilor din emisfera

nordică, nu doar al celor instantanee, conjuncturale, pot, pentru anumite scenarii, să dubleze cantitatea de ozon. În cazul anumitor scenarii de emisii, creșterea emisiilor de ozon troposferic, combinată cu scăderea abundenței de radical OH, poate altera rata de oxidare și căile de degradare pentru hidrocarburi. Daunele provocate de nivelul ridicat al ozonului, atât asupra recoltelor, cât și a sistemelor naturale, are nevoie de asumarea unor responsabilități sociale.

Cuplarea dintre chimia atmosferei, biosferă și climat nu este la nivelul la care aceste reacții inverse să fie luate în considerare în estimări de precizie ale fenomenelor analizate.

### 3. Modele de sistem ecologic în spațiu închis (seră)

Izolarea sistemului ecologic de spațiul exterior conduce la modele sensibil diferite ale fenomenelor aferente. Sera este spațiul de observație ideal în vederea modelării, deoarece nu necesită distribuirea senzorilor pe o arie largă și, în plus, nivelul perturbațiilor este în general mai redus decât în cazul sistemelor expuse. De asemenea, spre deosebire de sistemele în spațiu deschis, sursa principală de perturbație o constituie plantele și micile organisme vii (formînd împreună un micro-biotop) din interiorul serei. Perturbațiile externe serei au o foarte mică influență și sunt adesea ignorate în modelele propuse, deși, recent s-a arătat că poluarea intensă a marilor orașe afectează și serele amplasate în interiorul sau în apropierea acestora.

Principalele variabile care descriu mediul unei sere sunt: temperatura, umiditatea și nivelul de dioxid de carbon ( $\text{CO}_2$ ). O serie de variabile auxiliare pot fi însă de asemenea considerate.

Modelele serelor sunt foarte variate și pot fi exprimate prin sisteme complexe de ecuații. Ele au început să fie studiate intens la sfîrșitul anilor '80. În general, modelul complet al unei sere include 3 sub-sisteme, care descriu următoarele fenomene principale:

- pătruderea luminii;
- transferul de căldură, masă și umiditate;
- creșterea plantelor.

Un al patrulea sub-sistem este dedicat controlului și reglării unora dintre variabilele serei.

În literatura de specialitate, predominat sunt modelele statice, utilizate mai ales pentru rezolvarea problemelor de estimare a cererii de căldură, bazate pe măsuratori. (Cu toate acestea, modelele dinamice ale fenomenelor serelor apar de asemenea în unele studii.) Lumina din mediul înconjurător este unul dintre cei mai importanți factori care favorizează creșterea plantelor și poate fi tratat separat. Fenomenul de pătrudere a luminii este bazat pe efectul Fresnel, astfel că modelarea acestuia pleacă de la principii ale fizicii. Sub-sistemul creșterii plantelor este esențial. Obiectivul modelării acestui sub-sistem îl constituie protecția și asigurarea unui regim optim de dezvoltare pentru culturile din cadrul serei. Pentru atingerea acestui obiectiv, este necesar controlul fenomenelor de transfer termic și de umiditate. Dacă temperatura din exteriorul serei este potrivită, atunci încălzirea acesteia poate fi întreruptă. De exemplu, în Japonia, mai mult de 65% din totalul suprafeței cultivate în spațiu închis nu este încălzită suplimentar, printr-un control judicios al temperaturii. În țările mediteraneene, un număr mare de sere nu au nevoie de încălzire suplimentară, în timp ce, în nordul Europei, sistemul de încălzire din sere joacă rolul principal.

Pentru modelarea sub-sistemului de încălzire, este necesar să fie luați în considerare o serie întreagă de parametri, care intervin în sens unitar. De exemplu în majoritatea cazurilor, temperatura aerului și umiditatea interacționează una cu cealaltă. E posibil ca temperatura să poată fi modificată prin varierea umidității. De asemenea, o schimbare a temperaturii aerului prin ventilație poate conduce la modificarea concentrației de  $\text{CO}_2$  din seră, perturbînd procesul de fotosinteză. Corelațiile dintre variabilele principale ale serei sunt așadar importante și modelele de interacțiune trebuie să le surprindă cu suficientă acuratețe.

Această secțiune este dedicată descrierii unora dintre fenomenele specifice serelor, prin prisma unor modele adecvate. Modele sunt în principal destinate proiectării de sisteme de reglare automată care să mențină sub control parametrii serelor. Ele pot fi utilizate însă și pentru predicția acestor fenomene.

### 3.1. Relația fundamentală dintre temperatură și umiditate

Umiditatea reprezintă cantitatea de vapori de apă din atmosferă. Măsurarea umidității se efectuează cu ajutorul unui *higrometru* și poate fi absolută sau relativă. Umiditatea absolută reprezintă masa de vapori de apă pe unitatea de volum a aerului atmosferic. Umiditatea relativă se evaluează efectuând raportul dintre concentrația de vapori de apă din aer la un moment dat și cantitatea maximă de vapori ce pot exista în aer la acea temperatură. Există mai multe metode pentru măsurarea și controlul umidității aerului dintr-o incintă, bazate pe utilizarea pragului de rouă, a concentratoarelor cu membrană sau a sistemelor pe bază de săruri. Dintre acestea, cele mai des folosite sunt sistemele bazate pe controlul pragului de rouă (*dew point control*) [CWR99]. Rata evaporării descrește pe măsură ce cantitatea de vapori de apă din atmosferă crește către nivelul de saturație (capacitatea maximă a aerului de reținere a umidității). Punctul de saturație se modifică odată cu temperatura, crescând semnificativ atunci când temperatura crește. Astfel, aerul rece poate avea în același timp un nivel scăzut de umiditate absolută (poate reține o cantitate mică de vapori de apă), dar un nivel ridicat de umiditate relativă în raport cu cantitatea maximă de vapori pe care o poate conține. Pragul de rouă reprezintă de fapt o mărime predictivă ce indică temperatura la care nivelul de umiditate din aer atinge maximul (100%) și începe procesul de condensare.

Pentru a exprima relația dintre umiditate și temperatură, la început au fost utilizate tabele de corespondență determinate experimental. Aceste modele empirice nu pot atinge nivelul de precizie dorit, astfel că s-a apelat la o variabilă auxiliară, numită *presiunea deficitului de vapori* din atmosferă,  $VP_{def}$  (*vapour pressure deficit*) [PrLi]. Aceasta cuantifică nivelul umidității aerului prin evaluarea diferenței dintre cantitatea maximă de vapori de apă ce pot exista în aer și cantitatea care există de fapt la un anumit moment de timp. Variația  $VP_{def}$  în raport cu temperatura este reflectată de următoarele relații:

$$VP_{def}(T) = VP_{sat}(T) - VP_{air}(T), \quad \forall T \in \mathbb{R}, \quad (3.1)$$

unde  $VP_{air}(T)$  (presiunea de vapori din aer) se măsoară cu ajutorul unui higrometru, iar  $VP_{sat}(T)$  (presiunea de vapori în stare de saturație) variază după o lege neliniară:

$$VP_{sat}(T) = \exp\left(\frac{A}{T} + B + CT + DT^2 + ET^3 + F \ln(T)\right), \quad \forall T \in \mathbb{R}. \quad (3.2)$$

Valorile coeficienților expresiei (3.2) sunt următoarele (determinate experimental):

$$\begin{cases} A = -1.0440397 \times 10^4 \\ B = -1.1294650 \times 10^1 \\ C = -2.7022355 \times 10^{-2} \\ D = -1.2890360 \times 10^{-5} \\ E = -2.4780681 \times 10^{-9} \\ F = -6.5459673 \end{cases}, \quad (3.3)$$

iar temperatura  $T \in \mathbb{R}$  este exprimată pe scala Rankine. Legătura dintre scala Celsius și scala Rankine este următoarea:

$$^{\circ}\text{C} = ^{\circ}\text{R} - 491.6. \quad (3.4)$$

### 3.2. Transferul de căldură la nivelul solului

Fenomenul de transfer al căldurii la nivelul solului face parte din categoria celor relativ complicate, dificil de modelat. Aceasta, mai ales din cauza prezenței apei, ca principal agent termic. În majoritatea abordărilor de modelare din acest caz, se pleacă de la legea generală de variație a conductivității termale, care să includă și efectul indus de fluxul de apă care tranzitează sau rezidă în sol.

Modelul propus în continuare pleacă de la ipoteza că există trei nivele de diviziune la nivelul solului, avînd temperaturile  $T_1$ ,  $T_2$ , respectiv  $T_{BL}$ , evaluate în adîncime, ca în partea stîngă a **Figurii 3.1**. De asemenea, temperatura de la nivelul solului este notată prin  $T_{BU}$ . Temperaturile extreme –  $T_{BL}$  și  $T_{BU}$  – reprezintă și limite de variație pentru temperaturile interne ( $T_1$  și  $T_2$ ).

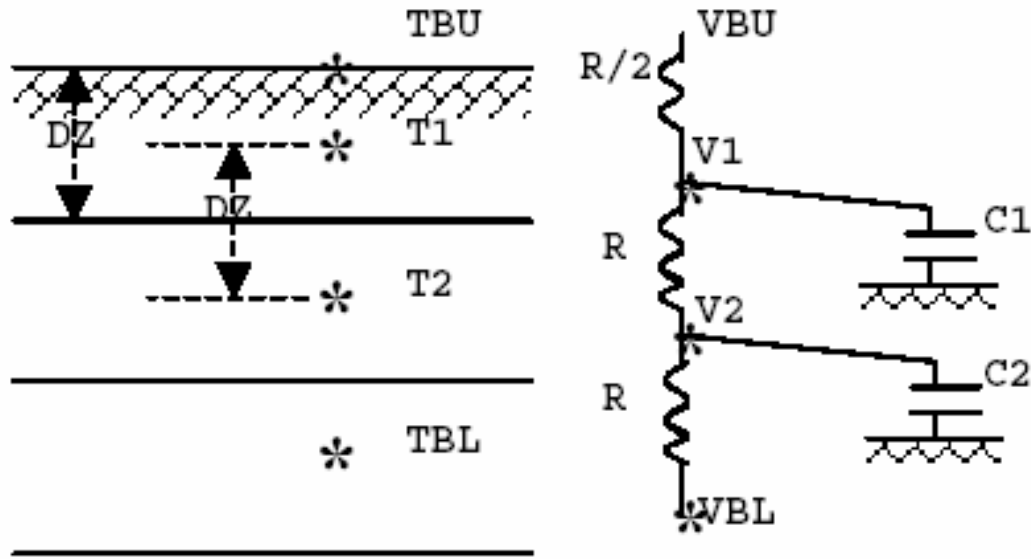


Figura 3.1. Modelarea prin fenomene electrice a transferului de căldură la nivelul solului.

Cele 4 temperaturi pot fi asociate unor potențiale electrice, notate natural prin  $V_1$ ,  $V_2$ ,  $V_{BL}$ , respectiv  $V_{BU}$ , ca în partea stîngă a **Figurii 3.1**. Diferențele de potențial sunt asigurate de existența unor rezistențe electrice de valori  $R/2$ ,  $R$  și (tot)  $R$ , conectate în paralel cu două condensatoare de valori  $C_1$ , respectiv  $C_2$ . Valorile rezistențelor sunt stabilite în concordanță cu lățimea benzilor de sol  $D_Z$  corespunzătoare celor 3 nivele. Astfel,  $T_1$  este localizat la mijlocul primului strat, distanța pînă la suprafață fiind egală cu jumătate din  $D_Z$ . Între punctul de măsurare a celei de-a doua temperaturi ( $T_2$ ) și cel asociat primei temperaturi ( $T_1$ ) se interpune un strat de grosime  $D_Z$ . La fel și între punctele aferente temperaturilor  $T_{BL}$  și  $T_2$ .

Analogia cu schema electrică permite exprimarea următoarelor ecuații de modelare dinamică:

$$C_S V_S T_1'(t) = \frac{K_S A_S}{D_Z} \left[ 2(T_{BU}(t) - T_1(t)) + (T_2(t) - T_1(t)) \right], \quad \forall t \in \mathbb{R}_+, \quad (3.5)$$