



Universitatea *Transilvania* din Brașov

TEZĂ DE ABILITARE

**IDENTIFICAREA, EVALUAREA ȘI MONITORIZAREA SCHIMBĂRILOR
DIN MEDIUL ÎNCONJURĂTOR FOLOSIND METODELE ALE
TELEDETECȚIEI SATELITARE**

Domeniul: SILVICULTURĂ

Autor: Prof. dr. ing. Iosif VOROVENCII
Universitatea *Transilvania* din Brașov

BRAȘOV, 2015

Lista de abrevieri

ABT	Average Brightness Thresholding
ASCR	Automatic Scattergram-Controlled Regression
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
AVHRR	Advanced Very High Resolution Radiometer
AWMSI	Area Weighted Mean Shape Index
BI	Bare Soil Index
COST	Cosine Approximation Model
CVA	Change Vector Analysis
DI	Disturbance Index
DMC	Disaster Monitoring Constellation
DN	Digital Number
DOS	Dark Object Subtraction
DTC	Decision Tree Classifier
ED	Edge Density
EVI	Enhanced Vegetation Index
GIS	Geographic Information Systems
GNSS	Global Navigation Satellite System
IRS	Indian Remote Sensing
ISODATA	Iterative Self-Organizing Data Analysis Techniques
LAI	Leaf Area Index
Landsat ETM+	Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus
Landsat MSS	Landsat Multispectral Scanner
Landsat TM	Landsat Thematic Mapper
LST	Land Surface Temperature
LULC	Land Use Land Cover
MCAI	Mean Core Area Index
MDCA	Mean Disjunct Core Area
MFDI	Mean Fractal Dimension Index
MIR	Midle Infrared
MPA	Mean Patch Area
MSAVI	Modified Soil Adjustment Vegetation Index
MSAVI1	Modified Soil Adjusted Vegetation Index 1
MSDI	Moving Standard Deviation Index
MSI	Mean Shape Index
MWA	Mono-Window Algoritm
NDVI	Normalised Difference Vegetation Indice
NIR	Near Infrared
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NP	Numbers of patches
PASD	Patch Area Standard Deviation
PC1	Principal Components 1
PC2	Principal Components 2
PC3	Principal Components 3
PCA	Principal Components Analysis

PCC	Post Classification Comparison
RGB	Red Green Blue
RUSLE	Revised Universal Soil Loss Equation
RVI	Ratio Vegetation Index
SMA	Spectral Mixture Analysis
SAR	Synthetic Aperture Radar
SAVI	Soil Adjusted Vegetation Index
SCR	Scattergram-Controlled Regression
SPOT	Système Pour l'Observation de la Terre
SRTM	Suttle Radar Terrain Model
SWA	Split-Window Algoritm
TABI	Thermal Airborne Broadband Imager
TC	Tasseled Cap
TCA	Total Core Area
TCB	Tasseled Cap Brightness
TCG	Tasseled Cap Greennees
TCW	Tasseled Cap Wetness
TES	Temperature and Emissivity Separation Algorithm
TIR	Thermal Infrared
TM4	Thematic Mapper 4
TSAVI	Transformed Soil Adjusted Vegetation Index
TSAVI1	Transformed Soil Adjusted Vegetation Index 1
TSAVI2	Transformed Soil Adjusted Vegetation Index 2
UID	Univariate Image Differencing
USGS	Unites States Geological Survey
UTM	Universal Transverse Mercator
WDVI	Weighted Difference Vegetation Index
WGS 84	World Geodetic System 84

CUPRINS

Lista de abrevieri.....	1
(A) Summary.....	5
(B) Realizări științifice și profesionale și planuri de evoluție și dezvoltare a carierei.....	7
(B-i) Realizări științifice și profesionale.....	7
1. Introducere.....	7
1.1. Aspecte generale.....	7
1.2. Articole cuprinse în teza de abilitare.....	9
2. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor.....	10
2.1. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor legate de utilizarea/acoperirea terenurilor pe baza metodei diferenței dintre indicii <i>NDVI</i> , componentele <i>PC2</i> și benzile <i>TM4</i> și metodei <i>PCC</i>	10
2.2. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor pe baza metodei analizei schimbărilor vectoriale.....	22
2.3. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor folosind metoda comparației postclasificare.....	33
2.4. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor pe baza indicelui <i>NDVI</i> și temperaturii de suprafață.....	46
3. Evaluarea și monitorizarea riscului la deșertificare folosind imagini satelitare <i>Landsat</i> și clasificarea prin arbori de decizie.....	56
4. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor din păduri.....	68
4.1. Identificarea, evaluarea și monitorizarea doborâturilor de vânt pe baza metodelor <i>UID</i> , <i>PCA</i> selectivă și <i>CVA</i>	68
4.2. Identificarea exploatărilor forestiere necontrolate și a tăierilor ilegale de păduri pe baza indicelui de disturbantă și metodei diferenței dintre imagini.....	79
4.3. Cuantificarea și analiza fragmentării pădurilor folosind indici de caracterizare a peisajelor și imagini satelitare <i>Landsat</i>	84
4.4. Evaluarea și monitorizarea defrișărilor și regenerărilor de păduri prin metoda analizei schimbărilor vectoriale.....	89
5. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor produse de exploatările de suprafață pe baza indicilor de vegetație și a profilelor spectrale.....	94
6. Concluzii asupra cercetărilor originale.....	100
(B-ii) Planuri de evoluție și dezvoltare a carierei.....	103
1. Evoluția profesională și activitatea de cercetare științifică.....	103
2. Planuri de dezvoltare a carierei.....	106
(B-iii) Bibliografie.....	110

(A) Summary

The Habilitation Thesis synthetically presents the results of research carried out after defending the PhD thesis entitled *The Possibilities of Using Satellite Images in Forest Planning Works*, in 2005 at Transilvania University of Brasov. This thesis is comprised of an abstract, scientific and professional achievements, plans for further career and research development and references.

The increasingly significant changes that occurred in Romanian society after 1989 led to changes in land use/land cover, forest management, and property rights, due to the transition from socialist property to private property, as well as changes in all economic and social fields. Against this background, the purpose of our research was to identify, assess, and monitor these environmental changes, which were determined by various natural and/or anthropogenic causes, using remote sensing methods. In this context, the research focused on land use/land cover changes, those caused by desertification risk, forest changes and those caused by surface utilisation. In order to conduct this research, we used times series satellite images, in which, for comparison purposes, the first year was taken from before 1989 in almost all the periods. The studies were carried out based on *Landsat TM* and *Landsat ETM+* satellite images, and we used as reference data *Ikonos* satellite images, photograms, digital aerial images, and cartographic materials at certain scales (1:5000, 1:2000, 1:1000, 1:500) found in different databases.

Methods for monitoring change employed in our research were: images difference, vegetation indices difference or difference between components of *TC* transformation, *CVA*, *PCC*, and *PCA*. We also resorted to the *DTC* method, the method of correlation between *NDVI* and *LST*, the spectral profile method, and the method of comparison of vegetation indices. Beside the methods specific to remote sensing, the following were used: knowledge of digital photogrammetry, *GNSS*, topography and the information systems specific to the field of activity.

Identification, assessment and monitoring of changes in land use/land cover were performed in Brasov metropolitan area. The research resulted in a study for the period, 1993–2009, covering a smaller surface area and in two studies drawn up with different objectives for the period, 1987–2009, covering the entire metropolitan area. In this area, we analysed the dynamics of changes in land use/land cover by obtaining „from – to” information, as well as the impact of these changes on land surface temperature determined, in turn, on the basis of the thermal band of *Landsat* images. Results showed that after 1989 a significant surface area of agricultural land remained uncultivated or was turned into pasture, and that the surface area covered by constructions increased. Research also showed that there is a negative correlation between *NDVI* and *LST* indicator.

Research into the identification, assessment and monitoring of land cover was carried out between 1987–2011 also within Medias Forest Division, with Copsa Mica town at its centre. Results show that changes in land cover led to a significant reduction of surface areas affected by carbon black pollution and, to a lower degree, by heavy metal pollution.

The assessment and monitoring of desertification risk were studied in Dobrogea using *Landsat TM* satellite images and *MSAVI1*, *MSDI* indicators and the albedo, connected with vegetation conditions, landscape pattern and micrometeorology. As a result of this research, maps displaying six grades of desertification risk were obtained: *non*, *very low*, *low*, *medium*, *high*, and *severe*. Results show that in Dobrogea, according to rules established for the period, 1987–2011, two grades of desertification risk have an ascending trend, namely *very low* and *medium*. Analysing the causes of the occurrence of desertification risk, we found that the main factor is high temperature that combines with the destruction of forest belts and of the irrigation system, and to a smaller extent, with fragmentation of agricultural land and deforestation in the study area.

Identification, assessment and monitoring of forest changes were carried out concerning windthrows in spruce stands, uncontrolled forest logging, illegal logging and vegetation regeneration.

The monitoring of windthrows was performed using two satellite images, *pre-* and *post-event*, both from 2001, when massive windthrows occurred in Sanmartin Forest Division within the Miercurea Ciuc Forest District. Research results showed that, among the used methods, the univariate image differencing (UID) applied to the *TCW* component allowed the identification of windthrows with high precision, while the application of the first principal component on the basis of the *SAVI* index yielded the lowest precision.

Another area where research into forest disturbances was carried out for the period, 1987–2009, was Vlahita in Harghita County. Images were processed using *TC* transformation on the basis of which the disturbance index *DI* was calculated and forest disturbance index maps were drawn up for 1993, 2002, and 2009 as well as for each period. Research into forest disturbances was also performed in Giurgeului Mountains, using a similar methodology. After calculating the *DI* index, the method of difference between *DI* images was applied, and, on the basis of resulting thresholds, disturbance class maps were finally obtained, including three classes: *fragmented*, *nonforest*, and *forest*. Based on those, 10 metrics that characterise landscape and are related to area, edge, shape, and core area were analysed at class level and for each period. Results showed that during 1987–2009, a strong forest fragmentation in the study area took place as a result of uncontrolled forest logging and illegal logging, which eventually led to the loss of the specific forest environment, of connectivity, of the habitat of different species, and to the emergence of bare slopes and surface erosion phenomenon.

In Trotusului Valley, research into vegetation monitoring for the period, 1986–2009, was conducted using the *CVA* method applied to *TCB* and *TCG* components derived from *TC* transformation. Following the processing of satellite images, we obtained maps that show the magnitude and direction of changes in deforestation, regeneration, and persistence of vegetation. Research results show that changes, caused by deforestation and also by regeneration, occurred in the analysed period.

Identification, assessment and monitoring of surface utilisation changes were carried out for two limestone quarries, located on the outskirts of Brasov city, using satellite images acquired in 1984, 1989, and 2009. The results obtained show that the most adequate *RGB* combination for differentiation of limestone quarries from other surfaces with a similar spectral profile, such as asphalt and concrete surfaces, is the combination that includes *NDVI*. Following the analysis of regression, we found that, for the study area, *NDVI*, *SAVI* and *TSVI* indices yield approximately the same results.

The evolution of professional and research activity, and the plans for further career and research development are presented in a synthesis that complements this thesis.

(B) Realizări științifice și profesionale și planuri de evoluție și dezvoltare a carierei

(B-i) Realizări științifice și profesionale

1. Introducere

1.1. Aspecte generale

Teledetecția satelitară are astăzi vaste aplicații în diferite domenii de activitate, inclusiv în silvicultură. Aceasta a condus la înțelegerea diferitelor fenomene și procese naturale de pe planetă precum și la posibilitatea evaluării impactului acțiunilor omenirii asupra resurselor naturale de care mai dispune Pământul. Multitudinea de sisteme satelitare, dotate cu diferiți senzori, permite preluarea de înregistrări cu diferite *rezoluții spațiale, spectrale, radiometrice și temporale* care dictează tipul de aplicație în care pot fi utilizate. În cazul senzorilor optici, *benzile* în care se preiau imaginile iar în cazul senzorilor radar, *unghiul de incidență și banda*, joacă un rol important în definirea aplicației. Multe aplicații necesită folosirea de imagini satelitare în care timpul de revizitare trebuie să fie cât mai mic. În cazul senzorilor optici, pot exista factori limitativi la preluarea imaginilor cum ar fi acoperirea noroasă pe anumite suprafețe, problemă aproape permanentă în unele părți de pe glob, în special la tropice. În zonele polare apar probleme legate de o iluminare inadecvată pentru câteva luni din an caz în care înregistrările radar sunt cele mai indicate deoarece preluarea lor nu depinde de sursele naturale de lumină. De asemenea, senzorii radar lucrează în lungimi de undă mari care permit penetrarea norilor, fumului și ceței, asigurând astfel înregistrarea datelor ce nu pot fi observate din cauza condițiilor de vreme sau de iluminare slabă.

În anumite aplicații se impune folosirea mai multor senzori care să preia imagini satelitare de pe aceeași suprafață deoarece fiecare bandă înregistrează date pe o anumită lungime de undă. Reflectanța detaliilor înregistrate în imagini se poate schimba în timp, uneori chiar într-un interval de câteva secunde, ceea ce în multe aplicații utilizarea de date *multisursă* asigură o identificare mai ușoară și sigură a detaliilor. De asemenea, folosirea de imagini preluate de senzori diferiți asigură *informație complementară* iar, prin *fuzionarea* acestora, se poate facilita interpretarea și clasificarea conținutului lor. În această situație se găsesc combinațiile realizate între imaginile cu rezoluție spațială ridicată preluate în pancromatic și imaginile multispectrale cu rezoluție spațială mai slabă sau fuzionarea de date preluate prin tehnicile teledetecției pasive cu date preluate prin intermediul teledetecției active. Un exemplu specific în acest sens este fuzionarea înregistrărilor radar, care contribuie cu *structura detaliilor*, cu imaginile multispectrale care aduc *informația color* a detaliilor din teren și a covorului vegetal. Folosirea înregistrărilor *multibandă* este, de asemenea, benefică în toate aplicațiile deoarece informația conținută este preluată în diferite lungimi de undă.

Informația înregistrată în imaginile satelitare preluate în ani diferiți pe o anumită perioadă de timp constituie *informație multitemporală*. Intervalul dintre imagini poate să fie de zile, săptămâni sau ani. Printre aplicațiile des folosite care necesită imaginii din serii temporale sunt cele legate de monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor sau dezvoltării zonelor urbane. De asemenea, pentru analiza seriilor de imagini folosite în aplicațiile privind monitorizarea schimbărilor un element important este observarea fazelor fenologice ale vegetației care necesită imagini preluate în timpul sezonului de vegetație, la intervale regulate și scurte. În acest fel se obține informație multitemporală extrasă din imaginile preluate de pe aceeași suprafață dar la date diferite (Vorovencii, 2015).

Intervalul dintre imaginile unei serii temporale se alege astfel încât să permită *monitorizarea dinamicii* fenomenelor studiate specifice tipului de aplicație. Unele evenimente catastrofale (inundații, incendii de pădure, alunecări de teren etc.) necesită folosirea de imagini preluate la intervale mici, de ordinul zilelor sau chiar orelor, în timp ce alte evenimente, a căror dinamică este lentă (topirea ghețarilor, reîmpădurirea suprafețelor defrișate etc.), necesită imagini preluate la intervale de ani. Un alt aspect important în aplicațiile ce vizează identificarea schimbărilor presupune folosirea de imagini preluate în aceleași condiții sau apropiate în vederea obținerii de rezultate comparabile legate de clasificarea conținutului imaginilor satelitare.

Folosirea seriilor temporale de imagini satelitare în foarte multe aplicații conduce la realizarea de analize multitemporale care depind de *compararea rezultatelor* dintre aceste imagini. În acest sens se impune *convertirea valorilor digitale* ale pixelilor în *unități fizice*, adică în radianță, permițând astfel o *comparare obiectivă* a imaginilor și determinarea corectă a *naturii și mărimii* schimbărilor din perioada analizată. Aici pot fi încadrate aplicațiile care se bazează pe utilizarea indicilor de vegetație, transformarea *TC* etc. Pentru analize și interpretări ale imaginilor satelitare, precum și pentru stabilirea gradului de precizie a informațiilor obținute din acestea, sunt necesare date suplimentare care constituie „adevărul teren” (ground truth).

Sistemele satelitare care preiau date folosite la identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor din mediului înconjurător sunt numeroase și variate. În acest sens, primul program demarat în 1972 și cel mai longeviv centrat pe urmărirea resurselor Pământului, este programul *Landsat* care a trimis în spațiu cu succes până acum 7 generații de sateliți (*Landsat-1*, -2, -3, -4, -5, -7 și -8). Imaginile *Landsat* sunt folosite pe larg în studii legate de identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor din mediul înconjurător datorită faptului că sunt ieftine, sunt gratuite, iar rezoluția spațială de 15 m în pancromatic și de 30 m în multispectral, asigură realizarea de studii pe suprafețe mari. Alături de acesta programul francez *SPOT*, demarat în 1986, este la a 7 generație de sateliți, ultimul satelit *SPOT-7* fiind lansat în iunie 2014. Imaginile *SPOT* au rezoluția spațială în multispectral de 20 m și 10 m în pancromatic iar imaginile *SPOT-6* și -7 au rezoluții de 1,5 m în pancromatic și 6 m în multispectral și infraroșu apropiat. Dintre programele satelitare mai importante de monitorizare a resurselor Pământului cu rezoluție spațială medie mai pot fi amintite: *IRS*, cu rezoluția spațială cuprinsă între 5,8 m și 188 m; sateliții din seriile *CBERS*, *IRS ResourceSat*, *RapidEye* (-A, -B, -C, -D, -E); sateliți din seria *DMC* cum sunt *DMC AISat-1*, *NigeriaSat-1*, *Deimos-1*; satelitul *Proba-V* (100 m în vizibil și 200 m în infraroșu scurt) etc. Alături de aceste sisteme în ultimul timp au apărut sistemele satelitare care preiau imagini cu rezoluție spațială ridicată folosite în evaluarea și monitorizarea mediului înconjurător. Primul dintre acestea a fost satelitul *Ikonos* lansat în septembrie 1999 și care preia înregistrări cu rezoluția spațială de 1 m în pancromatic și de 4 m în multispectral. Din categoria acestor sisteme satelitare mai pot fi amintite următoarele: *EROS-A* și -B cu rezoluția spațială de 1,9 m, respectiv 0,7 m; *Quickbird* care preia imagini cu rezoluția de 2,44 m în multispectral și 0,61 m în pancromatic; *OrbView-3* (1 m în pancromatic, 4 m în multispectral); sateliții din seria *Cartosat* (-1, -2, -2A, -2B) care achiziționează imagini cu rezoluția spațială de 2,5 m, respectiv 0,8 m. Tot din această categorie fac parte sateliții din seria *WorldView* și anume *WorldView-I* (0,45 m în pancromatic), *WorldView-II* (0,46 m în pancromatic, 1,84 m în multispectral) și *WorldView-III* lansat în august 2014 care are capacități deosebite preluând imagini cu rezoluția spațială în pancromatic de 0,31 m, în multispectral de 1,24 m și în infraroșu scurt de 3,7 m. Acesta este cel mai performant sistem satelitar destinat sectorului civil până la momentul redactării prezentei lucrări. De asemenea, din această categorie mai fac parte sateliții *GeoEye-1*, *RazakSat 1*, *DubaiSat-1*, *AlSat-2* toți lansați înainte de 2000, preluând imagini cu rezoluția spațială sub 4 m. După 2010 seria acestor sateliți a continuat cu *NigeriaSat-2*, *Pleiades-1A* și -1B, *KOMPSAT-3*, *Kanopus V-1*, *Gaofen-1* (GF-1), *VNREDSat-1A*, *DubaiSat-2*, constelația de sateliți *Flock-1...-28/Dove-5...-32*, *SkySat-1* și -2, *EgyptSat-2*, *KazEOSat-1*, *Deimos-2* etc. (Vorovencii 2015).

În privința unor noțiuni folosite în prezenta lucrare se impun necesare câteva precizări foarte importante. În cazul imaginilor satelitare, cu rezoluție spațială slabă și moderată, prin clasificarea conținutului acestora și, evident identificarea și monitorizarea schimbărilor, nu pot fi evidențiate categoriile de folosință ale terenurilor motiv pentru care clasificarea și monitorizarea schimbărilor se realizează pe *clase de utilizare/acoperire a terenurilor*. Aceasta este o noțiune specifică teledetecției satelitare care derivă din limba engleză având la bază cuvintele *land use/land cover* și care a fost folosită

sub acest înțeles pe tot parcursul acestei lucrări. În cadrul unei clase de acoperire a terenului pot intra diferite categorii de folosință cum ar fi în cazul clasei de acoperire *vegetație* unde pot fi incluse categoriile de folosință pădure, pășune, fânețe etc. În același sens trebuie înțeles și termenul de utilizare a terenului fără a se substitui categoriei de folosință din cadastru. De asemenea, în literatura de specialitate se întâlnesc termenii tehnicii de detectare a schimbărilor și metode de evidențiere a schimbărilor. În prezenta lucrare s-a adoptat termenul de metode de identificare a schimbărilor, respectiv metode de evidențiere a schimbărilor. De asemenea, pentru a nu se crea confuzii la traducere și a se asigura o tratare unitară denumirile metodelor, indicilor de vegetație și imaginilor satelitare au fost păstrate cele din limba engleză.

1.2. Articole cuprinse în teza de abilitare

Rezultatele cercetărilor prezentate în teza de abilitare se bazează pe următoarele articole publicate în reviste indexate *ISI Thompson Reuters* (6), la conferințe *ISI Proceedings* (2) și în reviste indexate în baze de date internaționale (2):

1. **Vorovencii, I.** (2015). Assessing and monitoring the risk of desertification in Dobrogea, Romania, using Landsat data and decision tree classifier^{ISI}. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 187, No. 4, Article 204, (FI = 1,679), (SRI = 0,749).
2. **Vorovencii, I.** (2015). *Monitoring deforestation and vegetation regeneration in Trotusului Valley, Romania, using change vector analysis and Landsat imagery*^{BDI}. Proceedings of the Biennial International Symposium, *Forest and Sustainable Development*, Brașov, Romania, 24-25th of October 2014, p. 356–361.
3. **Vorovencii, I.** (2014). A change vector analysis technique for monitoring land cover changes in Copsa Mica, Romania, in the period 1985–2011^{ISI}. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 186, No. 9, p. 5951–5968 (FI = 1,679), (SRI = 0,749).
4. **Vorovencii, I.** (2014). Assessment of some remote sensing techniques used to detect land use/land cover changes in south-east Transilvania, Romania^{ISI}. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 186, No. 5, p. 2685–2699 (FI = 1,679), (SRI = 0,749).
5. **Vorovencii, I.** (2014). Detection of environmental changes due to windthrows using Landsat 7 ETM+ satellite images^{ISI}. *Environmental Engineering and Management Journal*. Vol. 13, No. 3, p. 565–576 (FI = 1,258) (SRI = 0,111).
6. **Vorovencii, I.** (2014). A multi-temporal Landsat data analysis of land use and land cover changes on the land surface temperature^{ISI}. *International Journal of Environment and Pollution*. Vol. 56, Nos. 1/2/3/4, p. 109–128 (FI = 0,303), (SRI = 0,214).
7. **Vorovencii, I.** (2013). Analysis of the changes in the metropolitan area of Brasov, Romania, using Landsat multitemporal satellite images^{ISI}. *Environmental Engineering and Management Journal*, (http://omicron.ch.tuiasi.ro/EEMJ/pdfs/accepted/394_94_Vorovencii_13.pdf) (FI = 1,258) (SRI = 0,111).
8. **Vorovencii, I., Iordache, E.** (2013). *Identification and analysis of forest disturbances and fragmentation in Giurgeu Mountains, Romania, using Landsat data*^{ISI Proceedings}. The sixth international scientific conference *Rural Development 2013 Innovations and Sustainability*. ISSN 2345-0916. 28-29 November, 2013, Aleksandras Stulginskis University, Lithuania. p. 513–518.
9. **Vorovencii, I., Ienciu, I., Oprea, L., Popescu, C.** (2013). *Identification of illegal loggings in Harghita Mountains, Romania, using Landsat satellite images*^{ISI Proceedings}. 13th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2013. Vol. II - Informatics, Geoinformatics and Remote Sensing. ISBN 978-619-7105-01-8/ISSN 1314-2704. 16-22 June, 2013, Albena, Bulgaria, p. 609–616. DOI:10.5593/SGEM2013/BB2.V2/S10.009.
10. **Vorovencii, I.** (2011). The assessment of the impact on the environment of the limestone quarries using satellite images^{ISI}. *Environmental Engineering and Management Journal*, Vol. 10, No. 10, p. 1511–1522 (FI = 1,004).

2. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor

2.1. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor legate de utilizarea/acoperirea terenurilor pe baza metodei diferenței dintre indicii NDVI, componentele PC2 și benzile TM4 și metodei PCC

2.1.1. Introducere

Schimbările legate de utilizarea/acoperirea terenurilor reprezintă o parte importantă a schimbărilor globale care afectează mediul înconjurător. Aceste schimbări apar prin alterarea (creșterea sau descreșterea) densității și compoziției detaliilor din teren precum și a condițiilor, toate înregistrate pe imaginea satelitară (Stow 1995; Rogan *et al.* 2003). Inventarierea și monitorizarea schimbărilor legate de utilizarea/acoperirea terenurilor sunt operații esențiale pentru înțelegerea mecanismului care stă la baza schimbărilor și în modelarea impactului acestora, la diferite niveluri, asupra mediului înconjurător și ecosistemelor (William *et al.* 1994). Abordările legate de identificarea zonelor cu schimbări/fără schimbări ale utilizării/acoperirii terenurilor au în vedere modificarea unor atribute ale peisajului care pot fi măsurate în mod continuu (Coppin *et al.* 2001; Rogan și Chen 2004). Toate aceste schimbări pot fi identificate, evaluate și monitorizate folosind metode specifice teledetecției satelitare.

În funcție de modul de identificare a schimbărilor se întâlnesc două categorii de metode (Lu *et al.* 2004): (1) metode care identifică schimbările sub forma hărților binare ce redau suprafețele cu schimbări/fără schimbări (change/no change) cum ar fi diferența dintre imagini, diferența dintre indicii de vegetație, analiza componentelor principale etc.; (2) metode care evidențiază detaliat traiectoria schimbărilor „de la – până la” cum sunt comparația postclasificare și metodele hibride de identificare a schimbărilor.

După capacitatea de localizare a schimbărilor, literatura de specialitate le clasifică în metode *preclasificare* și *postclasificare* (Yuan *et al.* 1998). Metodele preclasificare localizează schimbările dar nu arată natura lor (Singh 1989; Yuan *et al.* 1998) pe când metodele postclasificare permit localizarea schimbărilor și totodată evidențiază natura acestora (Jensen 2004).

Literatura de specialitate analizează o largă varietate de metode de identificare a schimbărilor (Singh 1989; Coppin și Bauer 1996; Jensen 1996; Yuan *et al.* 1998; Lu *et al.* 2004). Unele studii de identificare a schimbărilor au arătat că modificările interdate legate de proprietățile vegetației sunt foarte bine identificate când imaginile sunt îmbunătățite folosind indicii de vegetație înainte de a realiza diferența între imagini (Fung 1990; Coppin și Bauer 1996; Mas 1999; Radeloff *et al.* 2000, Rogan *et al.* 2002). Aceste metode permit identificarea schimbărilor subtile legate de densitatea, compoziția și condițiile de creștere a vegetației în funcție de scopul și scara spațială a proiectului (Rogan *et al.* 2003). Prin urmare, aceste metode sunt mai potrivite pentru monitorizarea utilizării/acoperirii terenurilor decât metoda PCC care necesită estimări regionale detaliate (Rogan *et al.* 2003).

În cadrul identificării schimbărilor prin metodele preclasificare (diferență, raport, CVA etc.) un pas important constă în stabilirea celei mai potrivite *valori prag* pentru separarea suprafețelor cu schimbări de cele fără schimbări. Aceasta se poate obține pe baza histogramei realizată pentru imaginea finală, obținută după aplicarea uneia dintre metodele diferenței, raportului, CVA. În cadrul histogramei, zonele cu schimbări sunt dispuse la cozile acesteia iar cele fără schimbări sunt pe mijlocul ei, în jurul mediei. Găsirea valorii prag dintre suprafețele cu schimbări și cele fără schimbări constituie o operație dificilă și, de obicei, se realizează pe baza multor determinări terestre. Pentru selectarea valorii prag se folosesc, în general, două procedee (Singh 1989; Yool *et al.* 1997; Lu *et al.* 2004): (1) *procedeu interactiv* ceea ce presupune că analistul ajustează interactiv pragurile și evaluează rezultatul obținut până când acesta devine mulțumitor; (2) *procedeu statistic* care are în vedere selectarea celei mai potrivite abateri standard (s) față de medie (m). În general, dacă zona analizată nu prezintă schimbări importante, pentru

stabilirea valorii prag, această modalitate nu este recomandată. De asemenea, valoarea prag se poate stabili folosind și alte metode în funcție de aplicație.

Dezavantajele în alegerea valorii prag sunt (Lu *et al.*, 2004): (1) diferențele care rezultă pot include influențele externe provocate de condițiile atmosferice, conținutul de umiditate al solului, unghiul de înălțime al Soarelui și diferențele fenologice față de adevăratele schimbări; (2) valoarea prag este foarte subiectivă, dependentă de scenă și de familiaritatea analistului cu zona studiată precum și de îndemânarea acestuia.

În cazul aplicării metodelor postclasificare de identificare a schimbărilor cum este, de exemplu, metoda *PCC* pot fi identificate schimbările care apar între clasele de utilizare/acoperire a terenurilor (pădure, fânețe și pășuni, teren agricol cultivat, teren construit etc) pe o perioadă de timp și trecerea unei clase în alta. Rezultatele depind, în principal, de precizia clasificării individuale a fiecărei imagini, erorile de clasificare afectând precizia finală a identificării schimbărilor (Stow *et al.* 1980; Singh 1989; Jensen 1996; Macleod și Congalton 1998; Coppin *et al.* 2004). Metoda este avantajoasă atunci când se folosesc diferiți senzori, cu diferite rezoluții spațiale și spectrale ale imaginilor preluate la date diferite (Singh 1989; Rogan *et al.* 2003). În plus, metoda *PCC* permite folosirea imaginilor satelitare în care sunt înregistrate diferențe fenologice ale vegetației și furnizează informații legate de tipurile de conversii dintre clasele de utilizare/acoperire a terenurilor care au apărut (de exemplu, cea a fost și ce a devenit) (Rogan *et al.* 2003).

Metoda *PCC* are și anumite limite (Macleod și Congalton 1998). Astfel, compararea clasificărilor pe baza imaginilor preluate la date diferite nu permite identificarea schimbărilor subtile din cadrul claselor de utilizare/acoperire a terenurilor (Biging *et al.* 1998) și evidențierea modificărilor mici din interiorul acestora (Stow *et al.* 1980). Un alt dezavantaj constă în timpul mare necesar clasificării individuale a conținutului imaginilor satelitare dat fiind faptul că precizia trebuie să fie ridicată pentru a obține rezultate bune legate de identificarea schimbărilor (Lu *et al.* 2004).

Toate metodele de identificare a schimbărilor sunt afectate de *constrângeri spațiale, spectrale, temporale și tematice*. Tipul metodei implementate poate afecta destul de puternic estimările cantitative și calitative ale schimbărilor (Colwell și Weber 1981). Chiar în aceeași zonă, abordări diferite privind evidențierea schimbărilor pot conduce la obținerea de rezultate diferențiate. Ca atare, nu există un consens în ceea ce privește cea mai bună metodă de identificare a schimbărilor (Kaufmann și Seto 2001) iar selectarea metodei potrivite are o importanță deosebită.

În cadrul acestor cercetări au fost evaluate metoda diferenței dintre imagini aplicată indicelui *NDVI*, celei de-a doua componente principale *PC2* și benzii *TM4* precum și metoda *PCC*, în vederea identificării, evaluării și monitorizării schimbărilor legate de utilizarea/acoperirea terenurilor folosind imagini satelitare *Landsat TM*. Obiectivele acestor cercetări, pentru zona luată în studiu, au fost: (1) identificarea schimbărilor privind utilizarea/acoperirea terenurilor; (2) evaluarea metodelor de identificare a schimbărilor; (3) analiza schimbărilor apărute în decursul perioadei 1993–2009.

2.1.2. Localizarea cercetărilor

Zona luată în studiu se găsește între $45^{\circ}54'88''$ și $45^{\circ}73'50''$ latitudine nordică și $25^{\circ}41'16''$ și $25^{\circ}73'44''$ longitudine estică. În interiorul zonei studiate se află orașul Brașov cu localitățile limitrofe, terenuri agricole cultivate și necultivate, păduri, terenuri lipsite de vegetație și ape (Fig. 2.1.1).

În cuprinsul suprafeței studiate răspândirea altitudinală a vegetației este foarte variată. Pădurea este compusă din arborete de foioase (fag, stejar în partea inferioară) în amestec cu rășinoase (predominant molid și mai puțin brad) dar și rășinoase pure la limita superioară. Apele sunt foarte puțin reprezentate, singurele râuri fiind Ghimbășelul și Bârsa, de cele mai multe ori mascate de vegetație.

Altitudinea este cuprinsă între 530 m și 1799 m, începând cu terenurile agricole plane și până la Vârful Postăvaru caracterizat de versanți înclinați, acoperiți cu moliduri pure. Datorită diferenței de nivel ridicate (1269 m) condițiile climatice sunt diferite. În partea inferioară, specifică terenurilor așezate din jurul orașului Brașov și localităților limitrofe, temperaturile medii anuale sunt de 6° – 8°C ($7,8^{\circ}\text{C}$ la Brașov) iar temperatura medie a lunii iulie între 17°C și 18°C , cu amplitudini termice anuale în jur de 22°C . În parte superioară, pe Culmea Postăvaru, se întâlnesc temperaturi medii anuale cuprinse între 0°C și 2°C , temperaturi medii ale lunii iulie între 11° – 13°C și amplitudini termice anuale între 18°C și $19,5^{\circ}\text{C}$.

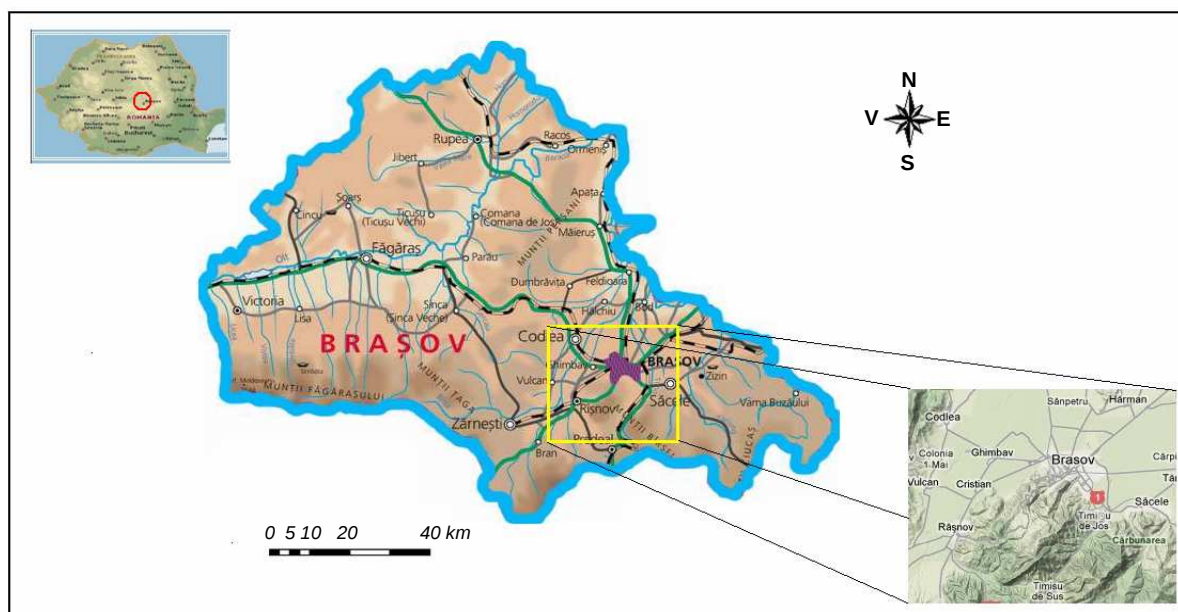


Fig. 2.1.1. Localizarea zonei de studiu

Este o zonă caracterizată de inversiuni termice. Precipitațiile medii anuale variază în limite destul de largi, acestea fiind de circa 600–800 mm la limita inferioară și de 1100–1400 mm la limita superioară.

Înainte de anul 2008 zonele rezidențiale și industriale s-au extins foarte mult. În perioada 1993–2009 în zonă nu au fost evenimente majore de tipul dezastrelor naturale, inundațiilor sau incendiilor de pădure.

2.1.3. Materiale și metode

2.1.3.1. Imagini Landsat și date de referință

În cercetări s-au folosit două cadre decupate din imaginile satelitare *Landsat 5 TM* preluate pe 05.08.1993, respectiv 24.07.2009, aparținând orbitei 183 și rândului 28. Imaginile au fost georeferențiate în sistemul de proiecție *UTM*, zona 35 N, datum *WGS 84*, folosind 20 de puncte care au constituit reperi terestri, uniform distribuite în cadrul imaginilor. Pentru resampling s-a folosit metoda „vecinul cel mai apropiat” (nearest neighbor). Eroarea medie pătratică a fost sub 0,25 pixeli (7,5 m) pentru fiecare imagine. Cele două cadre folosite au fost lipsite de acoperire noroasă.

Folosirea unor imagini preluate la date diferite a făcut ca acestea să fie afectate de cantități variabile de ceață și praf din atmosferă. Acestea pot conduce la mascarea schimbărilor reale sau determină ca tipuri similare de covoare vegetale să fie afectate de schimbări diferite. Pentru eliminarea influenței acestor factori cele două imagini au fost corectate atmosferic. Modelul folosit a fost *COST* dezvoltat de Chavez (1996) care utilizează cosinusul unghiului solar zenital și realizează o bună aproximație a transmisiei atmosferice. Acesta încorporează toate elementele modelului *DOS* pentru înlăturarea ceții și, în plus, un algoritm de estimare a efectelor absorbției provocate de gazele atmosferice și împrăștierea *Rayleigh*. Modelul nu necesită parametri adiționali față de modelul *DOS*. Pentru înlăturarea efectelor produse de relief imaginile au fost normalizate folosind modelul digital al terenului *SRTM*.

În evaluarea preciziei clasificării conținutului imaginii satelitare din 1993 au fost folosite fotograme la scara medie 1 : 12000, analizate sub stereoscop. De asemenea, pentru suprafețele cu pădure și teren foarte accidentat s-au folosit și planurile cadastrale, la scara 1 : 5000. Pentru suprafețele construite ale orașului Brașov s-au folosit ortofotoplanuri la scara 1 : 1000 realizate în anul 2009. Acestea au fost georeferențiate din sistemul de proiecție *Stereografic 1970*, specific României, în sistemul *UTM*, zona 35 N, datum *WGS 84* pentru a corespunde cu sistemul de proiecție al imaginilor satelitare. Datele preluate de la primăriile localităților referitoare la acoperirea terenurilor și folosințele acestora au fost folosite, de asemenea, la evaluarea preciziei clasificării.

2.1.3.2. Metode de identificare a schimbărilor

2.1.3.2.1. Metoda diferenței dintre imagini

Pentru realizarea diferenței dintre imagini, valorile pixelilor aparținând benzilor imaginii din 2009 au fost scăzute din valorile pixelilor benzilor corespondente din imaginea preluată în anul 1993, excluzând banda termală, care au fost preprocesate și corectate geometric și radiometric. În cazul de față, pentru identificarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor în timp, s-a folosit metoda diferenței dintre indicii *NDVI*, metoda diferenței *PC2* și metoda diferenței benzilor *TM4* (Fig. 2.1.2).

Indicele *NDVI* este utilizat la evidențierea stării de sănătate a vegetației (Rouse *et al.*, 1974) și ca indicator al biomasei verzi de pe suprafața Pământului (Chen și Brutsaert 1998). Studiile realizate arată că indicele *NDVI* este puternic corelat cu coronamentul arboretelor închise, indicele suprafeței foliare *LAI* și alți parametri ai vegetației (Sellers 1985; Singh 1986). Schimbările apărute în cadrul coronamentului sau biomasei vegetației pot fi identificate prin analiza valorilor indicelui *NDVI* obținut din imagini satelitare preluate la date diferite.

Valorile indicelui *NDVI* au fost calculate în funcție de reflectanța măsurată în benzile infraroșu apropiat (NIR) și roșu (R), după normalizarea radiometrică a acestora, cu următoarea relație:

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (2.1.1)$$

În cazul imaginilor *Landsat*, banda infraroșu apropiat este banda 4 iar banda roșu este banda 3. Valorile indicelui *NDVI* se găsesc în intervalul -1 la 1. Pentru o vegetație normală și sănătoasă, valorile *NDVI* sunt, în mod obișnuit, în intervalul 0,1–0,75 și mai rar ating valoarea 1, în funcție de densitatea acesteia. În cazul rocilor și solului descoperit, valorile *NDVI* sunt apropiate de zero, iar pentru zăpadă și apă, valorile sunt negative.

Diferența dintre indicii *NDVI* obținuți din două seturi de imagini preluate la date diferite permite identificarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor (Lu *et al.* 2005). Alegerea indicelui *NDVI* s-a bazat pe faptul că acesta îmbunătățește diferențele din spațiul spectral și reduce efectele topografice și pe cele provocate de umbre.

PCA constituie o transformare de imagini folosită în multe aplicații din teledetecție, inclusiv la identificarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor (Fung și LeDrew 1987). Avantajul principal al

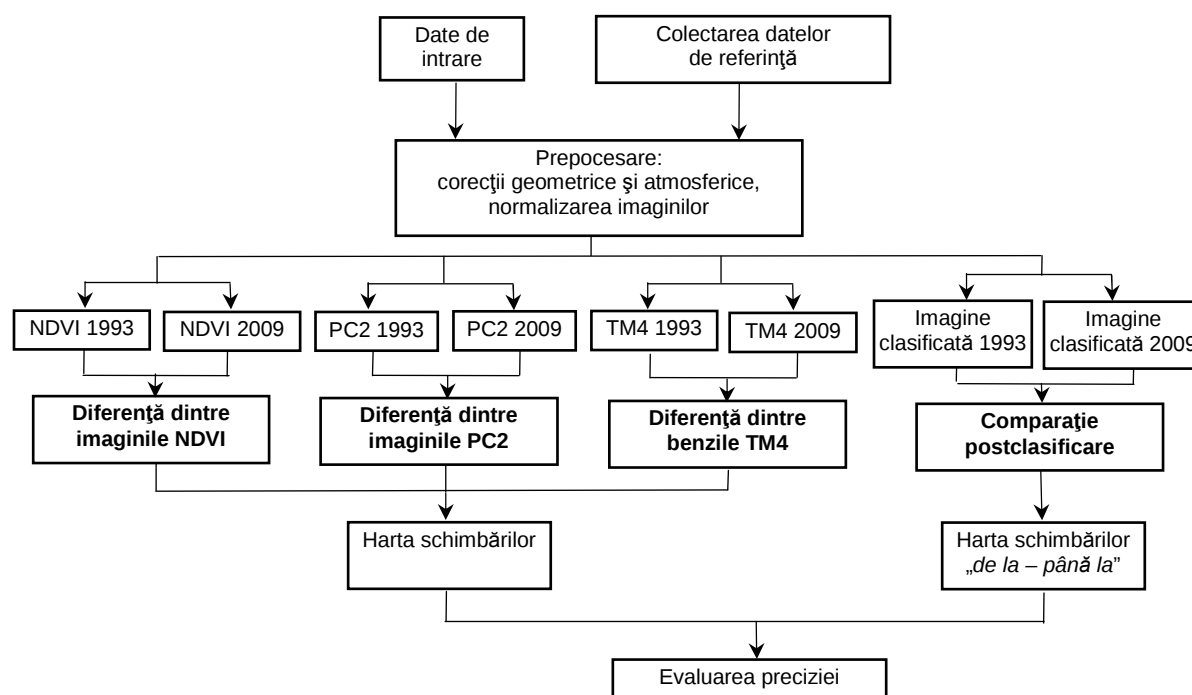


Fig. 2.1.2. Fluxul cercetărilor

acestei transformări constă în capacitatea de a reduce dimensiunea datelor cu pierdere minimă de informație. Pe acest considerent, în prezentele cercetări, s-au obținut cele șase componente principale (PC1 ... PC6) specifice imaginilor din 1993 și 2009 după care a fost aleasă, pentru identificarea schimbărilor, componenta a doua (PC2).

2.1.3.2.2. Metoda comparației postclasificare

Aplicarea metodei comparației postclasificare a presupus, mai întâi, *clasificarea individuală* a conținutului fiecărei imagini satelitare. Metoda de clasificare a conținutului imaginilor aplicată în cercetări a fost *metoda clasificării supervizate* folosind toate benzile din multispectral, exclus banda termală. În etapa de alegere a zonelor test au fost selectate 320 de eșantioane pentru imaginea din 1993 și 350 de eșantioane pentru imaginea din 2009. În cazul imaginii din 1993, eșantioanele au fost delimitate prin vectorizarea acestora sub forma poligoanelor. Pentru imaginea din 2009 eșantioanele au fost stabilite prin deplasări în teren și măsurători terestre. Clasele spectrale obținute în acest fel au fost transferate în „Signature Editor” din modulul de clasificare al softului ERDAS Imagine. Pentru fiecare clasă semnaturile spectrale, alese și verificate, au fost unite într-o singură clasă spectrală. Fișierele astfel obținute au fost salvate și folosite în clasificarea imaginilor. Fiecare eșantion a fost etichetat de la 1 la 7 reprezentând clasele utilizării/acoperirii terenurilor și au inclus: teren construit, pădure și arbuști, teren agricol cultivat, teren agricol necultivat, pășuni și fânețe, teren lipsit de vegetație și apă (Tab. 2.1.1). Clasificarea propriu-zisă s-a realizat pe baza algoritmului *probabilității maxime* (maximum likelihood), obținându-se două imagini tematice (Fig. 2.1.3).

Tabelul 2.1.1. Schema clasificării utilizării/acoperirii terenurilor

Cod	Clasele utilizării/acoperirii terenurilor	Descriere
1	Teren construit	Zone rezidențiale, comerciale, industriale, parcuri, căi de transport
2	Pădure și arbuști	Arborete pure de rășinoase, foioase pure, amestecuri de rășinoase și foioase, diferiți arbuști (alun, răchită etc.)
3	Teren agricol cultivat	Suprafețe cultivate cu diverse culturi (porumb, grâu, orz, ovăz, cartofi etc.)
4	Teren agricol necultivat	Terenuri arabile necultivate, terenuri arabile lipsite de vegetație sau cu vegetație rară și foarte rară
5	Pășuni și fânețe	Suprafețe acoperite cu pășuni de diferite calități, suprafețe cu iarbă care se cosește
6	Teren lipsit de vegetație	Suprafețe fără covor vegetal, cariere de calcar, zone cu roci la suprafață
7	Apă	Râuri

Precizia clasificării imaginilor a fost verificată utilizând metoda generării întâmplătoare a eșantioanelor (random sampling), folosind 220 de poligoane pentru fiecare imagine, altele decât cele din care s-au cules semnaturile spectrale. Conform literaturii de specialitate numărul eșantioanelor pentru evaluarea preciziei trebuie să fie de minim 50 pentru fiecare clasă (Congalton și Green 2009). În studiul realizat numărul acestora a fost diferit, pentru fiecare clasă avându-se în vedere suprafața ocupată de acestea și gradul de reprezentare. Mărimea eșantioanelor a fost cuprinsă între 0,5 ha și 7,0 ha, eșantioanele mai mici fiind în cazul apei și terenului lipsit de vegetație. În cazul imaginii din 2009 datele de referință au fost colectate prin măsurători terestre și pe baza hărților existente ce redau utilizarea/acoperirea terenurilor și care au fost verificate. Pentru imaginea din 1993 s-au utilizat fotograme aeriene alb-negru, date din registrele și hărțile cadastrale existente la primării. Pentru stabilirea preciziei clasificării s-a folosit matricea erorilor pe baza căreia s-a calculat precizia totală (overall accuracy) pentru ambele imagini (Story și Congalton 1986; Congalton și Green 1999). În plus, s-a calculat coeficientul k pentru fiecare clasă și coeficientul total k (overall kappa statistics).

Pentru evidențierea conversiei claselor utilizării/acoperirii terenurilor în perioada 1993–2009 imaginile au fost *comparate încrucișat* folosind metoda PCC, obținându-se în final matricea schimbărilor.

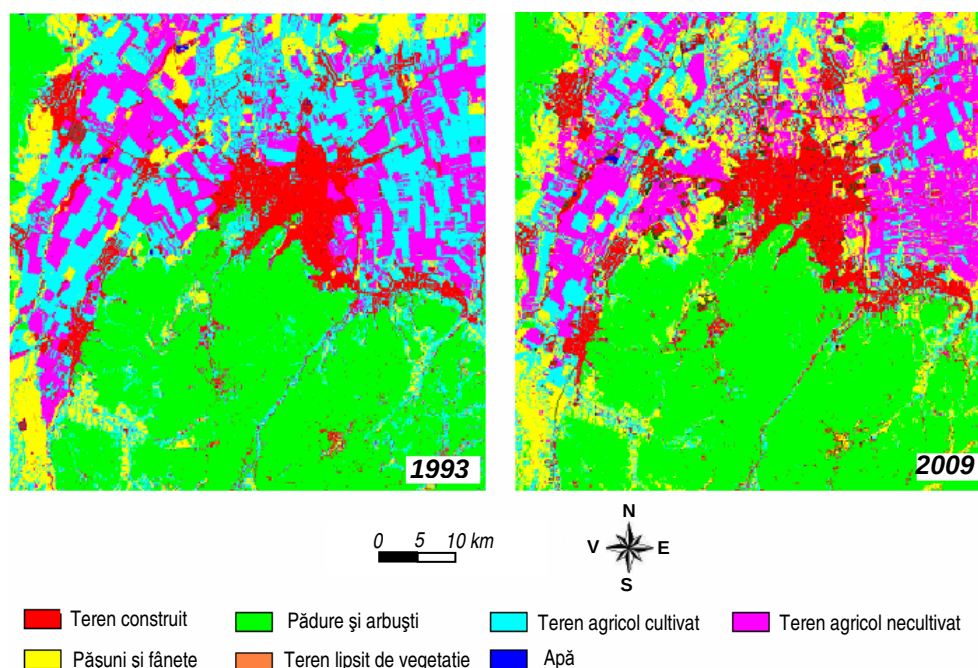


Fig. 2.1.3. Imaginile Landsat TM al căror conținut a fost clasificat în șapte clase de utilizare/acoperire a terenurilor

Pe baza acestora s-au stabilit date cantitative legate de schimbările utilizării/acoperirii terenurilor pentru fiecare clasă, obținându-se în final informații „de la 1993 până la 2009”.

2.1.4. Rezultate și discuții

2.1.4.1. Analiza preciziei clasificării

Matricele erorilor obținute pentru imaginile din 1993 și 2009 sunt prezentate în Tabelele 2.1.2 și 2.1.3. Preciziile totale pentru cele două imagini au fost de 85,91% și 88,18%. Aceste date întrunesc standardul minim de 85% stipulat de schema de clasificare USGS (Anderson *et al.* 1976). Preciziile utilizatorului și ale producătorului pentru fiecare clasă au fost în intervalul 58%–100%.

Valorile coeficientului k pot fi împărțite, conform literaturii de specialitate, în 3 grupe (Congalton 1996): mai mari de 0,80 (80%) reprezentând un acord puternic între datele clasificate și cele de referință, valori în intervalul 0,40–0,80 (40–80%) exprimând un acord moderat și valori sub 0,40 (40%) reprezentând un acord slab. Coeficientul k egal cu 0,82 pentru imaginea din 1993 și 0,85 pentru imaginea din 2009 arată un acord puternic dintre imaginile clasificate și datele de referință (Tab. 2.1.4).

Tabelul 2.1.2. Matricea erorilor pentru imaginea din 1993

Clasă	Teren construit	Pădure și arbuști	Teren agricol cultivat	Teren agricol necultivat	Pășuni și fânețe	Teren lipsit de vegetație	Apă	Total	Precizia utilizatorului
Teren construit	19	2	0	1	0	0	1	23	82,61
Pădure și arbuști	0	63	0	1	1	0	0	65	96,92
Teren agricol cultivat	1	3	40	4	3	0	1	52	76,92
Teren agricol necultivat	0	0	3	29	0	1	0	33	87,88
Pășuni și fânețe	0	4	0	2	18	0	0	24	75,00
Teren lipsit de vegetație	0	0	0	0	2	11	0	13	84,62
Apă	0	0	0	0	0	1	9	10	90,00
Total	20	72	43	37	24	13	11	220	
Precizia producătorului	95,00	87,50	93,02	78,38	75,00	84,62	81,82		
Precizia totală a clasificării:	85,91%								

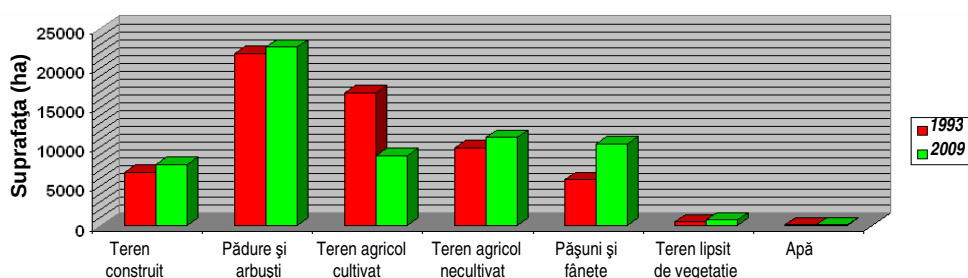


Fig. 2.1.4. Situația suprafețelor claselor utilizării/acoperii terenurilor pentru anii 1993 și 2009

Tabelul 2.1.3. Matricea erorilor pentru imaginea din 2009

Clasă	Teren construit	Pădure și arbuști	Teren agricol cultivat	Teren agricol necultivat	Pășuni și fânețe	Teren lipsit de vegetație	Apă	Total	Precizia utilizatorului
Teren construit	29	0	1	4	1	0	0	35	82,86
Pădure și arbuști	0	79	0	0	1	0	0	80	98,75
Teren agricol cultivat	4	1	17	1	6	0	0	29	58,62
Teren agricol necultivat	0	0	0	33	1	0	0	34	97,06
Pășuni și fânețe	0	0	3	0	18	0	0	21	85,71
Teren lipsit de vegetație	0	0	0	2	0	12	0	14	85,71
Apă	1	0	0	0	0	0	6	7	85,71
Total	34	80	21	40	27	12	6	220	
Precizia producătorului	85,29	98,75	80,95	82,50	66,67	100,00	100,00		
Precizia totală a clasificării: 88,18%									

Tabelul 2.1.4. Coeficienții k pentru imaginile clasificate

Clasă	Coeficientul k	
	Imagine 1993	Imagine 2009
Teren construit	0,8087	0,7972
Pădure și arbuști	0,9543	0,9804
Teren agricol cultivat	0,7132	0,5425
Teren agricol necultivat	0,8543	0,9641
Pășuni și fânețe	0,7194	0,8372
Teren lipsit de vegetație	0,8365	0,8489
Apă	0,8947	0,8531
Coeficientul total k = 0,8249		Coeficientul total k = 0,8497

2.1.4.2. Analiza rezultatelor metodei PCC

În urma clasificării individuale a celor două imagini au fost obținute suprafețele ocupate de fiecare clasă (Fig. 2.1.4) și schimbările care au avut loc în perioada 1993–2009 (Tab. 2.1.5 și Fig. 2.1.5).

Tabelul 2.1.5. Suprafețele pe clase de utilizare/acoperire a terenurilor pentru anii 1993 și 2009

Clase de utilizare/acoperire a terenurilor	1993		2009		Schimbări relative	
	ha	%	ha	%	ha	%
Teren construit	6730	10,91	7732	12,54	+1002	+14,88
Pădure și arbuști	21889	35,49	22695	36,80	+806	+3,68
Teren agricol cultivat	16851	27,32	8859	14,36	-7992	-47,43
Teren agricol necultivat	9860	15,99	11215	18,18	+1355	+13,74
Pășuni și fânețe	5839	9,47	10379	16,83	+4540	+77,75
Teren lipsit de vegetație	440	0,71	713	1,15	+273	+62,05
Apă	68	0,11	84	0,14	+16	+23,53
Total	61677	100,00	61677	100,00	–	–

Din 1993 și până în 2009 suprafețele ocupate de clasele de utilizare/acoperire a terenurilor au crescut cu: 1002 ha (14,88%) terenul construit, 806 ha (3,68%) pădurea și arbuștii, 1355 ha (13,74%) terenul agricol necultivat, 4540 ha (77,75%) pășunile și fânețele, 273 ha (62,05%) terenul lipsit de

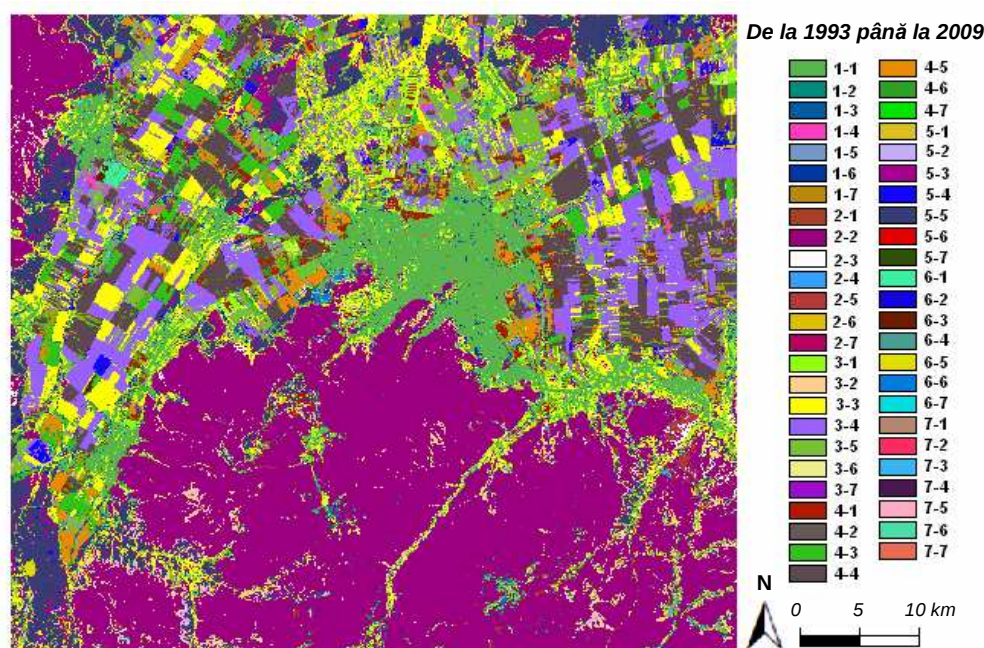


Fig. 2.1.5. Imagine obținută prin comparație încrucișată cu informații de la 1993 până la 2009 privind utilizarea/acoperirea terenurilor:

1-teren construit; 2-pădure și arbuști; 3-teren agricol cultivat; 4-teren agricol necultivat;

5-pășuni și fânețe; 6-teren lipsit de vegetație; 7-apă

vegetație și 16 ha (23,53%) apă. Toate aceste creșteri sunt în defavoarea suprafeței terenului agricol cultivat care s-a redus cu 7992 ha (47,43%).

Pentru urmărirea schimbărilor privind trecerea dintr-o clasă în alta s-a realizat, prin comparație încrucișată, matricea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor. În Tabelul 2.1.6 sunt prezentate, în hectare și procente, informații de la 1993 până la 2009 legate de schimbările din cadrul celor șapte clase de utilizare/acoperire a terenurilor. Rezultatele arată că cele mai importante schimbări au avut loc prin trecerea unei suprafețe de 5237,28 ha (8,49%) din terenuri agricole cultivate în terenuri agricole necultivate și a 4087,17 ha (6,63%) în pășuni și fânețe. În același timp, din clasa terenuri agricole necultivate a trecut o suprafață de 2115,00 ha (3,43%) în clasa terenuri agricole cultivate și din pășuni și fânețe în terenuri agricole cultivate o suprafață de 1146,78 ha (1,86%). Aceste schimbări pot părea erori de clasificare dar conversia între cele trei clase s-a realizat ușor, dat fiind faptul că dinamica trecerii dintr-o clasă în alta a fost rapidă presupunând numai cultivarea sau necultivarea terenului, eventual rotația culturilor. Creșterea procentului clasei pădure și arbuști cu 806 ha (3,68%) se datorează extinderii subarboretului pe fânețele și pășunile neîngrijite, pe terenurile agricole necultivate din jurul apelor și de la marginea pădurii și mai puțin împăduririi unor noi suprafețe.

Erorile de clasificare pot, de asemenea, provoca alte schimbări neobișnuite. De exemplu, între 1993 și 2009, o suprafață de 565,56 ha (0,92%) a fost convertită din teren construit în teren agricol cultivat și 1409,76 ha (2,29%) din teren agricol cultivat în teren construit. În această situație, transformarea din teren agricol cultivat în teren construit este explicabilă datorită extinderii intravilanului dar trecerea inversă este mai puțin explicabilă. Aceste schimbări sunt mai mult asociate cu erorile de omitere și comitere apărute la clasificarea conținutului imaginilor *Landsat*. Înregistrarea erorilor și efectele de margine (edge effects) pot cauza, de asemenea, erori aparente în stabilirea suprafețelor cu schimbări versus cele fără schimbări (Yuan *et al.* 2005).

2.1.4.3. Compararea rezultatelor

Metoda diferenței imaginilor a fost aplicată benzilor *TM4*, indicilor *NDVI* și celei de-a doua componente principale *PC2*. Metoda aplicată benzilor *TM4* a constatat în scăderea valorii pixelilor corespunzători imaginilor 1993 și 2009. Aceeași modalitate a fost aplicată și indicilor *NDVI* după

obținerea lor. Valorile *NDVI* minime și maxime pentru 1993 sunt $-0,24324$ și $0,7221$ iar pentru 2009, $-0,13793$ și $0,77654$.

Tabelul 2.1.6. Situația schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor de la 1993 până la 2009

Anul 1993	Anul 2009	Suprafețe fără schimbări raportate la total suprafață		Suprafețe cu schimbări raportate la total suprafață	
		ha	%	ha	%
1	1	4930,38	7,99	–	–
1	2			309,78	0,50
1	3			565,56	0,92
1	4			411,48	0,67
1	5			338,85	0,54
1	6			137,70	0,22
1	7			36,72	0,06
2	1			229,41	0,37
2	2	21040,47	34,11	–	–
2	3			257,04	0,42
2	4			58,23	0,09
2	5			285,48	0,46
2	6			17,28	0,03
2	7			0,54	0,00
3	1			1409,76	2,29
3	2			1190,34	1,93
3	3	4693,59	7,61	–	–
3	4			5237,28	8,49
3	5			4087,17	6,63
3	6			227,16	0,37
3	7			5,67	0,01
4	1			736,74	1,19
4	2			9,90	0,02
4	3			2115,00	3,43
4	4	5042,88	8,18	–	–
4	5			1774,17	2,88
4	6			172,62	0,28
4	7			8,56	0,01
5	1			215,46	0,35
5	2			128,16	0,21
5	3			1146,78	1,86
5	4			428,04	0,69
5	5	3812,67	6,18	–	–
5	6			100,08	0,16
5	7			7,74	0,01
6	1			182,16	0,30
6	2			14,04	0,02
6	3			72,27	0,12
6	4			33,93	0,06
6	5			76,86	0,12
6	6	57,42	0,09	–	–
6	7			3,78	0,01
7	1			28,62	0,05
7	2			2,16	0,00
7	3			8,46	0,01
7	4			3,42	0,01
7	5			4,05	0,01
7	6			0,36	0,00
7	7	20,79	0,03	–	–
Total		39598,20	64,20	22078,80	35,80
Total general		61677,00	–	–	–

În cazul *PCA*, dintre *PCA* standardizate și *PCA* nestandardizate a fost aleasă prima deoarece produce componente mult mai utile pentru analiza schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor pe baza seturilor de date multitemporale (Young și Wang 2001). Prima componentă principală (PC1) pentru 1993

conține 74,19% din varianță și 76,13% pentru 2009. Factorii de pondere au fost aproape egali pentru fiecare bandă indicând că *PC1* reprezintă strălucirea totală din scenă. A doua componentă principală (*PC2*) conține 18,96%, respectiv 18,82% din varianța imaginilor din 1993 și 2009. *PC3* conține mai puțin de 5,71% (1993), respectiv 3,98% (2009) din varianță. Având în vedere că *PC1* nu reflectă schimbările, pentru identificarea acestora în perioada celor 16 ani, s-a ales componenta *PC2*.

Pentru imaginile obținute după aplicarea metodei diferenței s-au realizat histogramele și s-au extras media (*m*) și abaterea standard (*s*). În funcție de acești indicatori statistici s-au determinat valorile prag care delimitează suprafețele cu schimbări de cele fără schimbări. Pe baza datelor terestre, în vederea stabilirii celei mai potrivite valori prag pentru fiecare metodă de identificare a schimbărilor, au fost testate următoarele abateri standard față de medie: 2,5*s*; 2*s*; 1,5*s*; 1*s*; 0,7*s*; 0,6*s* și 0,5*s*. Dintre acestea, valorile 0,6*s* pentru indicele *NDVI* și 0,7*s* pentru *PC2* și *TM4* au fost cele mai indicate. Stabilirea valorii prag la 0,6*s*, respectiv 0,7*s* se explică prin faptul că histogramele au o formă ascuțită, valorile fiind grupate puternic în jurul ordonatei. În urma stabilirii valorilor prag s-a realizat o imagine binară în care valoarea 0 a fost atribuită suprafețelor fără schimbări și valoarea 1 suprafețelor cu schimbări.

Evaluarea preciziei clasificării hărților binare (*TM4*, *NDVI*, *PC2*) s-a făcut pe baza generării întâmplătoare, stratificat, (stratified random sampling) a unui număr de 105 eșantioane. În cazul metodei *PCC* precizia identificării schimbărilor poate fi estimată aproximativ prin simpla înmulțire a preciziilor fiecărei clasificări individuale (Stow *et al.* 1980). În aceste cercetări, pentru evaluarea cantitativă a preciziei hărții schimbărilor rezultată în urma comparării clasificărilor individuale, aceasta s-a transformat în harta suprafețelor cu schimbări/fără schimbări la fel ca în cazul hărților binare. Evaluarea preciziei pentru toate cele patru metode s-a bazat pe aceleași eșantioane și s-a făcut prin intermediul matricei erorilor care redă clasele cartografiate în raport cu datele de referință, calculându-se precizia totală, preciziile utilizatorului și producătorului și coeficientul statistic *k* (Tab. 2.1.7).

Tabelul 2.1.7. Preciziile obținute prin aplicarea metodei diferenței dintre imagini (*NDVI*, *PC2*, *TM4*) și metodei comparației postclasificare

Metodă	Abatere standard	Precizia totală	Precizia producătorului	Precizia utilizatorului	Coeficientul statistic <i>k</i>
Diferența <i>NDVI</i>	0,6 <i>s</i>	83,80	71,93	78,85	0,6323
<i>PCC</i>	-	83,20	70,69	78,85	0,6206
Diferența <i>PC2</i>	0,7 <i>s</i>	81,60	69,75	72,44	0,5759
Diferența <i>TM 4</i>	0,7 <i>s</i>	79,40	66,46	68,59	0,5243

Analizând rezultatele obținute se constată că diferența dintre indicii *NDVI* s-a dovedit a fi cea mai indicată metodă pentru zona luată în studiu, cu precizia totală de 83,80% și coeficientul *k* egal cu 0,6323 urmată foarte aproape de metoda *PCC*, cu precizia totală de 83,20% și coeficientul *k* 0,6206. Rezultatul obținut este în concordanță cu cel la care a ajuns Fung și Siu (2000) care au arătat că metoda diferenței dintre indicii *NDVI* a fost mult mai eficientă pentru identificarea schimbărilor subtile din spațiile verzi aflate în intravilanul orașului Hong Kong decât simpla diferență între benzile spectrale sau *PCA*. Zonele cu o descreștere continuă a valorilor *NDVI* arată o expansiune urbană și creștere a suprafeței terenurilor lipsite de vegetație în timp ce zonele cu creștere continuă a valorilor indicelui arată îmbunătățiri ale peisajului și trecerea terenurilor din arabil în pășuni sau fânețe. În cazul diferenței *PC2*, precizia clasificării de 81,60%, cu coeficientul *k* egal cu 0,5759, a plasat-o pe locul trei iar metoda diferenței *TM4* este ultima, cu precizia totală de 79,40% și coeficientul *k* egal cu 0,5243. Luând în considerare diversitatea covorului vegetal precum și caracteristicile fizice ale suprafeței studiate, se poate concluziona că aceste rezultate au un nivel de precizie corespunzător.

În general, având în vedere procentul mare ocupat de vegetație, de circa 72%, din care pădure și arbuști 35% și teren agricol (teren agricol cultivat, pășuni și fânețe) 37%, cele mai mari schimbări s-au produs în cazul terenurilor agricole. Schimbările au fost determinate de modificări ale caracteristicilor biofizice ale suprafeței studiate reprezentate de gradul de acoperire a solului agricol cu vegetație, densitatea culturilor, textura, structura și fundalul solului etc. În cazul culturilor agricole rare sau nerăsărite uniform, aflate pe cernoziomuri argiloiluviale, levigate și rendzinice, cu conținut de materie organică diferită, comportamentul spectral al acestora a fost diferit. De asemenea, fiecare parcelă agricolă a fost cultivată la date și cu culturi diferite, aflate în anumite stadii de dezvoltare în momentul

preluării imaginilor satelitare. Alături de acestea, în perioada 1993–2009 s-a practicat rotația culturilor. În acest sens, schimbările din terenuri agricole cultivate în terenuri agricole necultivate pot fi considerate de sezon. În schimb terenurile transformate în pășuni nu au mai fost arate. Toate aceste caracteristici biofizice au determinat apariția schimbărilor în cadrul terenurilor agricole și au fost surprinse de toate metodele aplicate, cu un ușor avantaj în favoarea diferenței imaginilor *NDVI*. Pe lângă acestea, pentru metoda diferenței indicilor *NDVI*, fenologia vegetației agricole și umiditatea solului au jucat un rol important. În cazul metodei *PCC* acestea au avut un efect mai mic.

Vegetația reprezentată de pădure și arbuști nu a prezentat schimbări mari (+3,68%) în perioada 1993–2009. În cadrul clasei pădure și arbuști nu au avut loc acțiuni majore (tăieri de păduri, doborâturi de vânt sau incendii) care să schimbe, pe anumite suprafețe, mediul pădurii. Deși pădurea se găsește localizată în mare parte pe terenuri cu versanți destul de înclinați, caracteristicile topografice (pantă, aspect, expoziție) nu au contribuit major la apariția schimbărilor și datorită corectării adecvate, în prealabil, a efectelor topografice din imaginile satelitare. În general, pădurea este reprezentată de arborete echine și relativ echine, pure și foarte puține arborete amestecate (rășinoase cu foioase). De asemenea, arboretele sunt dense, fără a prezenta goluri, decât în unele locații aflate la liziera pădurii, la limita cu pășunile și fânețele. În acest fel, coronamentul arboretelor din zona studiată este compact și continuu iar poziția biogeografică a acestora nu a determinat apariția schimbărilor. Totuși, în zonele acoperite cu pădure și arbuști, metoda diferenței imaginilor (*NDVI* și *PC2*) a condus la rezultate superioare legate de identificarea schimbărilor comparativ cu metoda *PCC*. În schimb, metoda *PCC* a fost mai puțin sensibilă la erorile de georeferențiere și a permis integrarea în procedura de clasificare a cunoștințelor legate de zona studiată.

Pe de altă parte, în cazul constituirii eșantioanelor pentru clasificarea conținutului imaginilor au existat și pixeli amestecați care au degradat răspunsul spectral. Problema nu a fost așa evidentă în cazul clasei pădure și arbuști care a ocupat suprafețe compacte ci în cazul terenurilor agricole și construite. Mai mult, solurile aluviale de luncă, aluviunile crude și cu exces de umiditate au contribuit la variabilitatea spectrală a terenurilor din apropierea apelor curgătoare. De asemenea, s-au întâlnit suprafețe cu teren lipsit de vegetație de tipul carierelor de piatră de la marginea orașului Brașov cu proprietăți spectrale similare suprafețelor artificiale, aspect sesizat și în alte lucrări (Berberoglu *et al.* 2000).

În zonele urbane ambele categorii de metode, diferența dintre imagini (*NDVI*, *PC2*, *TM4*) și metoda *PCC*, au dat rezultate mai slabe datorită existenței unui covor amestecat, de vegetație și detalii artificiale. Faptul că metoda *PCC* ocupă locul al doilea poate fi explicat prin existența unor zone franjurate în localitățile care s-au extins în această perioadă. În aceste suprafețe alternează terenul construit cu cel neconstruit (zone verzi, fânețe, grădini) care conduc la scăderea preciziei clasificării individuale a imaginilor și, implicit, la scăderea preciziei metodei *PCC*.

Plasare pe ultimul loc a diferenței între benzile *TM4* poate fi explicată prin folosirea în analiză a unei singure benzi. Cu toate acestea, metoda a permis identificarea schimbărilor, în special pe cele puternice, legate de terenurile agricole. S-a constatat că cel mai bine au fost evidențiate suprafețele afectate de schimbări prin trecerea de la terenurile agricole cultivate la terenurile agricole necultivate datorită pierderii pronunțate a vegetației și descoperirii solului.

Așadar, deoarece pădurea nu a suferit schimbări majore, așa cum s-a mai arătat, terenurile agricole au fost cele care au determinat apariția schimbărilor legate de utilizarea/acoperirea terenurilor. Aceste schimbări au fost puternice și pe suprafețe mari, constând în transformarea terenurilor agricole cultivate în terenuri agricole necultivate și în pășuni și fânețe, ceea ce a făcut ca aproape toate schimbările să fie surprinse de cele patru metode folosite. De asemenea, zona studiată a limitat oarecum capacitatea metodelor aplicate datorită variabilității temporale ridicate a caracteristicilor biofizice ale terenurilor agricole (terenuri agricole necultivate, terenuri agricole cultivate, pășuni și fânețe) care au condus la o variabilitate spectrală largă. Pe lângă acestea, variația frecvenței spațiale a peisajului, rezultată din complexitatea scenei (existența terenurilor agricole, forestiere, construite) și proprietățile spectrale similare ale acoperirii terenului, au condus la o separare spectrală mai dificilă. Caracteristicile biofizice ale suprafeței terestre analizate s-au manifestat într-o oarecare măsură în cadrul fiecărei metode de identificare a schimbărilor ceea ce a condus la o anumită poziționare a lor în cadrul evaluării dar cu o diferență destul de mică între ele.

2.1.4.4. Analiza schimbărilor

Suprafețele cu teren construit, pădure și arbuști, teren agricol cultivat, teren agricol necultivat și pășuni și fânețe reprezintă 99,17% din suprafața luată în studiu. În cadrul acestora au avut loc cele mai mari schimbări, dintre acestea, suprafețele cu pădure și arbuști suferind cele mai puține (3,68%). Toate creșterile de suprafață sunt puse pe seama scăderii suprafeței terenurilor agricole cultivate (Fig. 2.1.6). Aceasta este un fenomen aproape general, specific României, după evenimentele din 1989 când o mare parte din terenul agricol nu a mai fost cultivat. În acest sens, pentru zona luată în studiu, suprafața cu terenuri agricole cultivate a scăzut cu 7992 ha (47,43%). Fenomenul este explicabil având în vedere că mare parte din terenul cultivat înainte de 1989 și imediat după nu a mai fost arat fiind lăsat în pârloagă. De asemenea, o bună parte din acesta a fost ocupat de construcții edilitare și industriale prin extinderea intravilanului orașului Brașov și al localităților limitrofe. Creșterea suprafeței terenului construit se explică prin dezvoltarea de noi zone rezidențiale, comerciale și industriale. În acest sens, creșterea privește extinderea unor cartiere ale orașului Brașov, construirea de fabrici particulare în zonele industriale (vestică și estică), extinderea zonelor rezidențiale în cazul tuturor localităților. De asemenea, au fost lărgite drumurile, construite centuri pe porțiuni din jurul orașului Brașov și a localității Săcele și au fost extinse parcările. La acestea se adaugă schimbările legate de practicile agricole care au diferit de la an la an în funcție de mai mulți factori. În zona luată în studiu suprafața terenurilor arabile a scăzut datorită politicilor guvernamentale greșite privind susținerea agriculturii, a lipsei utilajelor pentru proprietarii particulari și, evident, a lipsei de productivitate.

În zonele urbane, periurbane și rezidențiale, datorită frecvenței spațiale ridicate a schimbărilor din aceste zone și rezoluției spațiale medii a imaginilor *Landsat*, evaluarea preciziei metodelor a fost mai dificilă. În această situație sunt gospodăriile individuale, cu loturi relativ mari, care au creat o franjurare a terenului datorită existenței pe același lot a mai multor clase de utilizare/acoperire a terenurilor (construcții, spații verzi, pășuni, fânețe, arbuști, pomi, căi de acces). Toate acestea au semnături spectrale diferite care alternează pe suprafețe mici, comparabile cu cele ale zonelor comerciale și rezidențiale. Acesta constituie punctul dificil în identificarea automată a schimbărilor în suprafețele urbane, periurbane și franjurate. Aceste zone franjurate sunt întâlnite în jurul tuturor localităților deoarece sunt suprafețele construite recent respectând noile norme de urbanism care au impus limite minime pentru suprafețele loturilor și distanțe față de căile de circulație.

2.1.5. Concluzii

Evaluarea metodelor de teledetecție utilizate s-a realizat diferențiat având în vedere specificul fiecăreia. Deși s-au folosit patru metode diferite de identificare a schimbărilor, rezultatele obținute pentru zona luată în studiu sunt apropiate, precizia totală fiind în intervalul 83,80%–79,40%. Pe primul loc s-a situat metoda diferenței *NDVI* cu precizia totală de 83,80%, urmată, în ordine descrescătoare, de *PCC* cu 83,20%, diferența dintre imaginile *PC2* cu 81,60% și diferența între benzile *TM4* cu 79,40%.

Rezultatele obținute prin metoda diferenței imaginilor (*NDVI*, *PC2* și *TM4*) depind de valoarea prag stabilită între suprafețele cu schimbări și cele fără schimbări. Având în vedere că zona luată în studiu constituie un peisaj complex (terenuri forestiere, agricole și intravilane) a fost dificilă stabilirea unei valori prag care să fie sensibilă deopotrivă la toate schimbările ecologice, la diferențele în practicile agricole, activitatea de urbanizare etc. Din șirul de valori analizate pentru zona studiată s-a stabilit că

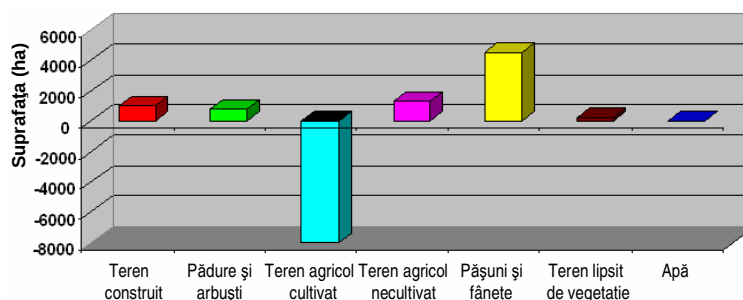


Fig. 2.1.6. Situația suprafețelor claselor utilizării/acoperirii terenurilor pentru anii 1993 și 2009

valorile 0,6s pentru indicele NDVI și 0,7s pentru componentele PC2 și benzile TM4 sunt cele mai indicate.

Aplicarea metodei PCC a permis identificarea schimbărilor atât din punct de vedere calitativ cât și cantitativ. Astfel, au putut fi obținute informații „de la 1993 până la 2009” legate de toate clasele de utilizare/acoperire a terenurilor din zona luată în studiu iar precizia identificării schimbărilor a depins de precizia clasificărilor individuale. Existența mai multor clase de utilizare/acoperire a terenurilor în zona studiată și a caracteristicilor biofizice ale suprafeței terestre analizate a făcut dificilă stabilirea metodei care conduce la cele mai bune rezultate, motiv pentru care și preciziile totale au fost apropiate. Așadar, pe lângă metodele folosite la identificarea schimbărilor, rezultatele pot fi afectate și de alți factori cum sunt calitatea corecțiilor atmosferice, normalizarea imaginilor multitemporale, calitatea georeferențierii imaginilor din seria temporală, caracteristicile zonelor studiate (complexitatea peisajului și topografia reliefului), îndemânarea și experiența analistului.

2.2. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor privind acoperirea terenurilor pe baza metodei analizei schimbărilor vectoriale

2.2.1. Introducere

Efectele industrializării și implicit ale poluării suprafeței terestre cu diferiți agenți au fost studiate pe baza imaginilor *Landsat MSS* (Rees și Williams 1997), *Landsat TM* (Mikkola 1996; Virtanen *et al.* 2002, Kuenzer *et al.* 2007), *Landsat ETM+* (Duy și Giang 2012), *ASTER* (Tote *et al.* 2010), *Landsat MSS* în combinație cu înregistrări radar SAR (Miles *et al.* 2003).

Multe studii sunt focusate pe identificarea și monitorizarea efectelor secundare produse de poluarea atmosferică asupra covorului vegetal și stresului provocat vegetației. Astfel, Mikkola (1996) și Rees și Williams (1997) au monitorizat schimbările acoperirii terenurilor provocate de poluarea atmosferică cu SO₂ în Peninsula Kola (Rusia). Analizele asupra imaginilor obținute după 1988 arată că situația este stabilizată, în concordanță cu scăderea emisiilor de SO₂. De asemenea, aceeași autori au comparat imagini NDVI din diferiți ani și au concluzionat că a existat o deteriorare clară a vegetației din jurul topitoriilor de metal din Peninsula Kola. Pentru aceeași zonă, ale studii (Hagner și Rigina 1998; Rigina *et al.* 1999) au confirmat că imaginile NDVI permit identificarea pădurilor grav afectate și a celor moarte. Tot în aceeași zonă, Hagner și Rigina (1998) au arătat că natura schimbărilor spectrale din imaginile *Landsat* indică faptul că poluanții atmosferici emiși de topitoriile de metal constituie factorii majori ai declinului pădurilor.

Un alt studiu realizat pentru perioada 1973–1988 a urmărit efectele poluării aerului asupra ecosistemelor terestre în zonele Varanger (Norvegia) și Nikel-Pechenga (Rusia) folosind imagini satelitare în combinație cu măsurători terestre (Tømmervik *et al.* 1995). Compararea hărților vegetației și a hărților identificării schimbărilor cu numărul total de emisii SO₂ din industrie pentru perioada studiată a arătat existența unei puternice corelații între reducerea vegetației dominată de licheni și creșterea emisiilor. Monitorizarea efectelor poluării atmosferice la scară largă s-a realizat în zona puternic industrializată din apropierea regiunii Karaganda (Kazahstan) folosind imagini *ASTER* (Tote *et al.* 2010). Cercetări de teledetecție similare au fost realizate în Sudbury (Canada) în vederea identificării pagubelor produse asupra pădurilor de topitoriile de metale neferoase (Pitblado și Amiro 1982).

Dintre metodele de identificare a schimbărilor folosind date satelitare, metoda CVA este destul de des folosită, fiind indicată de mulți specialiști (Yuan *et al.* 1998; Lambin *et al.* 2001; Baker *et al.* 2007). Astfel, evaluarea schimbărilor semnificative apărute în zona Cernobîl, afectată în 1986 de explozia centralei nucleare, s-a realizat prin metoda CVA aplicată transformării TC folosind cele trei componente TCB, TCG și TCW (Schoppmann și Tyler 1996). Metoda CVA aplicată indicilor NDVI și BI a evidențiat schimbările acoperirii terenurilor provocate de urbanizare și, implicit, de industrializare (Duy și Giang 2012). În țara noastră s-au realizat o serie de cercetări legate de monitorizarea stării de sănătate a pădurilor și a acoperirii terenului fără a folosi tehnicile teledetecției satelitare (Badea *et al.* 2002; Bytnerowicz *et al.* 2004; Grodzinska *et al.* 2004; Badea *et al.* 2006; Badea *et al.* 2011; Bytnerowicz *et al.* 2005; Neagu *et al.* 2009; Badea *et al.* 2012; Silaghi și Badea 2012; Badea *et al.* 2013).

Cercetările de față prezintă identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor acoperirii terenurilor apărute în suprafețele poluate cu negru de fum și metale grele de la Copșa Mică folosind imagini satelitare *Landsat*. Obiectivul general a fost de a evalua metoda CVA aplicată componentelor *TCG* și *TCB* obținute din transformarea *TC* și indicilor *NDVI* și *BI*, în vederea monitorizării schimbărilor acoperirii terenurilor din perimetrul Copșa Mică pentru perioada 1985–2011.

2.2.2. Materiale și metode

2.2.2.1. Zona studiată

Zona luată în studiu urmărește conturul Ocolului Silvic Mediaș din județul Sibiu, se întinde pe o suprafață de 64242 ha și cuprinde atât fondul forestier cât și ale terenuri. Zona studiată se găsește între 45°57'08" și 46°15'44" latitudine nordică și între 24°00'33" și 24°29'19" longitudine estică, având în centru orașul Copșa Mică (Fig. 2.2.1). Este o regiune depresionară care face parte din Podișul Târnavelor, drenată de cursul mijlociu al Târnavei Mari, axată în principal pe albia majoră, între localitățile Mediaș, în amonte, și Micăsasa, în aval și care a fost afectată de poluare (Fig. 2.2.2).

Vegetația forestieră este alcătuită din stejerete pure, amestecuri de stejerete cu fag (*Fagus sylvatica*), carpen (*Carpinus betulus*), tei (*Tilia cordata*), ulm (*Ulmus minor*), paltin (*Acer platanoides*), cireș (*Prunus avium*), frasin (*Fraxinus excelsior*), plop (*Populus nigra*), mesteacăn (*Betula pendula*) (Șofletea și Curtu 2007). Pajiștile sunt alcătuite din specii xerofile și mezofile, pe versanții cu expunere sudică apărând chiar exemplare de plante specifice stepei cum sunt păiușul (*Agrostis vulgaris*) sau stipa (*Stipa pennata*) (Sanda et al. 2008). Culturile agricole se întâlnesc pe luncile bine drenate cât și pe terasele și versanții cu înclinare mai redusă. Cele mai frecvente specii cultivate sunt: grâul, porumbul (deosebit de rezistent la poluare), orzul, ovăzul, cartoful, sfecla de zahăr și furajeră, fasolea, mazărea.

Temperatura medie anuală în zona Copșa Mică este de 9,6° pe Valea Târnavei Mari și de 8,2° în zonele cele mai înalte. Perturbațiile termice (înghețuri timpurii sau târzii, secete prelungite, cu temperaturi ridicate) măresc efectul negativ al poluanților asupra vegetației. În zona Copșa Mică versanții însoriți și puternic înclinați prezintă caractere evidente de uscăciune stepică. Nivelul total anual al precipitațiilor este relativ redus.

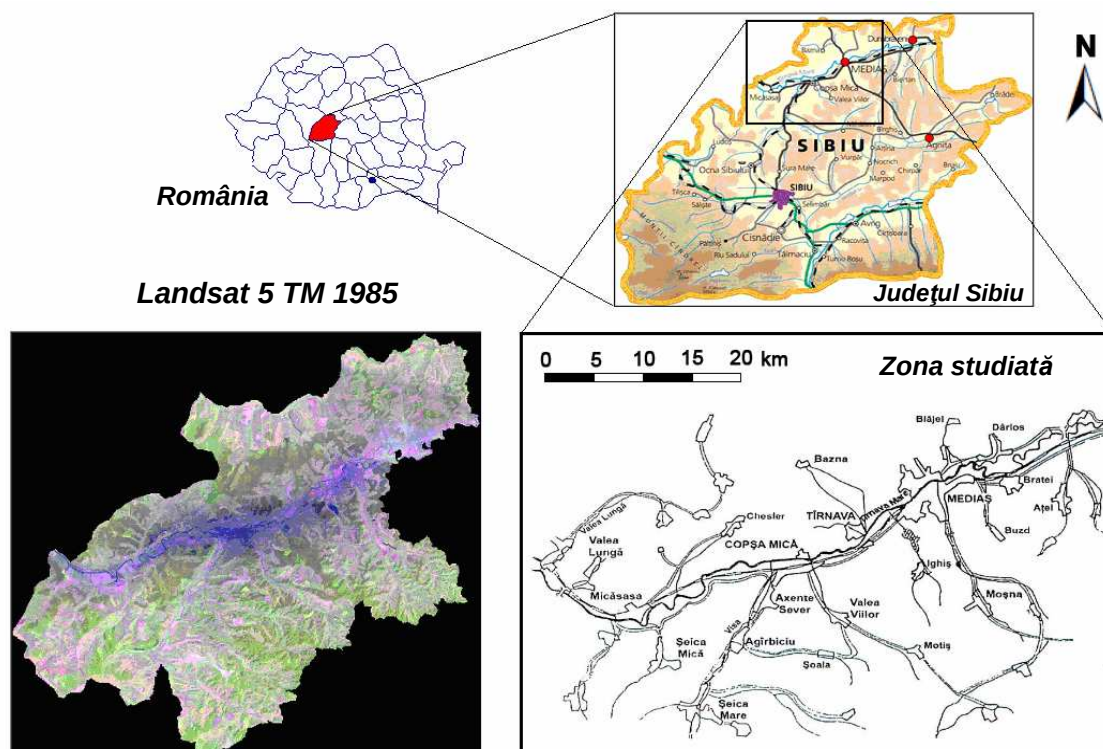


Fig. 2.2.1. Localizarea zonei cercetate. În stânga este imaginea satelitară Landsat 5 TM preluată în 1985, prezentată în combinația RGB 543, cu orașul Copșa Mică localizat în centru



Fig. 2.2.2. Imagini de la Copșa Mică:

a) fabrica și terenul degradat din spatele acesteia. În dreapta imaginii este partea abandonată din fabrică; b) și c) terenuri degradate prin poluare. În prim plan terenul este acoperit cu negru de fum iar în fundal pășunile și pădurea sunt grav afectate

2.2.2.2. Materiale

Cercetările s-au realizat folosind patru imagini satelitare *Landsat 5 TM* preluate pe 29.07.1985, 07.08.1994, 29.06.2003 și 22.08.2011. Imaginile fac parte din orbita 184, rândul 28 și au rezoluția spațială de 30 m. Acestea au fost descărcate gratuit de pe *Internet* (<http://glovis.usgs.gov>) și decupate pe conturul Ocolului Silvic Mediaș. Alte date de referință au fost hărți ale arboretelor de la Ocolul Silvic Mediaș, ortofotoplanuri la scara 1 : 5000, planuri cadastrale și hărți legate de poluarea din zonă.

2.2.2.3. Metode

2.2.2.3.1. Georeferențierea imaginilor satelitare

Imaginile *Landsat TM* descărcate de pe *Internet* au fost georeferențiate în sistemul de proiecție UTM, zona 35 N, datum WGS 84 (nivelul 1T), exceptând imaginea din 2003. Pentru georeferențierea acesteia au fost folosite 18 reperi terestri uniform răspândiți și metoda de resampling „vecinul cel mai apropiat”. Eroarea medie pătratică a fost de 0,25 pixeli (7,5 m).

2.2.2.3.2. Normalizarea radiometrică relativă

Normalizarea radiometrică relativă trebuie realizată pentru îmbunătățirea omogenității imaginilor satelitare multitemporale (Yuan și Elvidge 1996; Tokola *et al.* 1999; Lu *et al.* 2004; Tan *et al.* 2010 ; Tan *et al.* 2012). Operația se impune când schimbările din imaginile satelitare multitemporale se analizează pe baza diferiților indici, inclusiv *NDVI* sau a componentelor provenite din transformarea imaginilor.

Normalizarea radiometrică relativă s-a realizat prin metoda *ASCR* propusă de Elvidge *et al.* (1995). Metoda se bazează, la rândul ei, pe metoda *SCR* dezvoltată de Yuan și Elvidge (1993) dar prezintă îmbunătățiri în ceea ce privește automatizarea procedurii. Metoda *ASCR* presupune identificarea setului de pixeli fără schimbări („no-change” pixel set), presupuși a fi acei pixeli care ocupă porțiunea centrală dintre clusterii care reprezintă apa și terenul observabilă în histograma bidimensională roșu – infraroșu apropiat (banda 3 și 4). Pe baza acestor pixeli se aplică regresia liniară care ia în calcul pixelii fără schimbări pentru obținerea coeficienților (gains și offset) folosiți în vederea normalizării radiometrice a imaginii subiect pentru a putea fi comparată cu imaginea de referință. Metoda este descrisă pe larg în Elvidge *et al.* (1995). În prezentul studiu imaginea de referință a fost aleasă scena *Landsat 5 TM* achiziționată în 2011 iar celelalte sunt imagini subiect.

2.2.2.3.3. Calcularea indicilor *NDVI* și *BI*

Indicele *NDVI* s-a calculat cu relația (2.1.1). Indicele *BI* este un indice normalizat care folosește două benzi de reflexie și absorbție (Rikimaru și Miyatake 1997). Acest indice ajută la separarea vegetației care se găsește pe diferite clase de terenuri, de la terenurile cu vegetație foarte rară la cele cu vegetație deasă (Jamalabad și Abkar 2004). Indicele *BI* se calculează pe baza reflectanței din benzile

albastru (B), roșu (R), infraroșu apropiat (NIR) și infraroșu mediu (MIR), folosind următoarea relație sub formă de raport:

$$BI = \frac{(MIR + R) - (NIR + B)}{(MIR + R) + (NIR + B)} \quad (2.2.1)$$

În cazul datelor *Landsat TM*, termenii *B*, *R*, *NIR* și *MIR* sunt valorile reflectanței înregistrate în benzile 1, 3, 4 și 5.

2.2.2.3.4. Calcularea transformării Tasseled Cap

Transformarea *TC* este des folosită la identificarea suprafețelor cu schimbări. Această transformare rotește datele spectrale din imaginile *Landsat* în date dispuse pe trei axe și anume, axa strălucirii (*TCB*), axa verdeții (*TCG*) și axa umidității (*TCW*), care corespund caracteristicilor fizice ale vegetației (Parmenter *et al.* 2003). Prima componentă (*TCB*) este o măsură a strălucirii imaginii obținută pe baza tuturor benzilor *Landsat* mai puțin banda termală (banda 6) (Armenakis *et al.* 2003). Cea de-a doua componentă (*TCG*) reliefează cantitatea de verdețură calculată pe baza benzii infraroșu apropiat și a benzilor din vizibil. Cea de-a treia componentă (*TCW*) este o măsură a umidității determinată prin compararea răspunsului spectral din vizibil și infraroșu apropiat cu răspunsul spectral din infraroșu scurt. Componentele *TCB*, *TCG* și *TCW* înglobează, în general, mai mult de 97% din variabilitatea spectrală prezentă într-o imagine satelitară (Baker *et al.* 2007). Aceste componente sunt larg utilizate la identificarea și evaluarea modificărilor deoarece schimbările din cadrul peisajelor sunt legate de schimbările în strălucire, verdețură și umiditate, minimizând alte surse de variabilitate care conduc la apariția de schimbări (Allen și Kupfer 2000; Parmenter *et al.* 2003).

În cercetările realizate componentele *TCG* și *TCB* au fost calculate folosind benzile 1, 2, 3, 4, 5 și 7 pentru imaginile preluate în anii 1985, 1993, 2003 și 2011. În aplicarea transformării *TC* s-au utilizat coeficienții pentru imaginile *Landsat 4 TM* și *Landsat 5 TM* din programul ERDAS Imagine.

2.2.2.3.5. Analiza schimbărilor vectoriale

Metoda *CVA* a fost dezvoltată folosind date *Landsat*, pe baza componentelor *TCG*, *TCB* și *TCW* în vederea descrierii diferențelor biofizice specifice (Allen și Kupfer 2000; Coppin *et al.* 2004). Folosind primele două benzi ale transformării *TC*, *TCG* și *TCB*, și cei doi indici, *NDVI* și *BI*, s-a determinat mărimea schimbărilor (ΔM) dintre imaginea preluată la *data 1* și imaginea achiziționată la *data 2* cu relațiile:

$$\Delta M_{TCG-TCB} = \sqrt{(data2_{TCG} - data1_{TCG})^2 + (data2_{TCB} - data1_{TCB})^2} \quad (2.2.2)$$

$$\Delta M_{NDVI-BI} = \sqrt{(data2_{NDVI} - data1_{NDVI})^2 + (data2_{BI} - data1_{BI})^2} \quad (2.2.3)$$

Mărimea schimbărilor este exprimată prin lungimea vectorului schimbării (change vector) de la același pixel măsurat la *data 1* și la *data 2* (Kuzera *et al.* 2005). În cadrul imaginii care exprimă mărimea schimbărilor, pentru separarea suprafețelor cu schimbări față de cele fără schimbări, a fost necesară determinarea valorilor prag. Clasele cu schimbări s-au stabilit pe baza valorilor prag folosind date din amenajamentele silvice, hărțile amenajistice care redau intensitatea poluării, date din studiile realizate anterior privind poluarea terenurilor agricole și date din teren (Tab. 2.2.1). Categoriile atribuite au fost *slab*, *mediu* și *puternic*. Selectarea celei mai potrivite abateri standard (s) față de medie (m) a fost realizată prin examinarea diferitelor abateri standard ($\pm 1s$, $\pm 1,5s$, $\pm 2s$ și $\pm 2,5s$). Valoarea prag selectată în final s-a făcut pe baza calculării preciziei totale și a coeficientului *k* pentru fiecare imagine care redă mărimea schimbărilor folosind abaterile standard menționate. Valoarea prag a fost setată la 2 abateri standard ($\pm 2s$) sau la 1,5 abateri standard ($\pm 1,5s$) față de medie (Tab. 2.2.1). Valorile sub 2s și peste 2s au fost considerate extreme.

Tabelul 2.2.1. Definirea claselor cu schimbări

Clasele cu schimbări	1985–1994		1994–2003		2003–2011		1985–2011	
	TCG–TCB	NDVI–BI	TCG–TCB	NDVI–BI	TCG–TCB	NDVI–BI	TCG–TCB	NDVI–BI
Slab	8,29–15,35	0,01–0,11	0,73–4,91	0,00–0,10	2,77–7,76	0,02–0,12	1,04–7,66	0,03–0,15
Mediu	15,35–18,42	0,11–0,20	4,91–9,09	0,10–0,20	7,76–12,75	0,12–0,22	7,66–14,28	0,15–0,26
Puternic	18,42–23,48	0,20–0,30	9,09–13,28	0,20–0,30	12,75–17,76	0,22–0,32	14,28–20,91	0,26–0,38
Valoare prag	8,29/23,48	0,01/0,30	0,73/13,28	0,00/0,30	2,77/17,76	0,02/0,32	1,04/20,91	0,03/0,38
	(±2s)	(±1,5s)	(±1,5s)	(±1,5s)	(±2s)	(±2s)	(±2s)	(±2s)

Direcția schimbărilor ($\alpha_{TCG-TCB}$, $\alpha_{NDVI-BI}$) a fost determinată folosind primele două benzi, *TCB* și *TCG* ale transformării *TC*, respectiv indicii *NDVI* și *BI*, la data 1 și data 2, aplicând următoarele relații:

$$tg\alpha_{TCG-TCB} = \frac{data2_{TCB} - data1_{TCB}}{data2_{TCG} - data1_{TCG}} \quad (2.2.4)$$

$$tg\alpha_{NDVI-BI} = \frac{data2_{BI} - data1_{BI}}{data2_{NDVI} - data1_{NDVI}} \quad (2.2.5)$$

Deoarece în analiză s-au luat două benzi au rezultat numai 4 clase majore care redau direcția schimbărilor. Unghiurile măsurate între 90° și 180° indică o creștere a cantității de verdeață și o descreștere a strălucirii solurilor. Unghiurile măsurate între 270° și 360° indică o descreștere a cantității de verdeață și o creștere a strălucirii solurilor. Unghiurile măsurate între 0° și 90° arată o creștere a cantității de verdeață și a strălucirii solului iar unghiurile între 180° și 270° indică o descreștere a suprafețelor cu verdeață și a strălucirii solurilor. Valorile direcției schimbărilor și ale mărimii acestora au fost comparate încrucișat și clasificate în 12 clase pentru benzile *TCG* și *TCB* și în tot atâtea clase pentru indicii *NDVI* și *BI*. Pe fiecare clasă s-a obținut suprafața totală a schimbărilor și au fost calculate procente pentru întreaga zonă studiată și pentru clasa de direcție a schimbărilor. Pentru fiecare perioadă și perechi de benzi analizate s-au realizat histograme bidimensionale care arată direcția și mărimea schimbărilor. Pe abscisă s-au reprezentat direcțiile, în intervalul 0° – 360° , iar pe ordonată mărimea schimbărilor.

2.2.2.3.6. Validarea procedurii

Pentru obținerea matricei erorilor hărților care redau suprafețele cu schimbări/fără schimbări s-au folosit date de referință care au constat din hărți întocmite prin studiile realizate pentru păduri (Ianculescu *et al.* 2009) și terenurile agricole. În anumite situații s-a apelat la metoda interpretării vizuale menționată în literatură (Cohen *et al.* 1998) și folosită în obținerea datelor de referință pentru matricele erorilor (Siwe și Koch 2008). Din teren au fost colectate randomizat 180 de puncte care au servit ca „adevărul teren”. Validarea clasificărilor s-a realizat pe baza întocmirii matricei erorilor suprafețelor cu schimbări versus fără schimbări folosind aceste puncte. În categoria fără schimbări s-au considerat suprafețele din fondul forestier evidențiate în amenajamentele silvice ca fiind încă poluate precum și suprafețele din terenurile din afara fondului forestier aflate în evidențe ca fiind poluate. De asemenea, s-a avut în vedere existența sau inexistența vegetației. Punctele au fost apoi etichetate ca suprafețe cu schimbări sau suprafețe fără schimbări, prin comparație și interpretare vizuală.

2.2.3. Rezultate și discuții

Rezultatele privind cele două componente și cei doi indici calculați pentru imaginile din 1985, 1993, 2003 și 2011 sunt prezentate în Figura 2.2.3. Pe baza acestora s-a aplicat metoda CVA, perechile folosite în analiză fiind *TCG–TCB* și *NDVI–BI*. În urma aplicării CVA s-au obținut imaginile care redau direcția și mărimea componentelor *TCG* și *TCB*, respectiv cele care redau direcția și mărimea indicilor *NDVI* și *BI*. Direcția schimbărilor s-a determinat din imaginile care arată direcția benzilor *TCG* și *TCB* și din imaginile care redau direcția indicilor *NDVI* și *BI*. Pe abscisă au fost considerate *TCG*, respectiv *NDVI*, iar

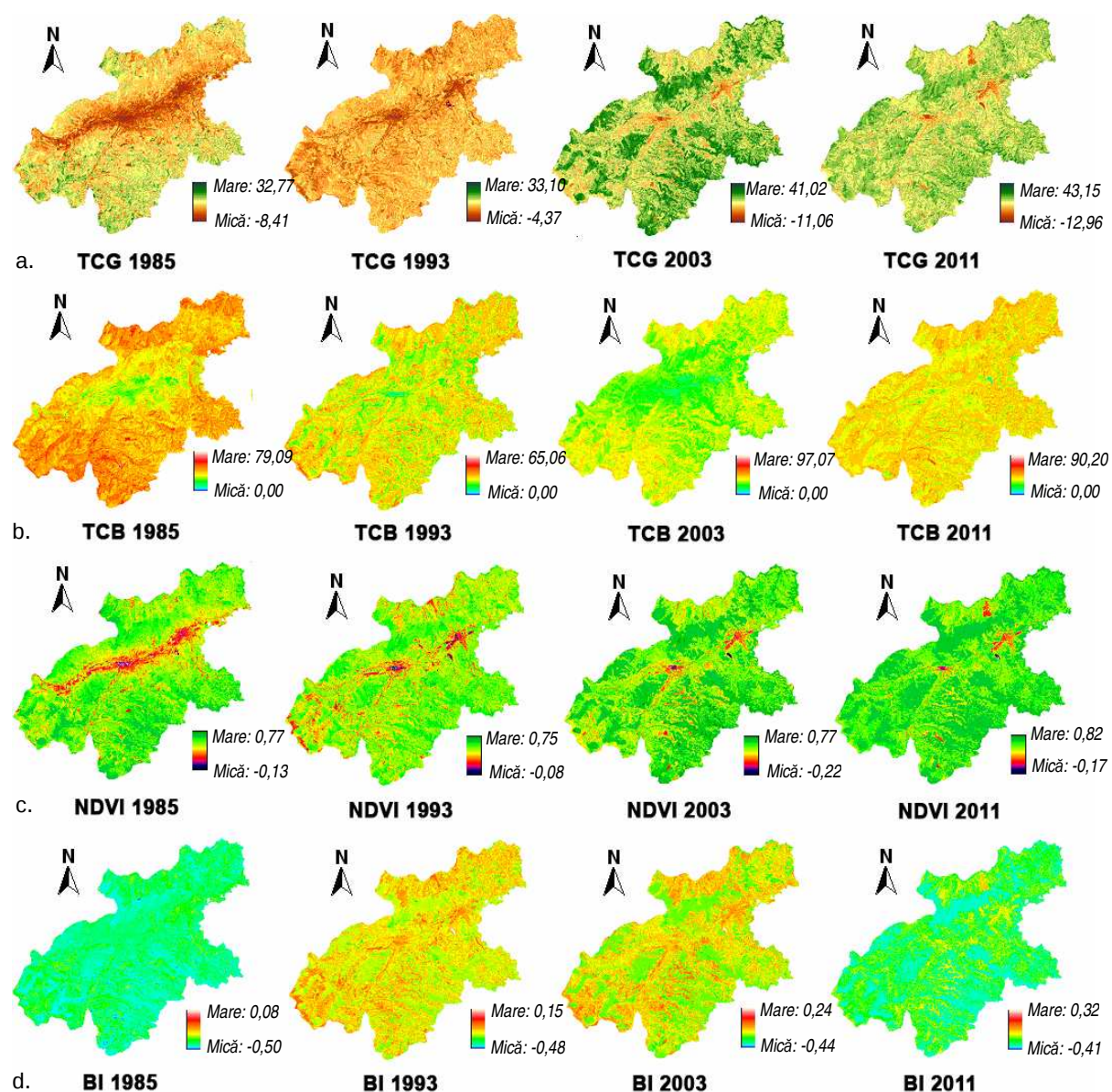


Fig. 2.2.3. Imaginile din 1985, 1993, 2003, 2011 ale componentelor TCG și TCB și ale indicilor NDVI și BI care au permis evidențierea schimbărilor legate de acoperirea terenurilor:

a) componenta TCG arată că în perioada 1985–2011 au apărut schimbări importante legate de acoperirea terenului. În 1985 suprafețele puternic afectate de poluare erau concentrate pe culoarul Târnavei, de la nord-est spre sud-vest; b) componenta TCB indică suprafețele cu sol descoperit răspândite pe versanții Văii Târnavei; c) indicele NDVI evidențiază că între 1985 și 2011 au avut loc creșteri ale cantității de clorofilă și ale vigorii vegetației (culoarea verde). În 2011 mai erau evidențiate numai câteva locații afectate de poluare (culoarea roșu); d) indicele BI arată suprafețele cu teren descoperit afectate de poluarea cu metale grele. În 2011 cea mai afectată locație era în partea nordică (culoarea roșu) iar cele moderat afectate erau răspândite în cuprinsul zonei analizate (culoarea galben)

pe ordonată s-a ales TCB, respectiv BI. În Tabelul 2.2.2 sunt prezentate posibilele patru clase de direcții, cu descrierile respective, obținute din cele două perechi de imagini, TCG și TCB, respectiv, NDVI și BI.

Tabelul 2.2.2. Posibilele clase care redau direcția schimbărilor folosind componentele TCB și TCG, respectiv indicii NDVI și BI și descrierea schimbărilor

Clase	TCG și TCB			NDVI și BI		
	TCB	TCG	Descriere	BI	NDVI	Descriere
Clasa 1	+	+	Descreșterea vegetației	+	+	Reducerea umidității
Clasa 2	+	–	Extinderea solului gol	+	–	Extinderea solului gol
Clasa 3	–	–	Creșterea vegetației	–	–	Creșterea umidității
Clasa 4	–	+	Creșterea clorofilei	–	+	Creșterea clorofilei

Sectoarele schimbărilor definite de componentele *TCG* și *TCB* pot fi: (1) creșterea valorilor *TCB* și *TCG* reprezintă descreștere a suprafeței cu vegetației ceea ce înseamnă pierdere de biomasă ca urmare a unui început de uscare a vegetației arborescente și erbacee; (2) creșterea valorilor *TCB* și descreșterea valorilor *TCG* indică expansiunea solului gol, lipsit de vegetație, care este puternic legată de pierderea vegetației, în special erbacee, ca rezultat al poluării solului cu metale grele; (3) descreșterea valorilor componentelor *TCB* și *TCG* este asociată cu creșterea vegetației ceea ce înseamnă regenerarea pădurii și a covorului erbaceu datorită îmbunătățirii condițiilor de vegetație după reducerea poluării în timpul perioadei studiate; (4) descreșterea valorilor *TCB* și creșterea valorilor *TCG* indică o creștere a cantității de clorofilă ceea ce arată creșterea vigoriei vegetației legată, în principal, de recăpătarea culorii verzi a frunzișului prin revitalizarea vegetației arborescente și erbacee afectată de negru de fum și poluarea cu metale grele.

Sectoarele schimbărilor definite de indicii *NDVI* și *BI* pot fi: (1) creșterea valorilor *BI* și *NDVI* reprezintă o reducere a umidității, legată de uscarea solului și înrăutățirea condițiilor edafice datorită poluării, în principal, cu metale grele; (2) creșterea valorilor *BI* și descreșterea valorilor *NDVI* indică o reflectanță ridicată a solului ceea ce înseamnă expansiunea solului lipsit de vegetație și, ca urmare, degradarea terenului și pierderea vegetației erbacee provocată de poluarea solului cu metale grele; (3) descreșterea valorilor *BI* și *NDVI* arată creșterea umidității, legată de revenirea la condițiile edafice apropiate de cele normale prin dispariția treptată a fenomenului de uscare a solului și reținerea de apă în sol; (4) descreșterea valorilor *BI* și creșterea valorilor *NDVI* indică o creștere a cantității de clorofilă și a vigoriei vegetației legate, în principal, de revitalizarea vegetației prin revenirea acesteia la culoarea normală datorită reducerii poluării.

În Tabelele 2.2.3 și 2.2.4 sunt prezentate matricele erorilor pentru clasele *schimbări versus fără schimbări*. Precizia totală a fost de 73,88%, cu un coeficient *k* de 0,67 pentru componentele *TCG–TCB* și 70,55%, cu un coeficient *k* de 0,58 pentru indicii *NDVI–BI*. Precizia totală mai ridicată în cazul metodei CVA aplicată componentelor *TCG–TCB* pentru zona studiată arată că cele două componente lucrează mai bine pentru evidențierea zonelor depoluate. Concentrarea datelor din imaginea satelitară, în procent de 95%, în primele două componente în cazul transformării *TC* permite folosirea informației cuprinse și în benzile 2 și 7 de care metoda CVA aplicată indicilor *NDVI–BI* nu a beneficiat.

Tabelul 2.2.3. Matricea erorilor claselor cu schimbări/fără schimbări pentru perioada 1985–2011 (TCG–TCB)

Clasa de referință	Clasificare		Precizia utilizatorului (%)
	Schimbări	Fără schimbări	
Schimbări	91	17	84,00
Fără schimbări	30	42	58,33
Precizia producătorului (%)	72,20	71,18	
Precizia totală: 73,88 %			
Coeficientul <i>k</i> : 0,67			

Tabelul 2.2.4. Matricea erorilor claselor cu schimbări/fără schimbări pentru perioada 1985–2011 (NDVI–BI)

Clasa de referință	Clasificare		Precizia utilizatorului (%)
	Schimbări	Fără schimbări	
Schimbări	81	27	75,00
Fără schimbări	26	46	63,88
Precizia producătorului (%)	75,70	63,01	
Precizia totală: 70,55 %			
Coeficientul <i>k</i> : 0,58			

Valorile mai mari pentru precizia utilizatorului (84%, respectiv 75%) și producătorului (72,20%, respectiv 75,70%) în cazul clasei *schimbări* arată că zonele în care poluarea a scăzut s-au putut distinge efectiv. Pentru clasa *fără schimbări* valorile preciziei utilizatorului (58,33%, respectiv 63,88%) și producătorului (71,18%, respectiv 63,01%) sunt mai mici. Precizia utilizatorului mai mică pentru această clasă arată că valoarea prag în aplicarea metodei CVA a fost prea mare, excluzând astfel anumite schimbări din analiză privind reducerea poluării. În prezentele cercetări a fost dificilă stabilirea unei

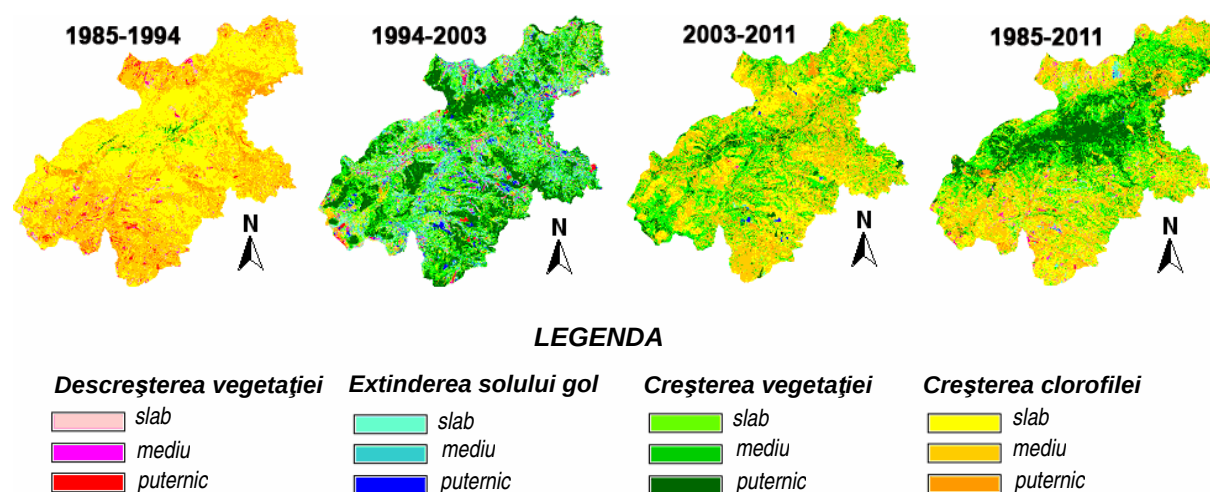


Fig. 2.2.4. Imagini obținute prin comparație încrucișată care redau mărimea și direcția schimbărilor pe baza componentelor TCG și TCB. În perioada 1985–2011 peisajul a început să-și recapete aspectul normal prin regenerarea pădurii și a covorului erbaceu, creșterea cantității de clorofilă și a vigorii vegetației (culorile verde și galben)

valori prag care să fie sensibilă la toate schimbările ecologice provocate de reducerea poluării terenurilor având în vedere complexitatea peisajului (păduri, terenuri din intravilan, terenuri agricole cu diferențe în practicile agricole). Erorile de comitere mai mari în cazul metodei CVA aplicată componentelor TCG–TCB (41,67%) comparativ cu metoda CVA aplicată indicilor NDVI–BI (36,12%) pentru clasa *fără schimbări*, se pot datora etichetării mai dificile a punctelor folosite la verificarea preciziei.

Rezultatele privind suprafața totală a schimbărilor pentru fiecare clasă, obținute prin compararea încrucișată a imaginilor care redau direcția și mărimea acestora, sunt prezentate în Figurile 2.2.4 și 2.2.5 și în Tabelele 2.2.5 și 2.2.6. Rezultatele obținute prin aplicarea metodei CVA componentelor TCG–TCB arată că în perioada 1985–1994 au apărut schimbări ale acoperirii terenului pe o suprafață mare (94,41%) (Fig. 2.2.4 și Tab. 2.2.5). Până în anul 1989 nu au avut loc schimbări importante ale acoperirii terenurilor ci numai după 1989, când schimbându-se regimul politic, autoritățile au adoptat măsuri de protecție și fabrica a trebuit să investească în această direcție (Blaj *et al.* 2009; Ianculescu *et al.* 2009). Aceste schimbări legate de acoperirea terenurilor au constat în revigorarea vegetației (păduri, pășuni și fânețe) ca urmare a reducerii noxelor poluante, în principiu, negru de fum. În perioadele 1994–2003 și

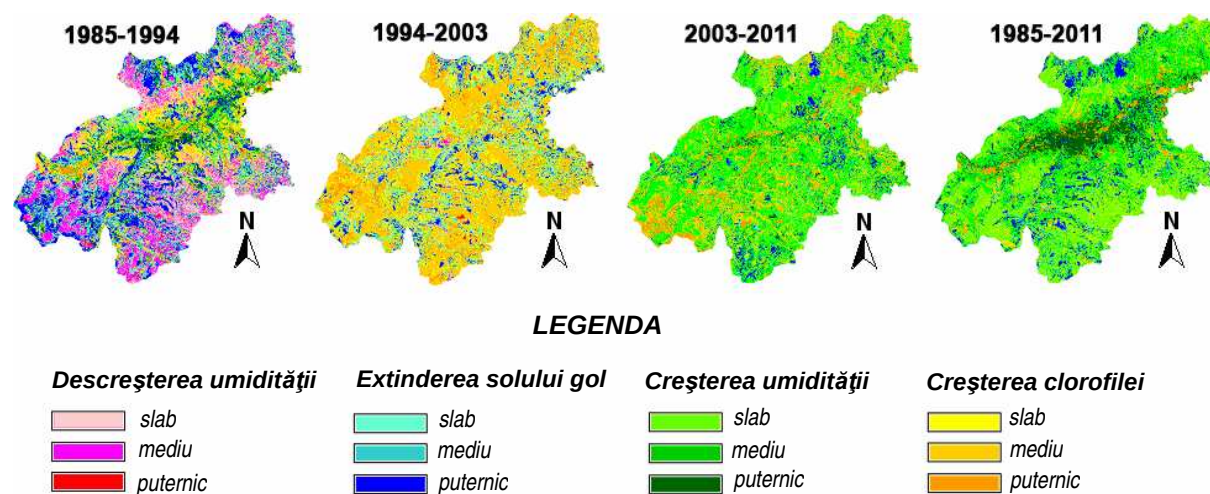


Fig. 2.2.5. Imagini obținute prin comparație încrucișată care redau mărimea și direcția schimbărilor pe baza indicilor NDVI și BI. Suprafețele cu teren gol, lipsit de vegetație (culoarea albastru) au scăzut considerabil în perioada 1985–2011. În anul 2011 puteau fi, totuși, identificate suprafețe izolate cu teren gol, cele mai mari în partea nordică a suprafeței analizate, datorită poluării solului cu metale grele

2003–2011 schimbările legate de acoperirea terenurilor au continuat în sensul revigorării vegetației. Suprafețele puternic contaminate sunt cele apropiate de fabrică iar cele cu intensitate medie de poluare sunt pe versanții coridorului Târnava Mare.

Tabelul 2.2.5. Rezultatele aplicării metodei CVA folosind componentele TCG și TCB pentru perioadele analizate

Clase ale schimbării	1985–1994			1994–2003			2003–2011			1985–2011		
	Suprafață	Procent	Procent	Suprafață	Procent	Procent	Suprafață	Procent	Procent	Suprafață	Procent	Procent
	(ha)	din peisaj	din categoriile	(ha)	din peisaj	din categoriile	(ha)	din peisaj	din categoriile	(ha)	din peisaj	din categoriile
Sector 1 (0°–90°)												
Slab	1109	1,72	41,29	2256	3,50	51,90	62	0,10	33,16	906	1,41	57,71
Mediu	654	1,02	24,35	1271	1,98	29,24	100	0,15	53,47	534	0,83	34,01
Puternic	923	1,44	34,36	820	1,28	18,86	25	0,04	13,37	130	0,20	8,28
Total	2686	4,18	100,00	4347	6,76	100,00	187	0,29	100,00	1570	2,44	100,00
Sector 2 (90°–180°)												
Slab	17	0,03	100,00	7211	11,23	49,70	90	0,14	34,62	460	0,72	70,23
Mediu	0	0,00	0,00	5478	8,53	37,75	58	0,09	22,31	154	0,24	23,51
Puternic	0	0,00	0,00	1821	2,83	12,55	112	0,17	43,07	41	0,06	6,26
Total	17	0,03	100,00	14510	22,59	100,00	260	0,40	100,00	655	1,02	100,00
Sector 3 (180°–270°)												
Slab	507	0,79	57,16	10377	16,15	25,02	2892	4,50	12,36	4079	6,35	13,40
Mediu	175	0,27	19,73	15923	24,78	38,40	16366	25,47	69,97	15716	24,46	51,63
Puternic	205	0,32	23,11	15170	23,61	36,58	4131	6,43	17,67	10644	16,56	34,97
Total	887	1,38	100,00	41470	64,54	100,00	23389	36,40	100,00	30438	47,37	100,00
Sector 4 (270°–360°)												
Slab	28977	45,10	47,77	2188	3,41	55,75	11672	18,18	28,88	10662	16,59	33,75
Mediu	21289	33,13	35,09	1178	1,83	30,01	26055	40,55	64,47	17849	27,78	56,51
Puternic	10396	16,18	17,14	559	0,87	14,24	2689	4,18	6,65	3077	4,78	9,74
Total	60662	94,41	100,00	3925	6,11	100,00	40416	62,91	100,00	31588	49,17	100,00
Total general	64252	100,00		64252	100,00		64252	100,00		64252	100,00	

Tabelul 2.2.6. Rezultatele aplicării metodei CVA folosind indicii NDVI și BI pentru perioadele analizate

Clase ale schimbării	1985–1994			1994–2003			2003–2011			1985–2011		
	Suprafață	Procent	Procent	Suprafață	Procent	Procent	Suprafață	Procent	Procent	Suprafață	Procent	Procent
	(ha)	din peisaj	din categoriile	(ha)	din peisaj	din categoriile	(ha)	din peisaj	din categoriile	(ha)	din peisaj	din categoriile
Sector 1 (0°–90°)												
Slab	11149	17,35	57,51	1654	2,57	83,54	5	0,01	41,67	–	–	–
Mediu	7797	12,14	40,22	188	0,29	9,49	1	0,00	8,33	–	–	–
Puternic	440	0,68	2,27	138	0,22	6,97	6	0,01	50,00	–	–	–
Total	19386	30,17	100,00	1980	3,08	100,00	12	0,02	100,00	–	–	–
Sector 2 (90°–180°)												
Slab	5084	7,91	22,05	6302	9,80	39,71	160	0,25	2,95	103	0,16	1,49
Mediu	7826	12,18	33,95	5349	8,33	33,71	2029	3,16	37,44	2398	3,73	34,62
Puternic	10144	15,79	44,00	4219	6,57	26,58	3230	5,03	59,61	4425	6,89	63,89
Total	23054	35,88	100,00	15870	24,70	100,00	5419	8,44	100,00	6926	10,78	100,00
Sector 3 (180°–270°)												
Slab	3218	5,00	30,97	3812	5,94	93,59	13497	21,00	30,61	17870	27,81	35,89
Mediu	3978	6,19	38,29	254	0,39	6,24	29055	45,22	65,88	25902	40,31	52,02
Puternic	3194	4,98	30,74	7	0,01	0,17	1546	2,41	3,51	6019	9,37	12,09
Total	10390	16,17	100,00	4073	6,34	100,00	44098	68,63	100,00	49791	77,49	100,00
Sector 4 (270°–360°)												
Slab	4279	6,66	37,46	10260	15,97	24,24	902	1,40	6,13	794	1,24	10,54
Mediu	4737	7,37	41,48	21867	34,03	51,66	8007	12,46	54,38	3528	5,49	46,82
Puternic	2406	3,75	21,06	10202	15,88	24,10	5814	9,05	39,49	3213	5,00	42,64
Total	11422	17,78	100,00	42329	65,88	100,00	14723	22,91	100,00	7535	11,73	100,00
Total general	64252	100,00		64252	100,00		64252	100,00		64252	100,00	

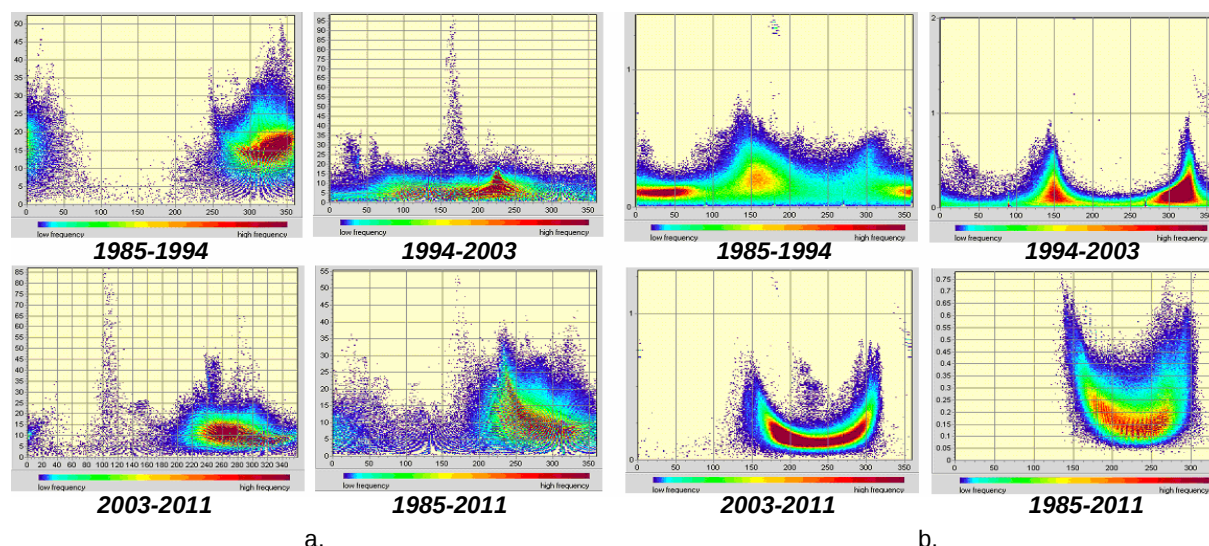


Fig. 2.2.6. Histograme bidimensionale care arată direcția schimbărilor versus mărimea schimbărilor pentru perioadele analizate (direcția este reprezentată pe abscisă iar mărimea pe ordonată):

a) cazul componentelor TCG-TCB care arată că cele mai multe schimbări au apărut în sectoarele 3 și 4; b) cazul indicilor NDVI-BI care evidențiază faptul că în sectoarele 2, 3 și 4 au apărut cele mai multe schimbări

Datele obținute, prezentate în Tabelul 2.2.5, corelate cu histogramele bidimensionale (Fig. 2.2.6a), arată direcția schimbărilor. În perioada 1985–1994 schimbările legate de acoperirea terenurilor au apărut în sectoarele 1 și 4. Frecvența ridicată a pixelilor din sectorul 4 indică o creștere a cantității de clorofilă. Perioada 1994–2003 se caracterizează prin faptul că schimbările legate de acoperirea terenurilor au avut loc în toate sectoarele, frecvența cea mai mare a pixelilor cu schimbări fiind întâlnită în sectorul 3 (64,54%), aceasta reprezentând o creștere a cantității de vegetației. Valoarea cea mai ridicată s-a întâlnit, totuși, în sectorul 2 ceea ce arată existența expansiunii solului lipsit de vegetație în anumite locații izolate (Fig. 2.2.4). Acestea au fost semnalate în cadrul terenurilor agricole (arabil, pășuni, fânețe) datorită unei poluări puternice a solului cu metale grele. În perioada 2003–2011 schimbările privind acoperirea terenurilor au fost evidențiate în sectoarele 3 și 4, acestea reprezentând 36,40%, respectiv 62,91%, din suprafața analizată (Tab. 2.2.5). La fel ca în perioada 1994–2003, o valoare mare s-a constatat în sectorul 2 ceea ce înseamnă existența unor locații izolate cu creșterea suprafețelor cu sol lipsit de vegetație (Fig. 2.2.4 și 2.2.6).

Pentru întreaga perioadă 1985–2011 schimbările cele mai mari s-au semnalat în sectoarele 3 și 4, acestea totalizând 96,87% din suprafața studiată. Concentrarea acestora în cele două sectoare arată creșterea vegetației și a cantității de clorofilă ca urmare a reducerii semnificative a poluării vegetației cu negru de fum. Totuși, schimbările cele mai mari, dar pe suprafață mică (1,02%), au fost semnalate în sectorul 2 ceea ce înseamnă existența unor suprafețe lipsite de vegetație, cu sol gol, datorită poluării cu metale grele a orizontului superior al solului (0–20 cm).

Folosirea indicilor NDVI-BI în analiza schimbărilor vectoriale a condus la rezultate similare celor în care s-au folosit componentele TCG-TCB. Astfel, în perioada 1985–1994 se constată că schimbările acoperirii terenurilor au avut loc în toate sectoarele, suprafața afectată fiind mai mare în sectoarele 1 (30,17%) și 2 (35,88%) (Tab. 2.2.6). În perioada 1994–2003 schimbările acoperirii terenului mai mari s-au întâlnit în sectorul 4 (65,88%) și în sectorul 2 (24,70%). Aceasta înseamnă atât creșterea cantității de clorofilă datorită reducerii poluării cu negru de fum a vegetației lemnoase și erbacee dar și expansiunea terenului fără vegetație provocată de existența poluării solului cu metale grele. Perioada 2003–2011 se caracterizează prin apariția schimbărilor acoperirii terenului în sectorul 3 pe o suprafață mare (68,63%) datorită creșterii umidității, aceasta reprezentând o revigorare a vegetației. În sectorul 1 schimbările au afectat numai 0,02% din suprafață. Caracteristic pentru perioadele 1985–1994, 1994–2003 și 2003–2011 este faptul că valori mari s-au întâlnit în sectoarele 2 și 4 ceea ce arată că schimbările evidente legate de acoperirea terenurilor au determinat expansiunea solului gol în anumite locații și creșterea cantității de clorofilă în zonele cu vegetație, în special pădure. Pentru întreaga perioadă 1985–2011 frecvența cea mai mare a pixelilor din histograma bidimensională este concentrată în sectorul 3 ceea ce înseamnă schimbări ale acoperirii terenurilor pe o suprafață mare (77,49%) (Tab. 2.2.6). Urmează sectorul 4 și apoi

2 cu schimbări ale acoperirii terenului pe 11,73%, respectiv 10,78% din total suprafață; în sectorul 1 nu au fost semnalate schimbări ale acoperirii terenurilor. Rezultatele obținute din histogrammele bidimensionale sunt în acord cu histogrammele fiecărei perioade. Acestea sunt clar evidențiate în histogrammele bidimensionale unde datele sunt concentrate în sectoarele 2, 3 și 4 (Fig. 2.2.6b).

Schimbările legate de acoperirea terenurilor pot fi identificate și prin interpretare vizuală. În acest sens, imaginile *TCG* și *NDVI* realizate pentru anii 1985, 1994, 2003 și 2011 sunt cele mai reprezentative. Urmărind componenta *TCG* pentru 1985 s-a evidențiat că schimbările puternice ale acoperirii terenurilor au fost localizate în jurul orașelor Copșa Mică și Mediaș și chiar mai la nord de Mediaș. Aceste schimbări ale acoperirii terenurilor au fost provocate de agenții poluanți care au condus la schimbarea culorii coronamentului vegetației prin depunerea pe aparatul foliar al acestora. În 1994 se observă că schimbările privind acoperirea terenurilor au cuprins aproape întreaga suprafață studiată dar intensitatea acestora este mai scăzută. Comparativ cu 2011, schimbările sunt evidente pe întreaga suprafață. Caracteristic zonei analizate este faptul că suprafețele foarte puternic poluate s-au întins aproximativ pe direcția est-sud vest. Orientarea culoarului râului Târnava Mare pe direcția est-vest, în corelație cu altitudinile mai mari care îl mărginesc, constituie un factor de constrângere și modelare a poluării în sens longitudinal.

Poluarea solului cu metale grele a condus la apariția terenurilor lipsite de vegetație sau cu vegetație foarte rară. Imaginile *NDVI* evidențiază suprafețele lipsite de vegetație dispuse în lungul culoarului râului Târnava Mare dar și pe cele de pe versanții din apropiere. Deși cele mai scăzute valori *NDVI* s-au întâlnit pe imaginea din 1994, prin interpretare vizuală se constată că suprafața lipsită de vegetație este mai mare pe imaginea din 1985. În imaginea din 2011, valorile minime *NDVI* s-au obținut numai în orașele Copșa Mică, Mediaș și în unele puncte izolate lipsite încă de vegetație. Suprafața cu sol descoperit, evidentă, este la nord de orașul Mediaș. În sudul culoarului Târnavei Mari suprafețele lipsite de vegetație sunt mult mai dese dar de mărime mai mică. În cazul terenurilor agricole, poluarea a afectat solul, producția agricolă fiind scăzută. Având în vedere fânețele și pășunile, în special cele de pe dealurile cu expoziție sudică, terenurile pe care se găsesc acestea sunt încă descoperite de vegetație datorită poluării cu metale grele.

În locațiile unde se constată o creștere a suprafețelor cu vegetație, aceasta se datorează măsurilor de protecție a mediului și a lucrărilor de reconstrucție ecologică efectuate în suprafețele intens poluate de lângă Copșa Mică. Reconstrucția ecologică prin reîmpădurire din perioada 1988–2008 s-a realizat de Ocolul Silvic Mediaș și a avut în vedere 644 ha (Fig. 2.2.7), din care 470 ha în fondul forestier și 174 ha în afara fondului forestier (Blaj *et al.* 2009). De asemenea, în vederea evitării eroziunii de suprafață și de adâncime, pe lângă reîmpăduriri s-au realizat terasări și cleionaje.

Considerând suprafața afectată de schimbările acoperirii terenurilor în sens pozitiv pe cea din sectoarele 3 și 4, conform acestor cercetări, în cazul metodei CVA aplicată componentelor *TCG*–*TCB*, se poate concluziona că pe 96,54% din suprafața studiată în perioada 1985–2011 au apărut schimbări ale acoperirii terenurilor care indică în mod indirect reducerea poluării cu negru de fum. Restul de suprafață (3,46%) este afectată de descreșterea vegetației (2,44%) și creșterea suprafeței terenurilor goale, lipsite de vegetație (1,02%). În cazul metodei CVA aplicată indicilor *NDVI*–*BI*, suprafața afectată de schimbările



Fig. 2.2.7. Reconstrucția ecologică la Copșa Mică:

a) versant în spatele SC Sometra SA cu vegetație în curs de instalare; b) versant aflat pe coridorul Târnava Mare împădurit integral

privind acoperirea terenurilor, care arată indirect reducerea poluării cu negru de fum, este de 89,22% iar 10,78% din suprafața studiată ar fi afectată de expansiunea terenului lipsit de vegetație datorită poluării încă a solului cu metale grele.

Rezultatele obținute prin aplicarea metodei CVA folosind cele două componente și cei doi indici sunt în concordanță cu cele reliefate de alte studii care nu s-au bazat pe date satelitare. Ianculescu *et al.* (2009) au arătat că în anul 2001 suprafața poluată era de numai 20% din suprafața poluată în 1986. Lăcătușu și Lăcătușu (2010) arată că dinamica poluării vegetației forestiere în 22 de ani (1986–2008) prezintă o reducere foarte semnificativă, în timp ce suprafețele cu soluri contaminate rămân totuși constante, chiar cu o ușoară creștere a trendului. Așadar, suprafața de pădure contaminată a scăzut continuu în ultimii ani astfel că suprafața cu pădure degradată în 2008 reprezenta numai 2% din suprafața degradată inițial (Lăcătușu și Lăcătușu 2010). În analiza depoluării pădurilor s-a avut în vedere faptul că arborii afectați de poluare au avut frunzișul decolorat, plin cu negru de fum, parte din ei fiind uscați. Acest tip de poluare s-a redus considerabil, frunzișul căpătând culoarea normală. Poluarea solului cu metale grele determină ca parte din arbori să mai fie încă vătămați fără a putea fi sesizați pe imaginile satelitare *Landsat TM*. De asemenea, existența poluării solului în continuare conduce la menținerea multor suprafețe de teren goale, lipsite de vegetație.

2.2.4. Concluzii

În aceste cercetări s-a folosit metoda CVA aplicată componentelor *TCG–TCB* și indicilor *NDVI–BI* pentru obținerea hărților direcției și mărimii schimbărilor. Metoda este complet automată iar folosirea în cercetări a componentelor *TCG* și *TCB* s-a bazat pe toate benzile seriei temporale de imagini *Landsat TM* (exclus banda termală). Utilizarea componentelor *TCG* și *TCB* a redus dimensionalitatea datelor și a permis evidențierea restrângerii suprafețelor poluate, în special a celei cu negru de fum. Metoda CVA aplicată indicilor *NDVI* și *BI* s-a bazat pe benzile 1, 3, 4 și 5 care au evidențiat starea de sănătate a vegetației și existența solurilor descoperite datorită persistării poluării cu metale grele.

Corelația încrucișată a imaginilor care redau direcția și mărimea schimbărilor permite obținerea de hărți ușor interpretabile privind monitorizarea schimbărilor acoperirii terenurilor provocate de negrul de fum și metalele grele fără a necesita eșantioane pentru culegerea semnăturilor spectrale. Pentru interpretarea corectă a imaginilor obținute după aplicarea metodei CVA este necesară existența unor informații din zona studiată înainte de prelucrare. Metoda nu permite obținerea de informații „de la – până la” ca în cazul metodei comparației postclasificare. Totuși, metoda CVA oferă informații calitative legate de direcția în care evoluează starea de sănătate a vegetației și intensitatea schimbărilor. Metoda este, de asemenea, subiectul unor rezultate variabile bazate pe abilitatea analistului de a seta o valoare prag sigură. Stabilirea valorii prag poate constitui o sursă de erori la identificarea schimbărilor legate de acoperirea terenurilor provocate de poluarea cu negru de fum și metale grele.

Rezultatele obținute după aplicarea metodei CVA în aceste cercetări, folosind componentele *TCG–TCB* și indicii *NDVI–BI*, arată că în zona Copșa Mică, pentru perioada 1985–2011, au avut loc schimbări considerabile legate de acoperirea terenurilor determinate, în special, de reducerea poluării cu negru de fum. Aceste schimbări sunt în sens pozitiv și constau, în principal, în revigorarea vegetației, în special a pădurilor din zonă, ca urmare a reducerii considerabile a agenților poluanți. În ceea ce privește schimbările la nivelul solului, s-a constatat prin aplicarea metodei CVA atât componentelor *TCG–TCB* cât și indicilor *NDVI–BI*, existența în continuare a suprafețelor cu sol descoperit, lipsit de vegetație, care nu permite instalarea vegetației din cauza concentrației ridicate de metale grele din sol.

2.3. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor folosind metoda comparației postclasificare

2.3.1. Introducere

În România, după anul 1989 au avut loc o serie de schimbări, atât în sens pozitiv cât și negativ. Creșterea populației și, în special, extinderea zonelor locuite, a celor comerciale și industriale către

marginea oraşului Braşov şi a altor oraşe şi localităţi este una dintre schimbările în sens pozitiv care arată un semn de vitalitate economică. De cealaltă parte, această extindere dacă nu este controlată şi monitorizată poate conduce la apariţia unor efecte negative asupra ecosistemelor, la degradarea calităţii apelor şi aerului, poluare sonoră, aglomeraţii urbane etc. Culegerea de informaţii referitoare la schimbările privind acoperirea terenurilor este esenţială pentru o mai bună înţelegere a relaţiilor şi interacţiunilor dintre oameni şi mediul natural (Fichera *et al.* 2012).

Deşi în România nu se poate vorbi de zone metropolitane asemănătoare ţărilor dezvoltate totuşi, astfel de zone au început să se definească în jurul marilor oraşe cum este şi cazul Braşovului. Toate schimbările şi eventualele efecte negative necesită luarea în considerare a acestora de către organele locale şi regionale care administrează terenurile şi presupune adoptarea unor politici în vederea luării de decizii corecte pentru a evita impactul negativ al dezvoltării (Yuan *et al.* 2005). În acest sens, adoptarea unor decizii necesită existenţa unor informaţii geospaţiale aduse la zi privind utilizarea/acoperirea terenurilor. Dintre acestea un rol important îl au imaginile satelitare care constituie surse valoroase de date pentru monitorizarea schimbărilor din zonele studiate. În acest sens, multe studii au arătat că imaginile satelitare preluate la anumite intervale de timp pot constitui surse de date geospaţiale care asigură precizie în privinţa studierii schimbărilor legate de utilizarea/acoperirea terenurilor în zonele metropolitane (Alberti *et al.* 2004; Goetz *et al.* 2004). De asemenea, numeroase cercetări au demonstrat valoarea imaginilor multitemporale pentru clasificarea acoperirii terenurilor din astfel de zone (Lunetta şi Balogh 1999; Oettera *et al.* 2000; Yuan *et al.* 2005).

În aceste cercetări s-a folosit o serie temporală de imagini *Landsat* preluate în anii 1987, 2000 şi 2009 în vederea identificării, evaluării şi monitorizării schimbărilor legate de utilizarea/acoperirea terenurilor în zona metropolitană Braşov. Obiectivele acestor cercetări au fost: (1) clasificarea conţinutului imaginilor satelitare şi cartografierea schimbărilor pentru perioada 1987–2009 prin metoda comparaţiei postclasificare (PCC); (2) evaluarea preciziei clasificărilor şi a schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor; (3) identificarea şi analiza schimbărilor pe clase de utilizare/acoperire a terenurilor.

2.3.2. Zona luată în studiu

Zona luată în studiu este încadrată între $25^{\circ}17'59''$ şi $25^{\circ}59'30''$ longitudine estică şi $45^{\circ}26'32''$ şi $45^{\circ}51'54''$ latitudine nordică (Fig. 2.3.1). În cadrul acesteia se întâlnesc următoarele clase de utilizare/acoperire a terenurilor: intravilan, păşuni, fâneţe, păduri, agricol, ape, terenuri necultivate şi terenuri descoperite de vegetaţie. Altitudinea zonei luate în studiu variază de la 530 m în cazul terenurilor plane până la 1799 m în cazul Vârfului Postăvaru. Temperatura medie anuală este de $7,8^{\circ}\text{C}$ iar umiditatea aerului are valori medii anuale de 75%. Precipitaţiile atmosferice sunt de 600–700 mm/an. Vântul la sol are direcţii predominante dinspre vest şi nord-vest şi viteze medii cuprinse între 1,5 şi 3,2 m/s. Durata medie anuală a stratului de zăpadă creşte o dată cu altitudinea: 55,2 zile la Bod,

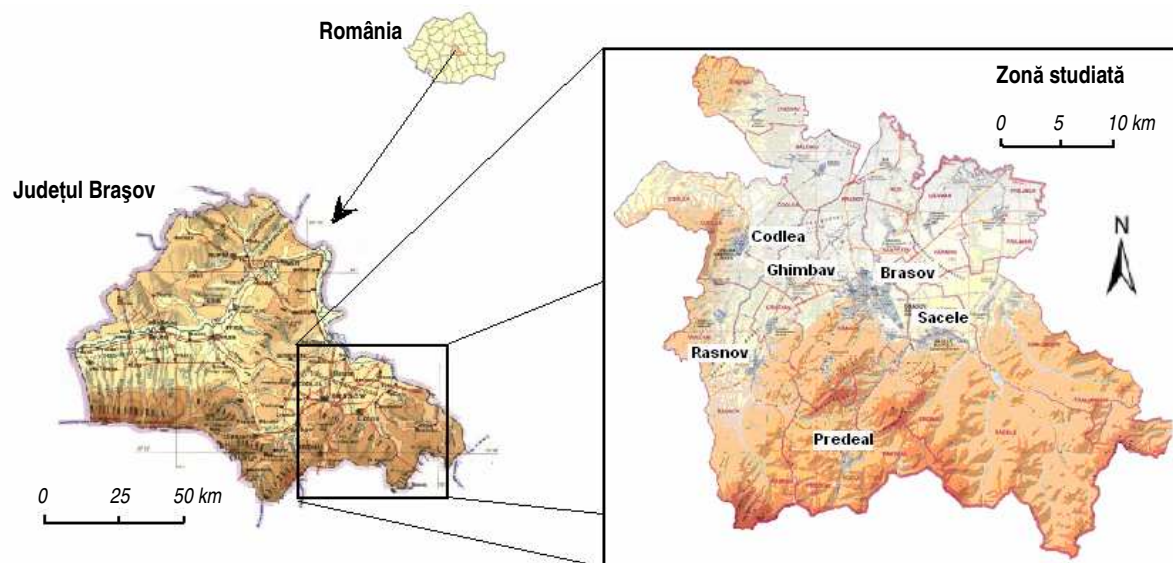


Fig. 2.3.1. Zona luată în studiu

70,8 zile la Braşov, 118 zile la Predeal şi peste 210 zile pe culmile montane înalte. Arealul metropolitan Braşov include 15 unităţi administrativ teritoriale urbane şi rurale ce reunesec un număr de 410116 locuitori şi se întinde pe o suprafaţă de 141229 ha.

2.3.3. Materiale

2.3.3.1. Imagini Landsat

În cercetări au fost folosite două cadre decupate din imagini *Landsat 5 TM* preluate pe 14.09.1987 şi 24.07.2009 şi un cadru decupat din imaginea *Landsat 7 ETM+* preluată pe 5.06.2000. Imaginile au fost descărcate gratuit de pe site-ul <http://glovis.usgs.gov> şi fac parte din orbita 183, rândul 28. Rezoluţia spaţială a benzilor din multispectral (exclus banda 6) este de 30 m iar rezoluţia radiometrică de 8 biţi. Toate imaginile au fost georeferenţiate în sistemul de proiecţie *UTM*, zona 35 N, datum *WGS 84*, folosind 20 de reperi terestri uniform răspândiţi şi metoda de resampling „*vecinul cel mai apropiat*”. Erorile medii pătratice au fost sub 0,25 pixeli (7,5 m) pentru fiecare din cele trei imagini.

2.3.3.2. Date de referinţă

Datele de referinţă pentru imaginea din 1987 au constat din fotograme alb-negru preluate la scara aproximativă 1 : 12000 – 1 : 15000 aflate în arhiva Universităţii *Transilvania* din Braşov. Analiza lor s-a realizat pe modelul stereoscopic. Numărul de poligoane formate pentru culegerea semnăturilor spectrale şi pentru evaluarea preciziei clasificării conţinutului imaginilor satelitare a fost de 949 care cuprind 1,65% din totalul pixelilor. Dintre acestea, 66% au fost folosite la culegerea semnăturilor spectrale iar 34% pentru evaluarea preciziei clasificării.

Datele de referinţă în cazul imaginii din 2000 au provenit din două surse. Prima sursă a constituit-o fotogramele alb-negru preluate în anul 1999, la scara aproximativă 1 : 14000. Cea de-a doua sursă a constituit-o ridicările topografice şi cadastrale realizate în perioada 1999–2002. Datele de referinţă cuprind 820 de poligoane pentru culegerea semnăturilor spectrale şi pentru evaluarea preciziei clasificării, reprezentând 1,70% din totalul pixelilor; dintre acestea, 61% au au fost folosite la culegerea semnăturilor spectrale iar 39% pentru evaluarea preciziei.

Datele de referinţă pentru imaginea din 2009 provin, de asemenea, din mai multe surse. În principal, au fost folosite ridicările topografice realizate pe cale terestră în perioada 2008–2009 şi date cadastrale referitoare la terenuri. Alături de acestea, s-au mai utilizat ortofotoplanurile la scara 1 : 5000 întocmite în perioada 2003–2005. Pentru oraşul Braşov şi împrejurimi s-au mai utilizat, de asemenea, ortofotoplanurile la scara 1 : 1000 întocmite de Agenţia Naţională de Cadastru şi Publicitate Imobiliară în anul 2009 şi o imagine satelitară *Ikonos 2* preluată în anul 2005. Numărul poligoanelor folosite pentru culegerea semnăturilor spectrale şi pentru evaluarea preciziei clasificării a fost de 865 cuprinzând 1,83% din totalul pixelilor. Dintre aceste poligoane, 63% au fost folosite pentru culegerea semnăturilor spectrale iar 37% pentru evaluarea preciziei.

Alte date de referinţă folosite au fost: planurile cadastrale la scara 1 : 5000 întocmite de Institutul de Geodezie, Fotogrammetrie, Cartografie şi Organizarea Teritoriului, planurile urbanistice generale ale localităţilor, bazele de date *GIS* pentru păduri (parcele, subparcele, drumuri), hărţi amenajistice din perioada 1987–2009.

2.3.4. Metode

2.3.4.1. Preprocesarea imaginilor şi a datelor de referinţă

După decuparea imaginilor pe conturul zonei metropolitane Braşov, acestea au fost calibrate pentru a se asigura că schimbările identificate sunt cele adevărate legate de utilizarea/acoperirea terenurilor, altele decât schimbările datorate factorilor care nu au legătură cu suprafaţa terestră (Wulder şi Franklin 2007). De asemenea, s-au realizat îmbunătăţiri automate ale imaginilor şi ajustări de contrast. Toate datele de referinţă au fost georeferenţiate din sistemul de proiecţie *Stereografic 1970* în sistemul *UTM*. Georeferenţierea acestora s-a realizat diferenţiat, în funcţie de tipul datelor de referinţă,

raster sau vector, pe baza celor 20 de puncte folosite și la georeferențierea imaginilor satelitare. Erorile medii pătratice au fost sub 0,25 pixeli iar metoda de resampling aleasă a fost „vecinul cel mai apropiat”.

2.3.4.2. Clasificarea conținutului imaginilor satelitare

Inițial, au fost realizate clasificări nesupervizate în 15 clase, folosind algoritmul *ISODATA*, iar pe baza rezultatelor obținute s-a stabilit modul de grupare al pixelilor, respectiv al claselor, din imagini. Clasele cu comportament spectral asemănător, cum sunt pășunile și fânețele, au fost reunite în clasa pășuni. Pădurile alcătuite din arborete de rășinoase, foioase și pădurile de amestec precum și arbuștii și livezile au fost grupate în clasa pădure. Terenurile cultivate cu cartofi, porumb, grâu, ovăz etc. au fost grupate în terenuri agricole cultivate. Pe baza acestor modalități de grupare a fost stabilită schema de clasificare care s-a folosit la realizarea clasificării supervizate (Tab. 2.3.1). Imaginile au fost clasificate individual folosind toate benzile (exceptând banda termală) prin metoda *clasificării supervizate*, algoritmul *probabilității maxime*. Acest algoritm a fost ales deoarece pixelii sunt atribuiți clasei cu cea mai mare probabilitate, aceste probabilități sunt egale pentru toate clasele și toate benzile de intrare au o distribuție normală. Clasificarea s-a realizat în șapte clase de utilizare/acoperire a terenurilor corespunzător schemei de clasificare luând în considerare rezultatele clasificării nesupervizate.

Tabelul 2.3.1. Schema de clasificare a utilizării/acoperirii terenurilor

Clasele utilizării/acoperirii terenurilor	Descriere
Teren construit	Zone rezidențiale, industriale și comerciale, căi de transport și comunicație, parcuri, terenuri urbane mixte
Pădure	Păduri de rășinoase, de foioase, de amestec, arbuști, livezi
Teren agricol cultivat	Suprafețe cultivate cu cartofi, porumb, grâu, ovăz
Teren agricol necultivat	Arabil necultivat
Pășuni	Terenuri cu vegetație slabă folosite pentru pășunat, suprafețe cu iarbă care de cosește
Teren descoperit	Suprafețe lipsite complet de vegetație, cariere de piatră, stâncării
Apă	Râuri, lacuri de acumulare, lacuri naturale

Delimitarea efectivă a eşantioanelor pentru culegerea semnăturilor spectrale s-a realizat diferit, pentru fiecare imagine, în funcție de disponibilitatea datelor de referință. Având în vedere că procentul suprafeței acoperite de pădure din zona studiată este de aproximativ 44%, constituirea eşantioanelor pentru culegerea semnăturilor spectrale s-a realizat pe baza evidenței arboretelor din amenajamentele silvice. În principiu, eşantioanele din cadrul pădurii au fost considerate arboretele cu suprafețe cuprinse între 0,5 ha și 5 ha. Considerentul alegerii unor astfel de eşantioane a fost simplu, având în vedere că un arboret este constituit pe criterii silviculturale care asigură omogenitatea acestuia. Pentru imaginea din 1987 s-au luat în considerare arboretele existente în amenajamentul silvic și hărțile amenajistice la data respectivă. Efectiv, au fost folosite planurile topografice de bază la scara 1 : 5000 care conțin limitele arboretelor după ce au fost convertite în format digital și georeferențiate în sistemul de proiecție *UTM*. Metodologia a fost aceeași și pentru imaginile din 2000 și 2009, cu precizarea că s-au folosit bazele de date *GIS* realizate după 1989, care s-au georeferențiat în sistemul de proiecție *UTM*.

În cazul celorlalte clase de utilizare/acoperire a terenurilor, pentru imaginea din 1987, eşantioanele au fost realizate prin vectorizare. Pentru imaginea din 2000 eşantioanele s-au realizat tot prin vectorizare dar și pe baza poliliniilor disponibile obținute în urma ridicărilor topografice la data respectivă. În cazul imaginii din 2009 toate eşantioanele au fost realizate pe baza poliliniilor obținute în urma măsurătorilor terestre. Pentru fiecare clasă s-au cules semnăturile spectrale din eşantioanele realizate, au fost verificate și apoi unite și etichetate cu numele clasei respective. Verificarea a avut în vedere fiecare eşantion și s-a realizat prin studierea curbei spectrale. Etichetarea fiecărei clase de utilizare/acoperire a terenurilor s-a realizat după interpretarea datelor de referință în cazul imaginilor din 1987 și 2000 și prin deplasări în teren în cazul imaginii din 2009. În final, fiecare imagine clasificată a fost filtrată cu un filtru majoritar 3x3 pentru a recoda pixelii izolați clasificați diferențiat față de

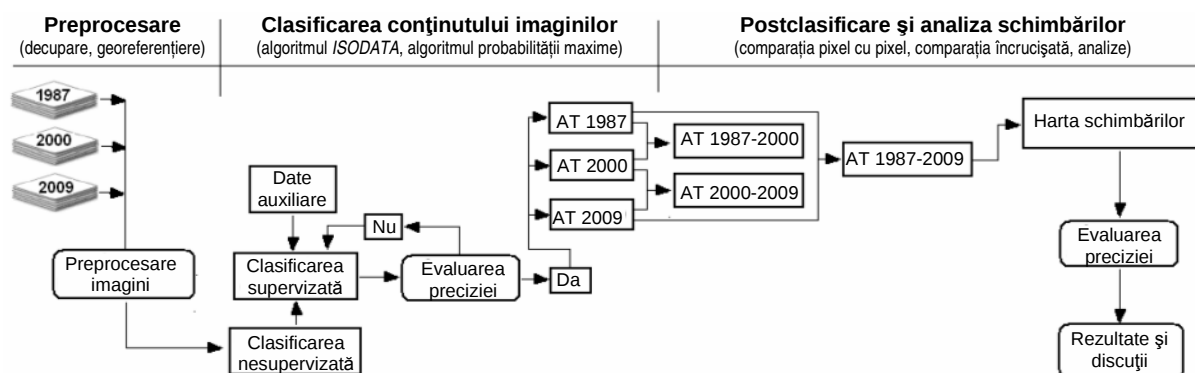


Fig. 2.3.2. Fluxul cercetărilor

majoritatea claselor din fereastră. Fluxul cercetărilor este prezentat în Figura 2.3.2 în care prin AT s-a prescurtat acoperirea terenurilor.

2.3.4.3. Evaluarea preciziei clasificării

Procentul de eşantioane ales pentru evaluarea preciziei clasificării conținutului imaginilor satelitare din totalul de eşantioane, pentru fiecare imagine, a fost stabilit în așa fel încât din fiecare clasă de utilizare/acoperire a terenurilor să fie în număr de 50 (Congalton și Green 2009). Numai în cazul terenului descoperit, fără vegetație, numărul acestora a fost de 20 motivat de suprafața mică ocupată de această clasă din zona studiată. Evaluarea s-a făcut prin generarea matricei erorilor, prin *comparația încrucișată* a imaginilor clasificate versus datele de referință. Pe baza matricei erorilor au rezultat indicatorii precizia totală, preciziile utilizatorului și producătorului și coeficientul k .

2.3.4.4. Identificarea schimbărilor

Identificarea schimbărilor s-a realizat folosind *metoda comparației postclasificare* aplicată după clasificarea individuală a conținutului imaginilor satelitare. Au fost obținute trei imagini care conțin schimbările legate de utilizarea/acoperirea terenurilor pentru perioadele 1987–2000, 2000–2009 și întreaga perioadă 1987–2009. Fiecare hartă a schimbărilor conține 49 de combinații de informații „de la – până la” obținute din cele 7 clase de utilizare/acoperire a terenurilor.

2.3.4.5. Evaluarea preciziei identificării schimbărilor

Metoda cea mai simplă de evaluare a preciziei hărților care redau schimbările este înmulțirea preciziilor imaginilor clasificate individual (Yuan *et al.* 1998). O altă metodă, mult mai riguroasă, este eşantionarea întâmplătoare a suprafeței clasificate în suprafețe cu schimbări și fără schimbări și stabilirea corectitudinii clasificării imaginii (Fuller *et al.* 2003). În cercetările realizate, pentru evaluarea preciziei hărților cu schimbări din perioada 1987–2009, a fost aleasă această metodă. Mărimea eşantioanelor a fost stabilită folosind următoarea relație:

$$N = Z^2 \cdot P \cdot \frac{(1 - P)}{E^2} \quad (2.3.1)$$

în care Z este 1,96 pentru 95% interval de încredere, P este precizia așteptată și E este eroarea admisă. În cazul de față, pentru o precizie de 50%, 95% interval de încredere și 5% eroare admisă, au fost selectate întâmplător eşantioane cu 384 pixeli pentru fiecare clasă, valoare întâlnită și în alte lucrări de specialitate (Yuan *et al.* 2005). Numărul de eşantioane folosite au fost de 125, valoare stabilită după ce au fost excluse eşantioanele care prezentau pixeli amestecați aflați la marginea acestora. Din cele 125 de eşantioane, 60 au fost eşantioane care cuprind suprafețe cu schimbări iar 65 eşantioane cu suprafețe fără schimbări. Datele de referință cu care s-a realizat comparația au fost prezentate mai înainte.

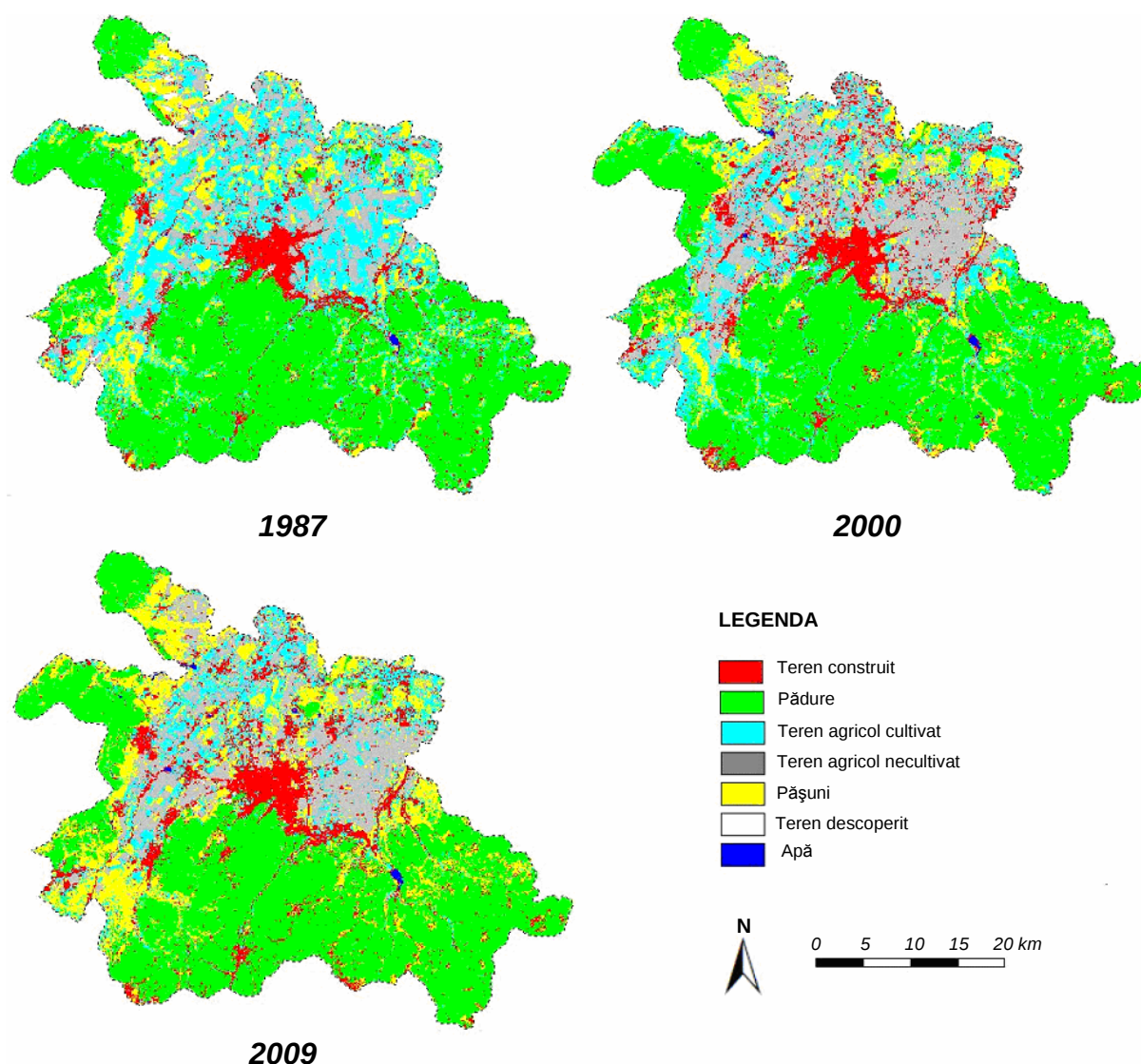


Fig. 2.3.3. Imaginile obținute în urma clasificării conținutului scenelor Landsat

2.3.5. Rezultate și discuții

2.3.5.1. Clasificarea și evaluarea preciziei acesteia

Rezultatele clasificării individuale a imaginilor din 1987, 2000 și 2009 sunt prezentate în Figura 2.3.3 iar preciziile obținute sunt redată în Tabelul 2.3.2. Acestea arată că precizia totală pentru cele trei imagini clasificate sunt peste nivelul minim acceptabil de precizie (85%) (Congalton și Green 2009) putând fi astfel folosite eficient la analize privind schimbările legate de utilizarea/acoperirea terenurilor.

Tabelul 2.3.2. Prezentarea preciziilor obținute în urma clasificării imaginilor Landsat din anii 1987, 2000 și 2009

Denumirea clasei	1987		2000		2009	
	Precizia producătorului	Precizia utilizatorului	Precizia producătorului	Precizia utilizatorului	Precizia producătorului	Precizia utilizatorului
Teren construit	81,69	96,67	87,50	93,33	84,06	96,67
Pădure	88,89	93,33	96,67	96,67	96,67	96,67
Teren agricol cultivat	92,73	85,00	88,52	90,00	87,69	95,00
Teren agricol necultivat	86,44	85,00	84,38	90,00	94,64	88,33
Pășuni	85,94	91,67	85,48	88,33	93,22	91,67
Teren descoperit	91,07	85,00	96,30	86,67	95,08	96,67
Apă	96,15	83,33	96,36	88,33	98,00	81,67
Precizia totală	88,57%		90,48%		92,38%	

Preciziile totale pentru imaginile din 1987, 2000 și 2009 au fost 88,57%, 90,48% și 92,38%; valorile coeficientului k , în aceeași ordine, au fost 0,87, 0,89 și 0,91 (Tab. 2.3.3). Preciziile utilizatorului și producătorului ale claselor individuale se găsesc în intervalul 0,79–0,96. Valoarea cea mai mică o prezintă apa 0,79 (2009), respectiv 0,81 (1987). Valorile cele mai ridicate se întâlnesc la terenul construit (1987 și 2009), pădure (2000 și 2009) și teren descoperit (2009).

Tabelul 2.3.3. Coeficientul k pentru fiecare clasă și imagine

Denumirea clasei	Coeficient k		
	1987	2000	2009
Teren construit	0,96	0,92	0,96
Pădure	0,92	0,96	0,96
Teren agricol cultivat	0,83	0,88	0,94
Teren agricol necultivat	0,83	0,88	0,87
Pășuni	0,90	0,86	0,90
Teren descoperit	0,83	0,85	0,96
Apă	0,81	0,87	0,79
Coeficientul k total	0,87	0,89	0,91

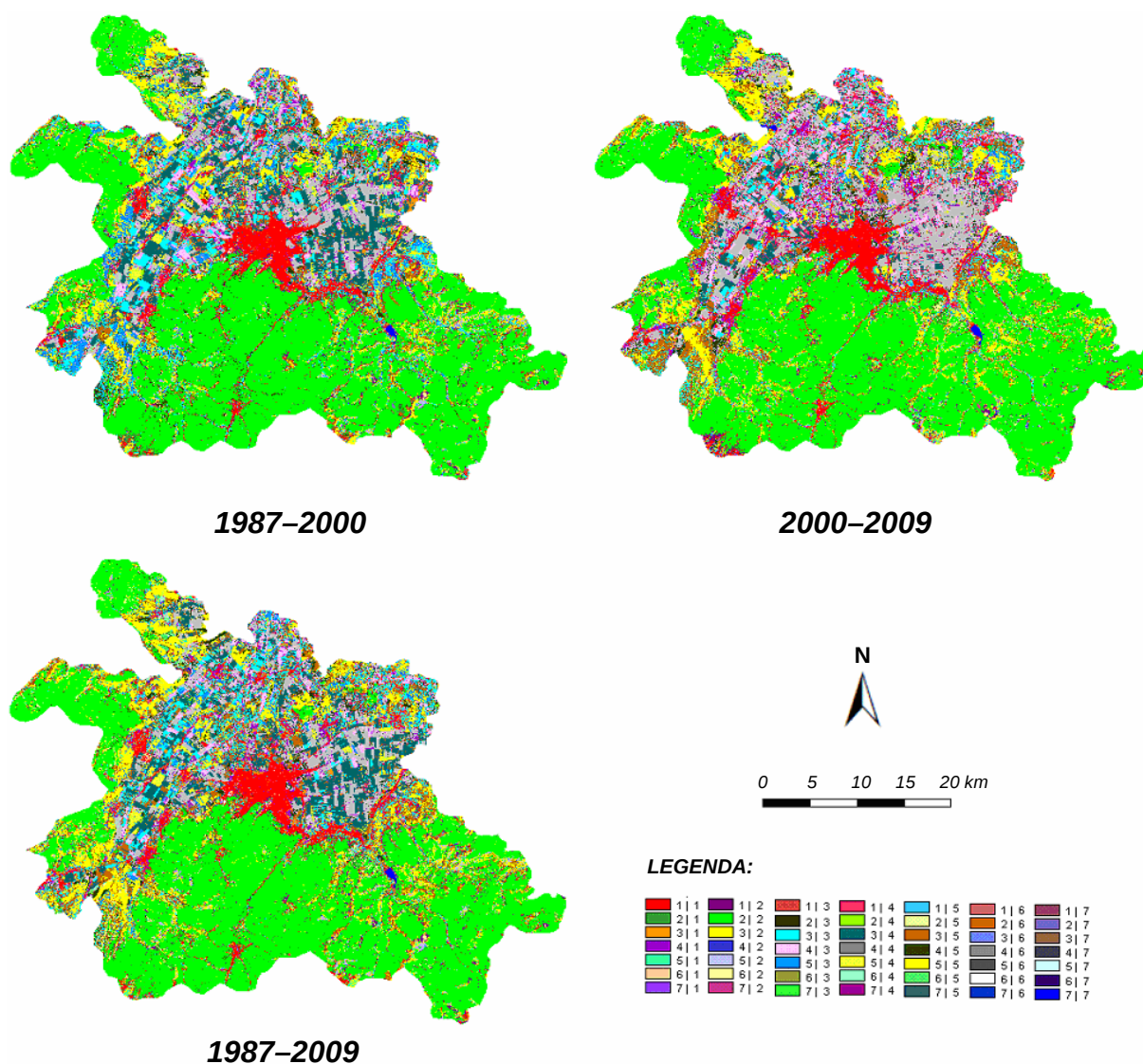


Fig. 2.3.4. Hărțile schimbărilor „de la – până la” obținute prin metoda PCC:

1-teren construit; 2-pădure; 3-teren agricol cultivat; 4-teren agricol necultivat; 5-pășuni; 6-teren descoperit; 7-apă

2.3.5.2. Hărțile schimbărilor și evaluarea preciziei acestora

Hărțile schimbărilor au fost obținute după aplicarea metodei comparației postclasificare pentru cele trei perioade 1987–2000, 2000–2009 și 1987–2009 (Fig. 2.3.4). Fiecare dintre acestea evidențiază trecerea dintr-o clasă de utilizare/acoperire a terenurilor în alta pe parcursul celor trei perioade de timp analizate.

Pentru perioada 1987–2009 harta schimbărilor a fost transformată în harta schimbărilor pe clase de utilizare/acoperire a terenurilor (Fig. 2.3.5) și harta suprafețelor cu schimbări/fără schimbări (change/no change) (Fig. 2.3.6). Acestea asigură o imagine de ansamblu a schimbărilor care au avut loc în perioada 1987–2009 în zona metropolitană Brașov.

Într-o primă abordare, preciziile totale ale hărților cu schimbări s-au calculat prin înmulțirea preciziilor clasificărilor individuale pentru cele trei perioade obținându-se următoarele valori: 80,13% (1987–2000), 83,58% (2000–2009) și 81,82% (1987–2009). În cea de-a doua abordare, pentru determinarea preciziei hărților cu schimbări, s-a urmat modalitatea propusă în literatura de specialitate în care matricea erorilor folosită în clasificarea unei imagini preluate la o anumită dată este modificată intenționat (Congalton și Macleod 1994). Această nouă matrice are aceleași caracteristici ca și matricea erorilor pentru o imagine clasificată la o anumită dată, cu deosebirea că evaluarea erorilor în privința schimbărilor se realizează între două perioade de timp și nu ca în situația unei simple clasificări. În cazul acestor cercetări, matricea clasificării individuale are dimensiunea 7x7 în timp ce matricea schimbărilor este 49x49 și cuprinde schimbările dintre două imagini clasificate la momente diferite. Mai mult, matricea identificării schimbărilor a fost simplificată în matricea erorilor schimbărilor/fără schimbări (Congalton și Green 2009). Matricea erorilor a fost realizată pentru perioada 1987–2009 (Tab. 2.3.4).

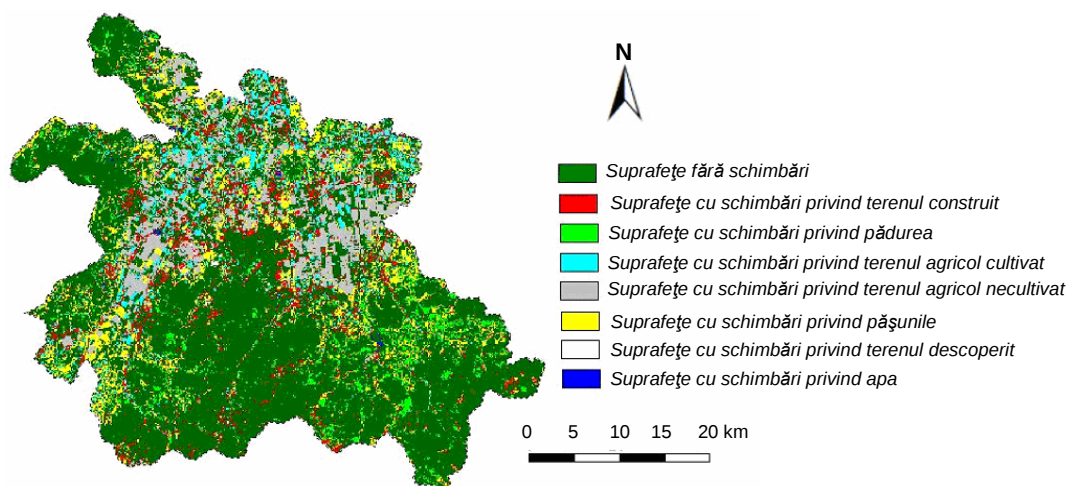


Fig. 2.3.5. Harta schimbărilor pe clase de utilizare/acoperire a terenurilor

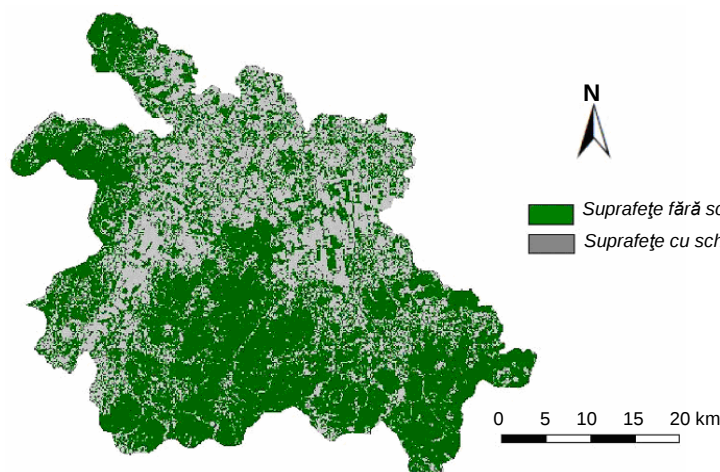


Fig. 2.3.6. Harta suprafețelor cu schimbări/fără schimbări

Tabelul 2.3.4. Matricea erorilor pentru harta schimbărilor/fără schimbări în perioada 1987–2009

Clasa de referință	Clasificare		Precizia utilizatorului (%)
	Schimbări	Fără schimbări	
Schimbări	41	9	82,00
Fără schimbări	19	56	74,66
Precizia producătorului (%)	68,33	86,15	
Precizia totală: 77,60%			
Coeficientul k : 0,5484			

Precizia totală a identificării schimbărilor a fost de 77,60%, cu coeficientul k egal cu 0,5484. Din 22,40% erori de identificare a schimbărilor, 15,2% au fost erori de comitere și 7,2% au fost erori de omitere.

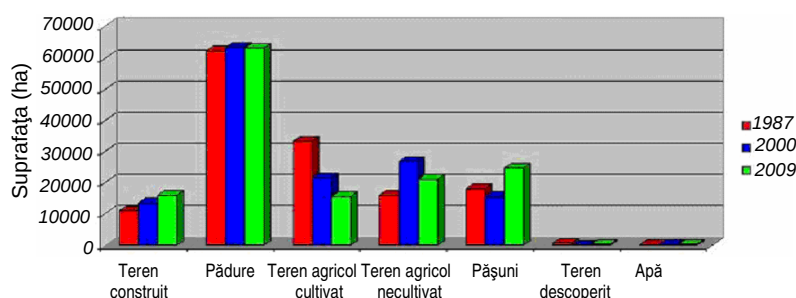
2.3.5.3. Evidențierea și analiza schimbărilor

Situația schimbărilor apărute în perioadele analizate este prezentată în Tabelul 2.3.5 și în Figura 2.3.7. Din anul 1987 până în anul 2009 clasa cea mai puțin afectată de schimbări a fost pădurea, suprafața acesteia crescând cu 768 ha (1,23%). Această creștere reprezintă mai puțin împădurirea de noi suprafețe și mai mult este rezultatul extinderii spontane a vegetației la liziera pădurii și creșterea de tufișuri în terenurile necultivate. Suprafața terenului construit a crescut cu 4993 ha (45,71%) datorită extinderii terenurilor intravilane, construirii de noi șosele, parări, centre industriale și comerciale. Procentul ridicat nu se datorează în totalitate acestor extinderi ci și erorilor de comitere și omitere apărute la clasificare care au condus ca parte din suprafețele acoperite cu ape să fie incluse în clasa terenului construit.

Tabelul 2.3.5. Situația suprafețelor după clasificarea imaginilor Landsat din anii 1987, 2000 și 2009

Denumirea clasei	1987		2000		2009		Schimbări relative, 1987–2009 (%)
	ha	%	ha	%	ha	%	
Teren construit	10924	7,73	13565	9,60	15917	11,27	45,71
Pădure	62287	44,10	63210	44,76	63055	44,65	1,23
Teren agricol cultivat	33306	23,59	21731	15,39	15625	11,06	-53,09
Teren agricol necultivat	15979	11,31	26868	19,02	21165	14,99	32,46
Pășuni	17968	12,73	15585	11,04	24751	17,52	37,75
Teren descoperit	626	0,44	46	0,03	432	0,31	-30,97
Apă	139	0,10	223	0,16	285	0,20	104,85
Total	141229	100,00	141229	100,00	141229	100,00	

Suprafața terenului agricol cultivat a scăzut cu 17681 ha (53,09%) iar cea a terenului descoperit cu 194 ha (30,97%). Suprafața terenului agricol necultivat a crescut în perioada 1987–2009 cu 5186 ha (32,46%) iar cea ocupată de pășuni cu 6783 ha (37,75%). Analizând separat, în perioada 1987–2000 suprafața terenului agricol necultivat a crescut cu 10889 ha (68,14%) după care, în perioada 2000–2009 a scăzut cu 5703 ha (21,23%). Suprafața ocupată de pășuni a scăzut în perioada 1987–2000 cu 2383 ha (13,26%) iar în perioada 2000–2009 a crescut cu 9166 ha (58,81%). Așadar, cele trei clase, teren agricol cultivat, teren agricol necultivat și pășuni trebuie analizate împreună.

**Fig. 2.3.7.** Clasele de utilizare/acoperire a terenurilor pentru 1987, 2000 și 2009

Scăderea suprafeței terenului agricol cultivat este pusă pe seama creșterii suprafeței terenului agricol necultivat și pășunilor. La rândul lor, suprafețele ocupate de terenul agricol necultivat și de pășuni a prezentat fluctuații de-a lungul perioadei 1987–2009, trecerea dintr-o clasă în alta făcându-se ușor, chiar de la an la an, prin cultivarea sau necultivarea terenurilor.

Fiecare parcelă a fost cultivată la date diferite, cu culturi de densități diferite și aflate în anumite stadii de dezvoltare. De asemenea, s-a practicat rotația culturilor. Din acest motiv clasele teren agricol cultivat, teren agricol necultivat și pășuni prezintă cea mai mare variabilitate spectrală ceea ce a condus la o diferență între aceste clase de 53,09%. Pe de altă parte, la constituirea eșantioanelor, datorită diversității culturilor, au existat și pixeli amestecați care au degradat răspunsul spectral. În cazul culturilor rare, fundalul solului, tipul acestuia (cernoziomuri argiloiluviale, levigate, rendzine) și nutrienții din sol au condus la modificări ale comportamentului spectral. Schimbările din clasa teren agricol cultivat în clasa teren agricol necultivat pot fi considerate de sezon, dar nu și cele din teren agricol cultivat în pășuni sau teren construit.

Pentru perioada 1987–2009, clasa apă prezintă o creștere de 146 ha (104,85%). Această creștere a suprafeței acoperite cu apă nu reprezintă o extindere a cursurilor de apă și a lacurilor de acumulare ci apariția de erori de clasificare. În fond, pe ansamblu, conform statisticilor, suprafața acoperită de ape trebuia să fie mai mare în toate imaginile. Faptul că la clasificarea acestei clase au apărut erori de clasificare rezultă și din matricea erorilor pentru fiecare imagine, coeficientul k având valoarea cea mai mică dintre toate clasele de utilizare/acoperire a terenurilor (0,79% pentru 2009 și 0,81% pentru 1987). În acest sens, parte din clasele de utilizare/acoperire a terenurilor au fost clasificate ca apă dar și invers. În general, s-a constatat că multe zone cu ape au fost clasificate ca terenuri construite datorită comportamentului spectral asemănător cu zonele industriale, cu halele din beton și cele acoperite cu tablă. Aceasta și datorită faptului că unele albiile ale apelor curgătoare fiind descoperite, fără vegetație, se comportă, din punct de vedere spectral, ca și terenul construit.

În general, s-a constatat că o parte din albiile râurilor au fost clasificate ca terenuri construite. Albiile majore ale unor râuri, lipsite de vegetație și destul de largi, prezintă pietriș și bolovaniș folosit la obținerea betonului. În câteva dintre albiile râurilor s-au înființat cariere de suprafață din care se extrage pietriș. Aceasta a făcut ca o parte din albiile râurilor să fie clasificate ca terenuri construite datorită comportamentului spectral ușor asemănător zonelor industriale și halelor din beton. La aceasta s-a adăugat și faptul că înainte de achiziționarea imaginilor din 2000 și 2009 a plouat iar terenul a fost relativ umed. Mai mult, solurile aluviale de luncă și aluviunile crude și cu exces de umiditate au

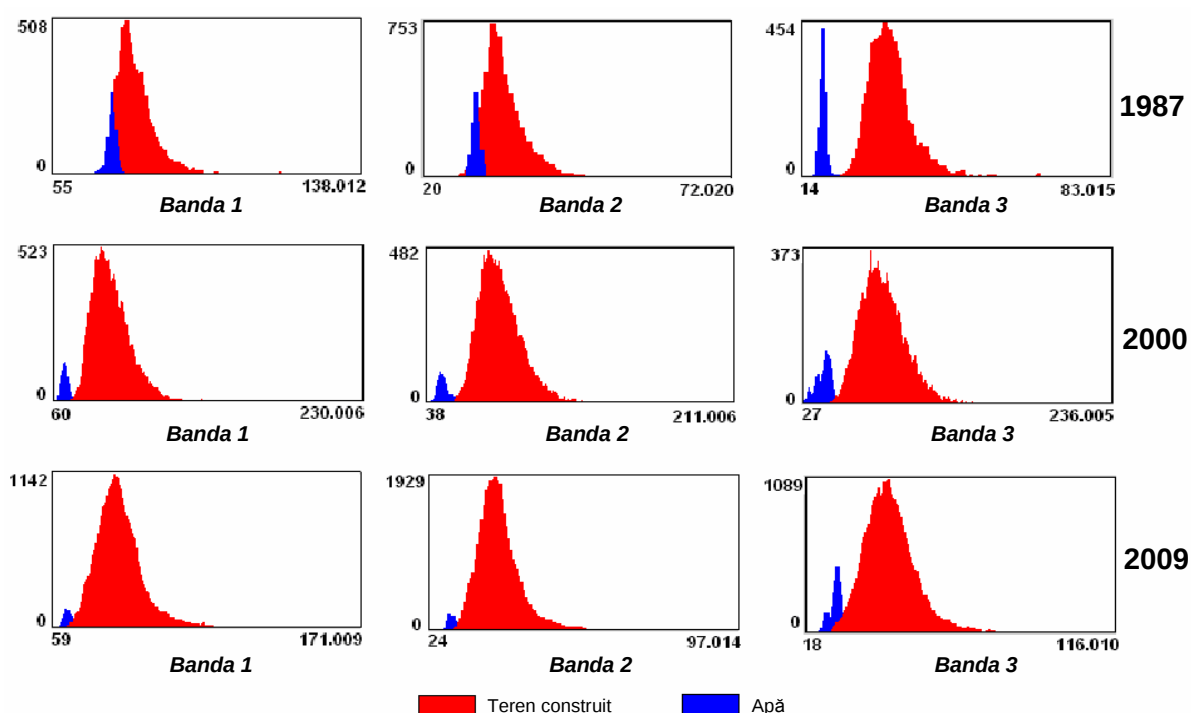


Fig. 2.3.8. Verificarea porțiunilor de suprapunere în benzile 1, 2 și 3 dintre clasele teren construit și apă

contribuit la variabilitatea spectrală a terenurilor din apropierea apelor curgătoare. Acest lucru este evidențiat și de histogramele benzilor 1, 2 și 3 unde sunt anumite porțiuni de suprapunere între clasele teren construit și apă (Fig. 2.3.8). În schimb, apele stătătoare (lacuri de acumulare, lacuri naturale) au fost corect clasificate, problemele ridicându-le faptul că suprafața acestora a fost mai mică, cel puțin în anul 2009, datorită secetei care a făcut ca nivelul acestora să scadă.

Pentru evaluarea rezultatelor legate de conversia claselor de utilizare/acoperire a terenurilor s-au realizat matricele care redau schimbările de la 1987 până la 2000, de la 2000 până la 2009 și de la 1987 până la 2009 (Tab. 2.3.6). În cadrul matricelor, pixelii fără schimbări sunt localizați de-a lungul diagonalei principale iar cei cu schimbări de o parte și de alta a acesteia.

Tabelul 2.3.6. *Suprafețele, în ha, care redau schimbările privind utilizarea/acoperirea terenurilor pentru perioadele analizate*

1987-2000								
Denumirea clasei	Teren construit	Pădure	Teren agricol cultivat	Teren agricol necultivat	Pășuni	Teren descoperit	Apă	Total
2000	1987							
Teren construit	5867	1241	3308	2210	754	152	33	13565
Pădure	1522	58020	2682	45	914	27	0	63210
Teren agricol cultivat	1846	2161	9657	3201	4798	66	2	21731
Teren agricol necultivat	1293	197	12,578	9001	3619	179	1	26868
Pășuni	314	639	5063	1505	7878	186	0	15585
Teren descoperit	8	12	8	2	3	13	0	46
Apă	73	17	10	14	3	3	104	223
Total	10924	62287	33306	15979	17968	626	139	141229
2000-2009								
Denumirea clasei	Teren construit	Pădure	Teren agricol cultivat	Teren agricol necultivat	Pășuni	Teren descoperit	Apă	Total
2009	2000							
Teren construit	7396	1310	2359	3866	961	11	15	15917
Pădure	988	59436	1959	55	588	12	17	63055
Teren agricol cultivat	1647	783	5590	6033	1569	1	1	15625
Teren agricol necultivat	2407	161	4177	13155	1264	0	1	21165
Pășuni	899	1511	7593	3604	11142	0	1	24751
Teren descoperit	161	3	44	147	56	22	0	432
Apă	68	6	10	7	6	0	188	285
Total	13565	63210	21731	26868	15585	46	223	141229
1987-2009								
Denumirea clasei	Teren construit	Pădure	Teren agricol cultivat	Teren agricol necultivat	Pășuni	Teren descoperit	Apă	Total
2009	1987							
Teren construit	6789	1770	3859	2328	1017	125	29	15917
Pădure	1638	57753	2804	17	816	27	0	63055
Teren agricol cultivat	982	930	7520	3522	2619	50	2	15625
Teren agricol necultivat	650	257	10152	7244	2691	169	2	21165
Pășuni	651	1563	8814	2732	10764	226	0	24751
Teren descoperit	114	6	138	103	45	25	0	432
Apă	101	9	17	32	16	4	106	285
Total	10924	62287	33306	15979	17968	626	139	141229

Rezultatele arată că scăderea suprafeței terenului agricol cultivat în perioada celor 22 de ani s-a făcut prin trecerea a 10152 ha (30,48%) în teren agricol necultivat și 8814 ha (26,46%) în pășune. Creșterea suprafeței terenului construit s-a făcut pe seama suprafețelor terenului agricol cultivat (3859 ha), terenului agricol necultivat (2328 ha), pădurii (1770 ha) și pășunilor (1017 ha). Se observă că în timp ce 1770 ha de pădure au fost transformate în teren cultivat, 1638 ha de teren construit au fost transformate, la rândul lor, în pădure. Astfel de transformări au avut loc pe suprafețe foarte mici, la limita dintre terenul construit și pădure dar, în mare parte, acestea sunt erori de clasificare.

Erorile de clasificare pot cauza, de asemenea, schimbări neobișnuite. De exemplu, în perioada 1987–2009, 101 ha de teren construit au fost transformate în apă, 2804 ha de teren agricol cultivat în

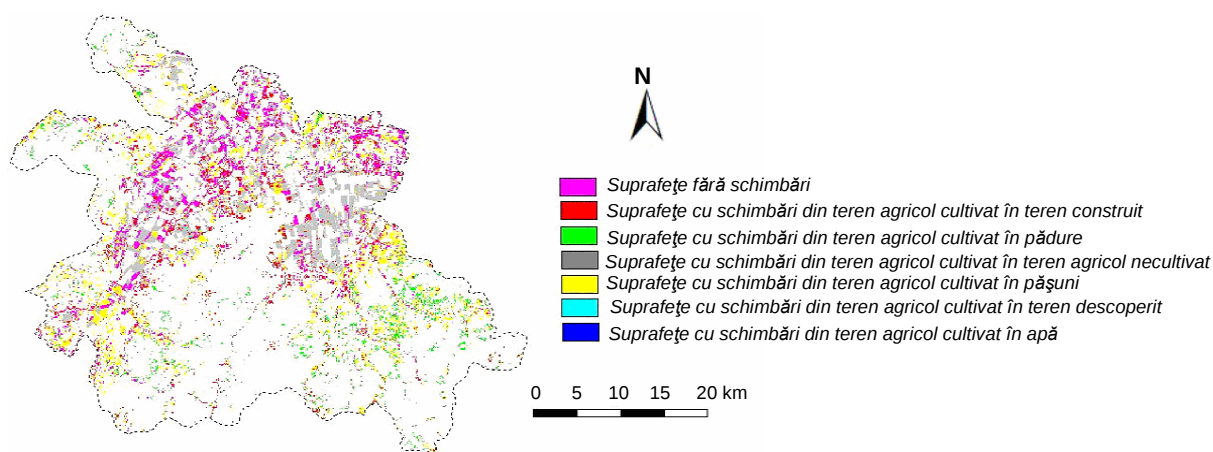


Fig. 2.3.9. Harta schimbărilor din zona metropolitană Brașov care arată, pentru perioada 1987–2009, trecerea terenului din clasa agricol cultivat în alte clase

pădure iar 1563 ha de pădure în pășune. Aceste schimbări sunt asociate mai mult cu erorile de omitere și comitere care au apărut în clasificarea imaginilor *Landsat*. Erorile de înregistrare și efectele marginilor pot cauza, de asemenea, erori aparente în stabilirea suprafețelor cu schimbări versus suprafețe fără schimbări (Yuan *et. al.* 2005).

Terenurile agricole (cultivate, necultivate și pășuni) și terenurile construite, reprezentând 54,85% din suprafața totală, sunt clasele de utilizare/acoperire a terenurilor cu cele mai semnificative schimbări. Pierderea suprafeței de terenuri agricole cultivate în favoarea celor necultivate și a pășunilor și creșterea suprafeței terenurilor construite sunt cele mai importante schimbări din zona studiată.

Scăderea suprafeței terenurilor agricole cultivate caracterizează economia românească după anul 1989 și implicit zona luată în studiu. Astfel, conform acestor cercetări, suprafața acestor terenuri, de 33306 ha la nivelul anului 1987, a scăzut la 15625 ha în 2009, adică cu 46,91% (Fig. 2.3.9). Cifrele trebuie privite relativ, dar tendința evidentă din anul 1987 până în anul 2009 a fost de scădere a suprafeței ocupate de terenurile agricole cultivate. Această scădere drastică se datorează nelucrării terenului, lipsei de utilaje din partea proprietarilor de terenuri și fărâmițării proprietăților. În acest fel, terenul agricol cultivat a fost transformat în teren agricol necultivat și pășuni.

Majoritatea schimbărilor din alte clase în clasa teren construit după 1989 au avut loc la periferia orașelor Brașov, Săcele, Codlea și Râșnov (Fig. 2.3.10). În jurul Brașovului sunt evidențiate activitățile de urbanizare prin cartierele rezidențiale noi dezvoltate după 1989, centrele comerciale amplasate în imediata apropiere a orașului și centrele industriale aflate în afara acestuia dar în zona construibilă. Cartiere rezidențiale se întâlnesc și în Săcele, Codlea și Râșnov, toate fiind caracterizate de franjurarea lor adică de alternanța construcțiilor (case, străzi, parcuri) cu zonele verzi (fânețe și pășuni). Această franjurare este caracteristică și orașului Predeal unde, datorită specificului acesteia, de stațiune montană, pe întreaga suprafață apar alternanțe între construcții și zonele verzi. Activități de extindere a terenului construit sunt evidențiate și în jurul comunelor Sânpetru, Hărman, Prejmer unde au apărut cartiere rezidențiale noi. Dezvoltarea acestor localități s-a făcut în concordanță cu politica de extindere a suprafețelor cu teren construit pe baza planurilor urbanistice generale și a celor zonale.

Cercetările realizate au analizat și relația dintre numărul locuitorilor și creșterea suprafeței terenului construit stabilită după hărțile care redau schimbările pe baza imaginilor *Landsat*. Având în vedere aceste hărți creșterea medie anuală a suprafeței terenului construit a fost de 1,86% (1987–2000), 1,93% (2000–2009) și 2,08% (1987–2009). Populația zonei metropolitane Brașov la nivelul anului 1992 era de 449557 locuitori. În perioada 1992–2009 a fost un trend descrescător al populației, în 2009 acesta fiind de 410116 locuitori. Scăderea mai puternică a avut loc în perioada 1992–2002 după care trendul descrescător s-a atenuat, în perioada 2002–2007 populația scăzând numai cu 4347 locuitori. Așadar, rata de creștere a populației în perioada 1992–2009 a fost negativă, de –0,52%. Comparând rata anuală de creștere a suprafeței terenului construit cu rata anuală de creștere a populației se constată că în timp ce suprafața terenului construit a fost în creștere continuă populația a scăzut. Ca atare, între numărul de locuitori al zonei metropolitane Brașov și creșterea suprafeței terenului construit stabilită după înregistrările *Landsat* există o corelație negativă. Fenomenul este explicabil datorită migrației

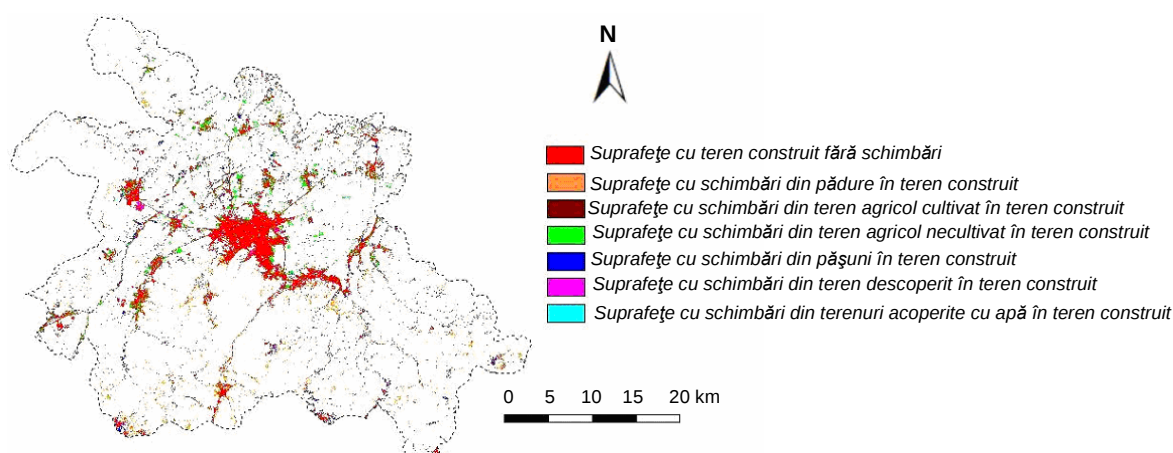


Fig. 2.3.10. Harta expansiunii urbane din zona metropolitană Brașov în perioada 1987–2009 obținută pe baza imaginilor satelitare Landsat

populației în alte zone ale țării și prin faptul că extinderea terenului construit s-a realizat prin construirea de case în apropierea localităților de către locuitorii orașelor și nu din necesitatea creșterii numărului de locuitori.

2.3.5.4. Impactul schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor

Zona metropolitană Brașov a fost constituită relativ recent iar considerentele pe care s-a creat nu au fost cele legate de creșterea numărului de locuitori și a urbanizării excesive ci de valorificare a potențialului economic pe care îl deține fiecare parte a acesteia. Schimbările privind utilizarea/acoperirea terenurilor din această zonă au fost inevitabile în contextul trecerii României de la economia centralizată la economia de piață și datorită fenomenului de globalizare a economiei.

La scară locală pierderea unei suprafețe importante din terenul agricol cultivat și transformarea în teren necultivat și pășuni a determinat ca producția agricolă să scadă pe terenuri pe care, până în anul 1989, se cultivau diferite cereale, porumb și, în special, cartofi. Rezultatul a fost apariția unor terenuri necultivate, cu aspect de terenuri abandonate pe care crește vegetație spontană și, în multe locuri, se pășunează. Pierderea terenurilor agricole cultivate a avut ca efect și o pierdere a calității solurilor, terenurile fiind acoperite de plante xerofile care au condus, în unele locuri, la degradarea terenurilor. Fenomenul este rezultatul politicilor guvernamentale care au determinat, ca după anul 1989, sectorul agricol să nu fie prioritar și să decadă. La aceasta s-a adăugat și aplicarea legilor fondului funciar din 1991 și 2000 care au condus la o puternică fragmentare a terenurilor agricole prin restituirea acestora în parcele cu suprafețe cuprinse între 0,1–10 ha diferiților proprietari. Fragmentarea terenurilor agricole a avut un puternic impact negativ asupra agriculturii din zonă prin faptul că parcelele s-au cultivat individual, cu diferite culturi, realizate la momente diferite. Foarte multe au rămas însă necultivate. Rezultatul a fost trecerea de la o agricultură intensivă, realizată pe suprafețe întinse, practică înaintea de 1989, la o agricultură sporadică și neperformantă. Din aceste considerente, caracteristica de ansamblu a agriculturii este de subzistență.

Trecerea de la economia centralizată la economia de piață a făcut ca prețul terenurilor să fie într-o continuă creștere până în anul 2008. Primăriile localităților din cadrul zonei metropolitane au fost nevoite să realizeze noi planuri urbanistice pentru a introduce în intravilanul localităților parte din terenurile agricole. Ca rezultat, aceste terenuri au devenit construibile iar prețul lor a crescut foarte mult. În acest fel, schimbările din alte clase în clasa teren construit au avut ca impact extinderea zonelor construibile de la marginea localităților unde au apărut noi cartiere rezidențiale. Dezvoltarea urbană, uneori necontrolată, a condus la franjurarea peisajului. Pe de altă parte, ca urmare a extinderii zonelor locuibile în localitățile zonei metropolitane, are loc o restrângere a habitatelor naturale iar dezvoltarea urbanistică necontrolată poate supune la presiuni suplimentare aceste habitate.

Schimbările legate de trecerea unor clase de terenuri în clasa teren construit au condus și la dezvoltarea industrială. După anul 1989 România a început să se realinieze la politica și piața europeană

și mondială, o suprafață însemnată de teren agricol cultivat fiind convertită în teren pentru construcții industriale. Schimbarea a fost iminentă dată fiind desființarea industriei locale care producea o cantitate însemnată de tractoare (în 1989, 40000 de tractoare pe an), autocamioane (în 1989, 12888 camioane pe an) și rulmenți. Comparativ cu situația de până în anul 1989, când majoritatea industriei se găsea în interiorul orașului Brașov, astăzi industria existentă își are sediile în afara localităților, în noile zone industriale. Pe lângă acestea s-a extins rețeaua de transporturi prin lărgirea căilor de transport existente și prin construirea altora, sub formă de noi drumuri sau centuri ocolitoare. Aceasta a avut un impact pozitiv asupra vieții economice. De asemenea, au fost dezvoltate foarte multe zone comerciale cu impact pozitiv asupra vieții sociale.

La scară regională, schimbările legate de utilizarea/acoperirea terenurilor nu au produs modificări sau dezechilibre majore în ecosisteme, nu au avut efecte negative puternice asupra mediului și calității vieții. Aceasta și datorită faptului că în zona metropolitană se găsesc păduri care ocupă o suprafață mare și care nu au suferit modificări evidente. Totuși, în ultimii 25 de ani, schimbările privind utilizarea/acoperirea terenurilor și practicile de utilizare a acestora s-au derulat mai rapid și mai amplu decât în orice altă perioadă, fiind una din cele mai evidente probleme.

2.3.6. Concluzii

Cercetările au evidențiat aplicarea metodei comparației postclasificare pe baza unei serii de imagini satelitare *Landsat TM* pentru identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor legate de utilizarea/acoperirea terenurilor din zona metropolitană Brașov, în perioada 1987–2009. Perioada analizată a avut în vedere transformările prin care a trecut România după 1989. Aceste schimbări au fost inevitabile dat fiind faptul că România, ca și celelalte țări est-europene, a trecut de la economia centralizată și neadaptată pieței, cu restricții privind proprietatea particulară, la economia de piață. Rezultatele cercetărilor arată că în zona metropolitană Brașov, pentru perioada 1987–2009, au avut loc diferite schimbări privind utilizarea/acoperirea terenurilor, cele mai importante fiind trecerea din terenurile agricole cultivate în terenuri necultivate și pășuni și o creștere a suprafeței terenurilor construite. Analiza claselor utilizării/acoperirii terenurilor din zona studiată a arătat că între acestea au apărut diferențe relativ mari, cele mai evidente fiind în cazul terenurilor agricole cultivate, necultivate și construite. Diferențele dintre clase arată numai tendințele și nu diferențe spațiale reale. Toate aceste schimbări au fost cartografiate prin metoda comparației postclasificare obținându-se informații de la 1987 până la 2009, hărți care redau schimbările și diferite date statistice.

2.4. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor pe baza indicelui NDVI și temperaturii de suprafață

2.4.1. Introducere

În ultimii ani degradarea mediului înconjurător prin efectul de seră, încălzirea globală și poluare s-a făcut din ce în ce mai mult prezentă. Efectele sunt resimțite prin creșterea temperaturii aerului și a temperaturii de suprafață (LST) a terenurilor. Modificări evidente ale temperaturii de la suprafața terenurilor sunt produse și datorită schimbărilor care au loc la nivelul utilizării/acoperirii terenurilor. Așa este cazul defrișării pădurilor pe suprafețe mari care produc dezechilibre majore în ecosisteme și deșertificarea terenurilor care se soldează cu creșterea temperaturii. Datorită modificărilor legate de utilizarea/acoperirea terenurilor și activităților de urbanizare are loc și o modificare a climatului în orașe și în afara acestora. În orașe se constată o creștere a temperaturilor datorită conversiei suprafețelor cu vegetație în suprafețe asfaltate și betonate. În terenurile agricole, lipsite de orice adăpost și vegetație, temperaturile ating valori mari și foarte mari. În această situație este și cazul terenurilor agricole din România unde, după 1989, au fost tăiate perdelele forestiere de protecție și o suprafață mare de terenuri a rămas nelucrată (Vasilescu 2004). Analiza acestor schimbări poate fi realizată rapid cu costuri scăzute folosind imagini satelitare și sistemele de informații geografice (Tereșneu 2008).

Indicatorul *LST* constituie un instrument util în vederea prognozei bugetului radiației și joacă un rol important în interacțiunile dintre om și mediul înconjurător (Allan 2011). *LST* este un important indicator care controlează procesele chimice, fizice și biologice care se desfășoară pe suprafața Pământului. Determinarea indicatorului *LST* se poate realiza prin măsurători directe efectuate în teren sau deducerea pe baza datelor satelitare. În ultimele trei decenii obținerea indicatorului *LST* folosind imagini termale a devenit un subiect de mare interes pentru mulți cercetători (Guo *et al.* 2010; Tan *et al.* 2010; Cho și Suh 2013). Studiile sunt realizate pe imaginile termale *ASTER* (TIR), *Landsat TM6* și benzile termale *AVHRR*. Datele termale preluate în intervalul $8\text{--}12\mu\text{m}$ pot fi achiziționate într-o singură lungime de undă (TABI) sau în mai multe (*ASTER TIR* pe cinci benzi).

Pentru obținerea indicatorului *LST* din benzile termale au fost dezvoltate două metode, în funcție de numărul de benzi folosite, și anume, metoda *single infrared channel MWA* și metoda *split-window SWA*. Metoda *MWA* permite corectarea efectelor atmosferice pe baza absorbției diferențiale în benzile adiacente (Liu și Zhang 2011). Dezvoltarea unui algoritm precis pentru stabilirea indicatorului *LST* și aplicarea corecțiilor este destul de dificilă datorită dificultăților în corectarea absorbției atmosferice, emisiei atmosferice și emisivității suprafeței (Liu și Zhang 2011). Pentru obținerea *LST* din mai mult de două benzi termale, s-a pus la punct a treia metodă, și anume algoritmul de separare a emisivității și temperaturii (TES) care permite determinarea *LST* și a emisivității din cele cinci benzi *ASTER TIR*.

Pentru stabilirea indicatorului *LST* se folosește, în general, indicele *NDVI*. Baza utilizării indicelui *NDVI* în estimarea *LST* o constituie faptul că temperatura claselor de utilizare/acoperire a terenurilor variază în funcție de cantitatea de vegetație existentă în cadrul acestora. Schimbările privind utilizarea/acoperirea terenurilor conduc la schimbări ale valorilor indicelui *NDVI* și, implicit, ale indicatorului *LST*. În general, schimbările legate de utilizarea/acoperirea terenurilor din zonele urbane sunt diferite față de zonele rurale. Zonele urbane sunt constituite predominant din suprafețe construite, asfaltate și betonate care au un comportament diferit privind valorile *NDVI* și, implicit, valorile *LST*. Mai mult, în zonele urbane valorile *LST* depind de natura detaliilor și distribuția caracteristicilor utilizării/acoperirii terenurilor (Onishi *et al.* 2010).

Corelația negativă dintre indicatorul *LST* și indicele *NDVI*, în mediile urban și rural a fost evidențiată în diferite studii (Xiong *et al.* 2012; Kumar *et al.* 2012; Meng *et al.* 2014). Ecuația de regresie care exprimă relația *LST-NDVI* nu este tot timpul una liniară, suprafețele cu teren gol, lipsite de vegetație, prezentând o largă variație a temperaturii radiante de suprafață comparativ cu zonele acoperite de vegetație densă (Karnieli *et al.* 2010; Deng și Wu 2013). Baza acestor legături o constituie nivelurile ridicate ale fluxurilor latente de căldură mult mai reprezentative pentru suprafețele acoperite de covor vegetal dens în comparație cu suprafețele cu vegetație rară sau fără covor vegetal și umiditate a solului scăzută (terenuri construite și terenuri fără vegetație), unde este favorizat schimbul de căldură (Okwen *et al.* 2011; Li *et al.* 2011; Deng și Wu 2013).

Schimbările legate de utilizarea/acoperirea terenurilor acoperite cu vegetație în terenuri agricole necultivate și terenuri construite, conduc la modificarea valorilor indicelui *NDVI* și, implicit, a valorilor *LST*. În aceste cercetări s-a analizat efectul schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor asupra *LST* prin intermediul indicelui *NDVI*, folosind imagini *Landsat 5 TM* și *7 ETM+* preluate în 1987, 2000 și 2009 pe zona metropolitană Brașov. Obiectivele specifice ale acestor cercetări au fost: (1) identificarea schimbărilor pe clase de utilizare/acoperire a terenurilor; (2) obținerea *LST* din banda termală a imaginilor *Landsat*; (3) analiza relației dintre *LST* și *NDVI* în ansamblu și pe clase de utilizare/acoperire a terenurilor; (4) analiza efectelor schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor asupra relației *LST-NDVI*.

2.4.2. Zona studiată

Zona studiată este aceeași ca și în cazul cercetărilor precedente (§ 2.3). Temperaturile medii anuale din partea inferioară, specifice terenurilor așezate din jurul orașului Brașov și localităților limitrofe, sunt de $6^{\circ}\text{--}8^{\circ}\text{C}$ ($7,8^{\circ}\text{C}$ la Brașov) iar temperatura medie a lunii iulie între 17°C și 18°C , cu amplitudini termice anuale în jur de 22°C . Temperaturile medii anuale din parte superioară (Culmea Postăvaru) sunt cuprinse între 0°C și 2°C , temperaturile medii ale lunii iulie între 11° și 13°C iar amplitudinile termice anuale sunt între 18°C și $19,5^{\circ}\text{C}$. Este o zonă caracterizată de inversiuni termice.

2.4.3. Materiale și metode

Imaginile satelitare și datele de referință au fost cele prezentate la § 2.3. Conversia valorilor digitale în radianță a fost realizată cu relațiile din literatura de specialitate (Chander și Markham 2003; Chander *et al.* 2009). Înlăturarea efectelor atmosferice s-a efectuat folosind modelul *COST* (Chavez 1996) (§ 2.1.). Clasificarea conținutului imaginilor s-a făcut folosind imaginile brute, neprelucrate (§ 2.3). Valorile indicelui *NDVI* pentru cele trei imagini au fost calculate cu relația (2.1.1).

Pentru fiecare imagine *Landsat* s-a calculat indicatorul *LST* din banda infraroșu termal *TM* (11,45–12,50 μm) sau din banda *ETM+* (10,44–12,42 μm). Benzile în infraroșu termal *TM* și *ETM+* au o rezoluție spațială de 30 m, obținută prin resampling de la 120 m, respectiv de la 60 m. Prima etapă a constat în convertirea valorilor digitale (DN) în radianță spectrală, folosindu-se următoarea relație (Landsat Project Science Office 2002):

$$L_{\lambda} = \left(\frac{L_{\max} - L_{\min}}{255} \right) \times \text{DN} + L_{\min} \quad (2.4.1)$$

unde L_{λ} este radianța spectrală; $L_{\max}$ și $L_{\min}$ ($\text{mW} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sr}^{-1} \cdot \mu\text{m}$) sunt radianțele spectrale pentru fiecare bandă la valorile digitale 0 și 255. Valorile $L_{\max}$ și $L_{\min}$ pentru *Landsat TM* sunt 15,303 și 1,2378; pentru *Landsat ETM+*, valorile sunt 12,65 și 3,2.

Următoarea etapă a necesitat convertirea radianței spectrale la temperatura de la nivelul satelitului (to at-satellite brightness temperature) (blackbody temperature) considerând emisivitatea uniformă, folosind următoarea relație:

$$T_B = \frac{K_2}{\ln \left(\frac{K_1}{L_{\lambda}} + 1 \right)} \quad (2.4.2)$$

unde T_B este temperatura efectivă la nivelul satelitului (în grade Kelvin), L_{λ} este radianța spectrală în $\text{W}/(\text{m}^2 \text{ ster } \mu\text{m})$ din relația (2.4.1) iar K_1 și K_2 sunt constante de calibrare prelansare. Pentru *Landsat 5 TM*, constantele de calibrare prelansare K_1 și K_2 , obținute din *Manualul utilizatorului de date Landsat*, sunt 607,76, respectiv 1260,56, în $\text{mW cm}^{-2} \text{ sr}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$. În cazul datelor *Landsat ETM+*, valoarea pentru K_1 este 666,09 iar pentru K_2 , 1282,71.

Valorile temperaturii obținute cu relația (2.4.2) sunt raportate la corpul negru. Aceste temperaturi au fost corectate ținând cont de emisivitatea spectrală (ϵ) pentru fiecare tip de covor terestru. Relația folosită a fost următoarea:

$$S_t = \frac{T_B}{1 + \left(\lambda \times \frac{T_B}{\rho} \right) \ln \epsilon} \quad (2.4.3)$$

unde S_t este temperatura de suprafață corectată (în grade Kelvin), λ este lungimea de undă a radiației emise ($\lambda=11,5 \mu\text{m}$), $\rho = h \times c / \sigma$ ($1,438 \times 10^{-2} \text{ m K}$), σ este constanta Boltzmann ($1,38 \times 10^{-23} \text{ J/K}$), h este constanta Planck ($6,626 \times 10^{-34} \text{ J s}$) iar c este viteza luminii ($3 \times 10^8 \text{ m/s}$).

Temperaturile obținute cu relația (2.4.3), atât pentru *Landsat TM* cât și pentru *Landsat ETM+*, au fost în grade *Kelvin* după care au fost transformate în grade *Celsius*. Toate formulele de mai sus au fost scrise în modulul Spatial Modeller din ERDAS Image.

2.4.4. Rezultate și discuții

2.4.4.1. Referitor la clasificarea conținutului imaginilor

Rezultatul clasificării conținutului imaginilor este prezentat în Figura 2.3.3. Situația suprafețelor după clasificarea conținutului imaginilor satelitare pentru cei trei ani studiați este prezentată în Tabelul 2.3.5 iar discuțiile legate de acestea se găsesc la § 2.3.5.3.

2.4.4.2. Referitor la NDVI

În Figura 2.4.1 sunt prezentate hărțile *NDVI* pentru anii 1987, 2000 și 2009. În Tabelul 2.4.1 sunt redate datele statistice privind valorile indicelui *NDVI* la nivelul fiecărei imagini satelitare. Valoarea cea mai mare a indicelui *NDVI* este în imaginea din 2009 (0,787), urmată de 1987 (0,746) și 2000 (0,698). Ecartul maxim este în imaginea din 2000 (minim -0,542, maxim 0,698) ceea ce explică și ecartul maxim în privința temperaturii de suprafață.

Pe clase de utilizare/acoperire a terenurilor, valorile cele mai mari ale indicelui *NDVI* sunt pentru pădure (0,499 în 1987, 0,479 în 2000 și 0,631 în 2009) (Tab. 2.4.2). Urmează apoi, în ordine descrescătoare, terenul agricol cultivat (0,446 în 1987, 0,382 în 2000 și 0,583 în 2009) și pășunile (0,379 în 1987, 0,297 în 2000 și 0,560 în 2009). Așadar, vegetația ocupă primele locuri, pădurea fiind pe primul loc datorită densității și stării de sănătate bună. Valorile cele mai mici le prezintă apa (-0,070 în 1987, -0,290 în 2000 și -0,125 în 2009). Deși sunt valori negative, în valoare absolută nu sunt valori mari ceea ce înseamnă că, în mare măsură, vegetația de pe malurile apelor curgătoare a influențat valorile *NDVI*. În cazul terenului descoperit valorile *NDVI* sunt apropiate de zero (0,31 în 1987, 0,011 în 2000 și 0,109 în 2009), ceea ce arată că aceste suprafețe sunt acoperite totuși cu vegetație foarte rară. Un loc aparte îl ocupă terenurile agricole necultivate din imaginea din 2000 în care indicele *NDVI* are valoarea 0,012. Aceasta arată că suprafețele de teren care intrau în această clasă, la data respectivă, aveau comportamentul spectral al terenului descoperit. Așa se explică existența celei mai mari temperaturi, în cadrul imaginii din 2000, pentru terenul agricol necultivat.

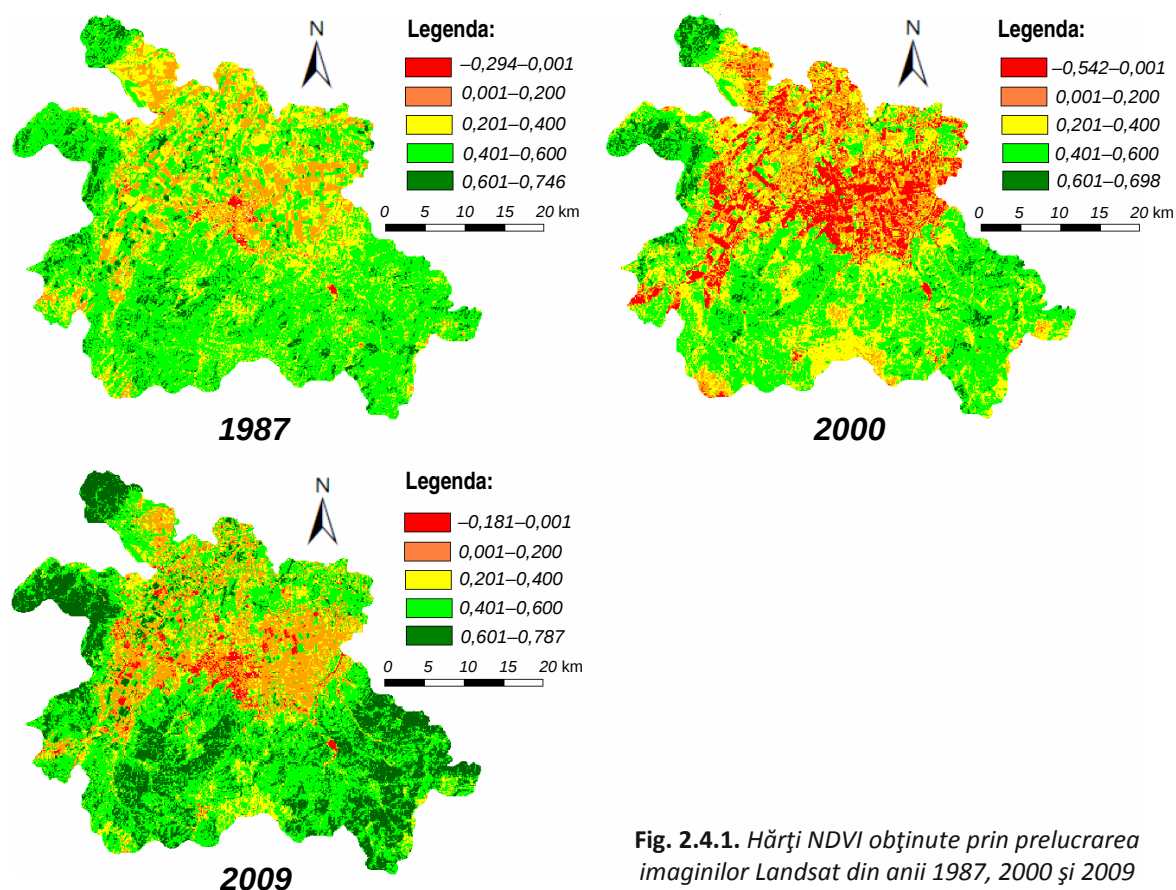


Fig. 2.4.1. Hărți *NDVI* obținute prin prelucrarea imaginilor Landsat din anii 1987, 2000 și 2009

Abaterea standard cea mai mare este în cazul terenului construit (0,146 în 1987, 0,190 în 2000 și 0,167 în 2009). Valorile ridicate arată faptul că în cadrul terenului construit intră suprafețe construite (străzi, parcuri, case, blocuri) care alternează cu zonele verzi. În general, pentru suprafețele acoperite cu vegetație, în cazul celor trei imagini, abaterea standard se găsește în intervalul 0,058–0,105.

Tabelul 2.4.1. Valori NDVI și LST ($^{\circ}\text{C}$) pentru imaginile analizate

Imagini	NDVI			LST ($^{\circ}\text{C}$)				
	NDVI minim	NDVI maxim	NDVI mediu	Abatere standard	LST minim	LST maxim	LST mediu	Abatere standard
14.09.1987	-0,294	0,746	0,410	0,156	3	36	23,699	3,999
05.06.2000	-0,542	0,698	0,314	0,227	5	49	27,615	6,456
24.07.2009	-0,181	0,787	0,532	0,155	15	43	24,558	2,869

Tabelul 2.4.2. Mediile NDVI și abaterile standard pe clase de utilizare/acoperire a terenurilor pentru imaginile din 1987, 2000 și 2009

Clase de utilizare/acoperire a terenurilor	14.09.1987		05.06.2000		24.07.2009	
	Medie NDVI	Abatere standard	Medie NDVI	Abatere standard	Medie NDVI	Abatere standard
Teren construit	0,264	0,146	0,055	0,190	0,349	0,167
Pădure	0,499	0,091	0,479	0,105	0,631	0,067
Teren agricol cultivat	0,446	0,095	0,382	0,092	0,583	0,070
Teren agricol necultivat	0,136	0,081	0,012	0,132	0,321	0,090
Pășuni	0,379	0,099	0,297	0,096	0,560	0,058
Teren descoperit	0,031	0,034	0,011	0,087	0,109	0,100
Apă	-0,070	0,113	-0,290	0,135	-0,125	0,153

2.4.4.3. Referitor la temperatura de suprafață

În Figura 2.4.2 sunt prezentate hărțile *LST* iar în Tabelul 2.4.1 sunt datele statistice privind indicatorul *LST* la nivelul fiecărei imagini satelitare. Valoarea cea mai mare a indicatorului *LST* este de 49°C întâlnită în imaginea din 2000, urmată de 43°C în 2009 și 36°C în 1987. Ecartul maxim este în imaginea din 2000 (minim 5°C , maxim 49°C). Valorile minime și maxime ale temperaturilor, considerate ca extreme în toate imaginile, sunt întâlnite cu totul izolat și numai în câteva locații.

Analiza valorilor medii *LST* ale diferitelor clase de utilizare/acoperire a terenurilor obținute din imaginile *Landsat* ajută la o mai bună înțelegere a răspunsului termal al suprafețelor. Mediile *LST* și abaterile standard, pe fiecare clasă de utilizare/acoperire a terenurilor și imagine, sunt prezentate în Tabelul 2.4.3. Analizând *LST* din cele trei imagini se constată că pe primele două locuri, cu cea mai mare valoare *LST* se situează, alternativ, terenul agricol necultivat și terenul descoperit. Este evident că pentru imaginile din 1987 și 2000 clasa terenurilor agricole necultivate prezintă cea mai mare valoare *LST* ($36,27^{\circ}\text{C}$ în 2000 și $29,31^{\circ}\text{C}$ în 1987) comparativ cu celelalte clase de utilizare/acoperire a terenurilor. Terenul agricol necultivat cuprinde, în mare parte, terenurile arate la vremea respectivă și necultivate încă, ceea ce a făcut ca acestea să fie expuse încălzirii directe. Neexistând vegetație care să diminueze temperatura de suprafață valorile *LST* înregistrate au fost mari. În cazul imaginii 2009, cea mai mare valoare *LST* este întâlnită în cazul terenurilor descoperite ($29,18^{\circ}\text{C}$), urmată de terenurile agricole necultivate ($27,64^{\circ}\text{C}$). Terenul descoperit din imaginea 1987 prezintă o temperatură de $27,56^{\circ}\text{C}$ după terenul agricol necultivat.

Cele mai mici valori ale indicatorului *LST* au fost observate la apă ($19,45^{\circ}\text{C}$ în 1987, $20,87^{\circ}\text{C}$ în 2000 și $21,83^{\circ}\text{C}$ în 2009), urmate apoi de cele din pădure ($20,30^{\circ}\text{C}$ în 1987, $21,93^{\circ}\text{C}$ în 2000 și $22,18^{\circ}\text{C}$ în 2009). Apa prezintă cea mai mică valoare a indicatorului *LST* datorită inerției termice a acesteia. Pădurea are valori *LST* scăzute deoarece este constituită din specii cu diferite densități care, prin procesele de fotosinteză și transpirație, ajută la reducerea căldurii.

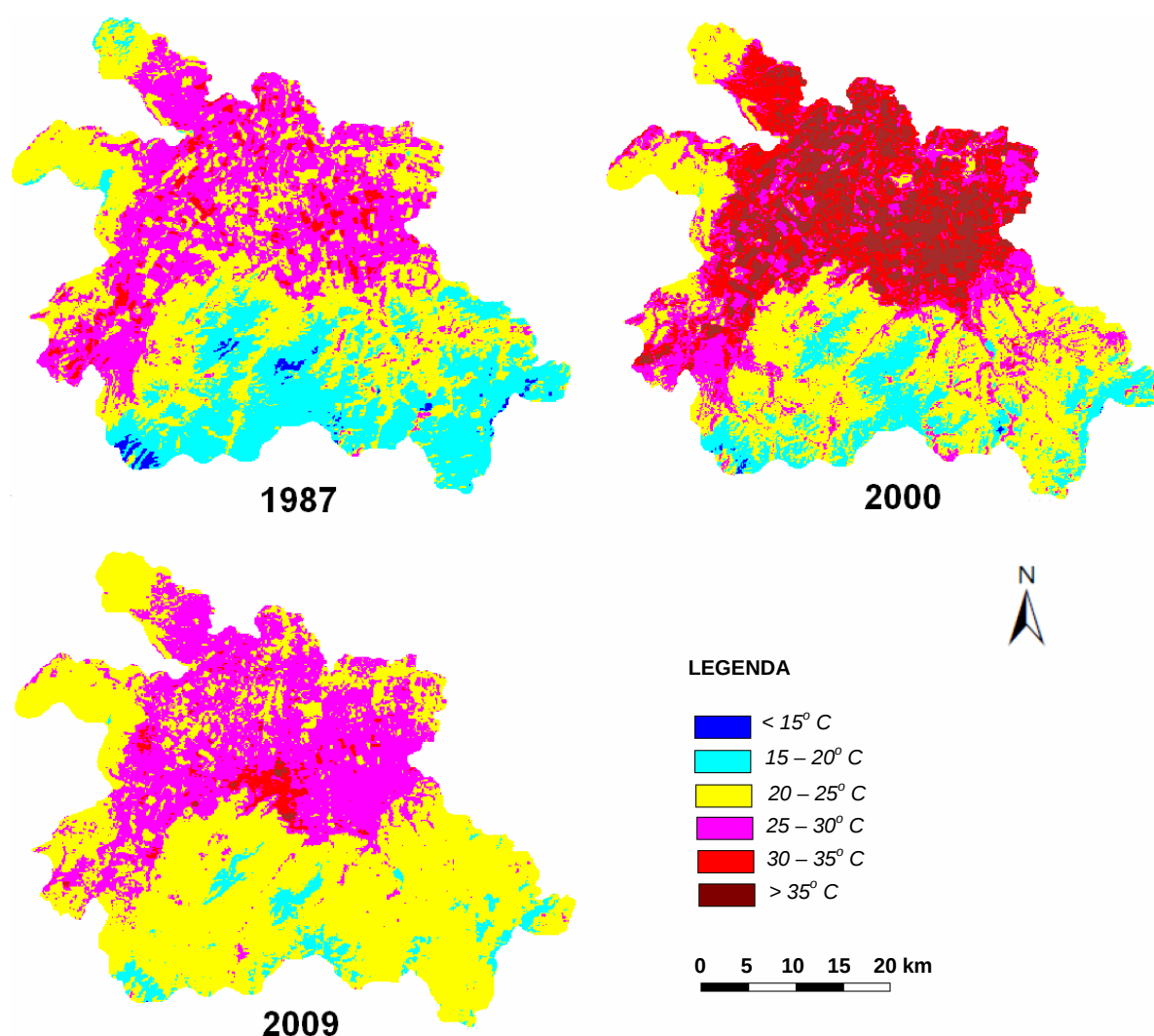


Fig. 2.4.2. Hărțile temperaturilor de suprafață pentru anii 1987, 2000 și 2009 obținute pe baza prelucrării benzii termale a imaginilor satelitare Landsat

Tabelul 2.4.3. Valorii medii LST și abaterile standard prezentate pe imagini și clase de utilizare/acoperire a terenurilor

Clase de utilizare/acoperire a terenurilor	14.09.1987		05.06.2000		24.07.2009	
	Medie LST	Abatere standard	Medie LST	Abatere standard	Medie LST	Abatere standard
Teren construit	24,56	3,32	32,21	5,31	27,47	3,56
Pădure	20,30	2,22	21,93	2,13	22,18	1,23
Teren agricol cultivat	25,25	2,13	28,36	3,13	25,47	1,46
Teren agricol necultivat	29,31	1,95	36,27	3,44	27,64	1,38
Pășuni	26,99	2,15	30,84	3,04	25,48	1,42
Teren descoperit	27,56	4,80	24,05	9,07	29,18	2,58
Apă	19,45	3,59	20,87	3,78	21,83	2,87

Contrar așteptărilor, clasa terenului construit nu prezintă cele mai ridicate valori LST. În imaginea din 2000, valoarea LST medie este de 32,21°C, ocupând locul doi după valoarea LST întâlnită la terenurile agricole necultivate. În imaginea din 2009, valoarea LST medie este de 27,47°C aflată pe locul trei, în ordine descrescătoare. Valorile mai mici ale LST pentru terenurile construite, comparativ cu alte clase de utilizare/acoperire a terenurilor (terenuri agricole necultivate, terenuri descoperite), sunt explicabile prin faptul că suprafețele urbane din zona luată în studiu nu sunt atât de mari pentru a determina o creștere substanțială a temperaturii de suprafață. Mai mult, în interiorul orașelor există multe spații verzi iar așezarea orașului Brașov este mărginită de pădure pe toată partea sudică. În acest fel,

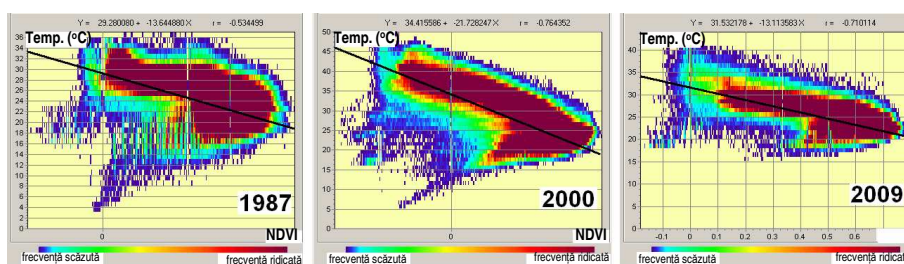


Fig. 2.4.3. Regresia liniară dintre indicatorul LST și indicele NDVI

transferul de căldură, specific urbanizării, se poate realiza eficient și natural, datorită influenței pădurii și a umidității relative anuale a zonei (75%). Ca urmare, impactul urbanizării nu a condus la o creștere substanțială a valorilor LST în zonele urbane. Cu toate acestea, în orașul Brașov au fost semnalate *insule urbane de căldură*, în zonele care au fost puternic industrializate în perioada comunistă și în noile zone industrializate, aflate la periferia orașului. Valorile maxime de temperatură (49°C, 2000; 43°C, 2009 și 36°C, 1987) întâlnite în imagini corespund acestor insule.

Abaterile standard ale indicatorului LST pentru toate clasele de utilizare/acoperire a terenurilor au valori în intervalul 1,23–9,07. Cele mai mici valori se întâlnesc în cazul imaginii din 2009 pentru pădure (1,23), terenuri agricole necultivate (1,38), pășuni (1,42) și terenuri agricole cultivate (1,46). Valorile cele mai mari, în ordine descrescătoare, sunt în cazul imaginii din 2000, la terenul descoperit (9,07) și terenul construit (5,31), iar în imaginea din 1987, pentru terenul descoperit (4,80). Valorile mici ale abaterilor standard LST indică faptul că modificarea proprietăților suprafeței terenurilor din cadrul utilizării/acoperirii terenurilor nu provoacă o variație mare a indicatorului LST. În schimb, valorile mari ale abaterilor standard ale LST sunt provocate de variații mari ale temperaturilor în cadrul clasei de utilizare/acoperire a terenurilor.

Abaterile standard relativ mari pentru zonele construite indică faptul că aceste suprafețe prezintă o largă variație a LST datorită materialelor diferite folosite la realizarea construcțiilor și a prezenței în cadrul aceluiași pixel a mai multor detalii, de diferite mărimi. Pădurea prezintă valori mici ale abaterilor standard datorită vegetației dense care reduce cantitatea de căldură stocată în sol prin transpirație, evapotranspirație și umbră. Valorile mai mici ale abaterii standard evidențiază o omogenitate a claselor de utilizare/acoperire a terenurilor. Toate covoarele vegetale, naturale sau artificiale, prezintă o variație mică a temperaturii. Datorită caracteristicilor distincte ale râurilor și lacurilor, valorile LST ale apei variază, conducând la valori relativ mari ale abaterii standard.

2.4.4.4. Analiza relației LST – NDVI

În primul rând, analiza relației dintre LST și NDVI s-a realizat la nivelul fiecărei imagini satelitare, luând în considerare toate clasele de utilizare/acoperire a terenurilor. În Figura 2.4.3 este prezentată regresia liniară dintre LST și NDVI iar în Tabelul 2.4.4 sunt redată relațiile și coeficienții de corelație.

Tabelul 2.4.4. Relațiile de legătură dintre LST (°C) și NDVI și coeficienții de corelație

Imagine satelitară	Ecuatie LST	r
14.09.1987	$-13,644\text{NDVI} + 29,280$	0,534
05.06.2000	$-21,728\text{NDVI} + 34,415$	0,764
24.07.2009	$-13,113\text{NDVI} + 31,532$	0,710

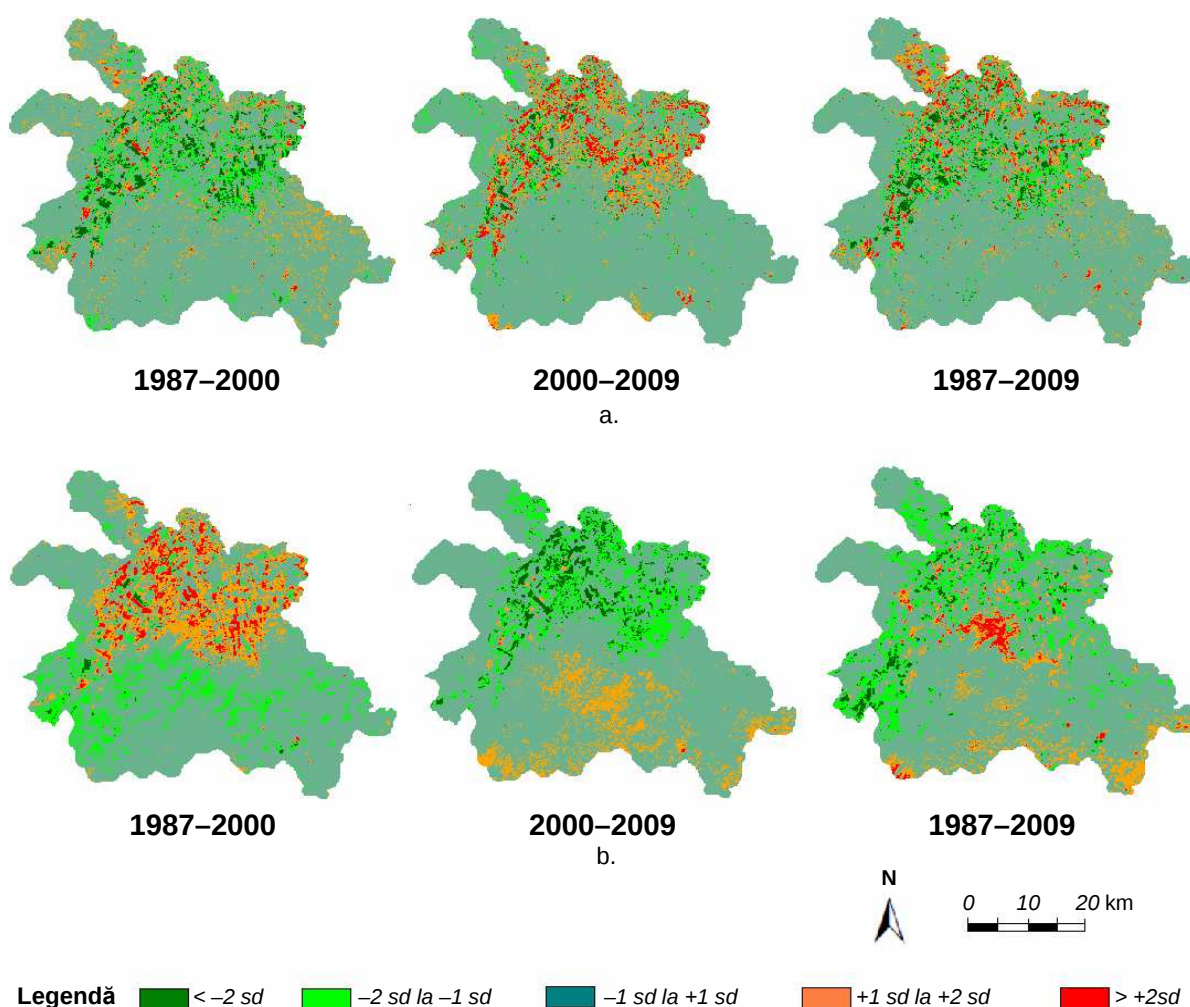
Rezultatele obținute pentru cele trei imagini satelitare arată în mod evident o corelație negativă între LST și NDVI. Corelația negativă ridicată este întâlnită în cazul imaginii din 2000 (–0,764), urmată de imaginea din 2009 (–0,710) și imaginea din 1987 (–0,534). Corelația negativă mai slabă în cazul imaginii din 1987 se explică prin faptul că imaginea este achiziționată la sfârșitul verii și începutul toamnei când linia de regresie dintre LST și NDVI începe să fie aproape orizontală indicând schimbarea corelației și variația temporală a relației LST–NDVI.

În al doilea rând, pentru a înțelege efectul schimbărilor din cadrul claselor de utilizare/acoperire a terenurilor asupra LST, relația LST–NDVI s-a analizat separat, pentru fiecare clasă de utilizare/acoperire a

terenurilor (Tab. 2.4.5). Cel mai mare coeficient de corelație s-a găsit pentru pădure (2009, 0,810; 2000, 0,789 și în 1987, 0,775), urmat de terenul construit (2009, 0,768) și terenul agricol necultivat (2000, 0,765; 1987, 0,730 și în 2009, 0,698). O corelație medie spre scăzută s-a găsit în cazul terenului construit pentru 2000 (0,529) și 1987 (0,511) care se explică prin faptul că la data preluării imaginilor nu existau multe suprafețe asfaltate și betonate care să conducă la creșterea temperaturii. Cea mai slabă corelație s-a găsit în cazul terenului descoperit (0,501, 2000; 0,478, 1987 și 0,451, 2009). În general, corelația negativă puternică dintre *LST* și *NDVI* arată că cu cât este mică valoarea biomasei încorporate în clasa utilizării/acoperirii terenurilor cu atât este mai mare temperatura de suprafață.

Tabelul 2.4.5. Relațiile de legătură dintre *LST* ($^{\circ}\text{C}$) și *NDVI* și coeficienții de corelație pe clase de utilizare/acoperire a terenurilor

Clase de utilizare/acoperire a terenurilor	1987		2000		2009	
	Ecuatie LST	r	Ecuatie LST	r	Ecuatie LST	r
Teren construit	$-11,473\text{NDVI}+27,545$	0,511	$-14,888\text{NDVI}+33,025$	0,529	$-16,274\text{NDVI}+33,123$	0,768
Pădure	$-11,580\text{NDVI}+29,518$	0,775	$-10,151\text{NDVI}+28,060$	0,789	$-8,267\text{NDVI}+27,492$	0,810
Teren agricol cultivat	$-8,063\text{NDVI}+28,849$	0,564	$-16,430\text{NDVI}+34,644$	0,483	$-9,840\text{NDVI}+31,204$	0,468
Teren agricol necultivat	$-11,845\text{NDVI}+30,917$	0,730	$-16,785\text{NDVI}+36,456$	0,765	$-5,255\text{NDVI}+29,329$	0,698
Pășuni	$-8,428\text{NDVI}+30,181$	0,531	$-17,607\text{NDVI}+36,073$	0,555	$-12,111\text{NDVI}+32,255$	0,670
Teren descoperit	$-4,819\text{NDVI}+26,858$	0,478	$-6,914\text{NDVI}+32,502$	0,501	$-8,410\text{NDVI}+30,082$	0,451
Apă	$-5,023\text{NDVI}+21,191$	0,689	$-4,461\text{NDVI}+22,141$	0,654	$-3,663\text{NDVI}+21,334$	0,551



**Fig. 2.4.4. Hărți ale diferenței pentru *NDVI* și *LST*:
a) diferențe *NDVI*; b) diferențe *LST***

2.4.4.5. Analiza schimbărilor claselor de utilizare/acoperire a terenurilor asupra relației LST–NDVI

Pentru a analiza măsura în care schimbarea claselor de utilizare/acoperire a terenurilor influențează valorile indicelui NDVI, și implicit pe cele ale indicatorului LST, s-au realizat hărți NDVI și LST pentru perioadele 1987–2000, 2000–2009 și 1987–2009 prin metoda diferenței imaginilor (Figura 2.4.4). Din cele șase hărți obținute s-au extras mediile și abaterile standard și s-au constituit cinci clase de schimbări legate de NDVI și LST: (1) „descreștere mare” ($<-2SD$); (2) „descreștere mică” ($\geq-2SD$ la $<-1SD$); (3) „fără schimbări” ($\geq-1SD$ la $\leq+1SD$); (4) „creștere mică” ($>+1SD$ la $\leq+2SD$); (5) „creștere mare” ($>2SD$). Rezultatele sunt prezentate în Tabelul 2.4.6.

În urma analizelor s-a găsit că o „descreștere mare” a valorilor NDVI, în toate cele trei perioade analizate, a fost strâns legată de o „creștere mare” a valorilor LST. Astfel, pentru perioada 1987–2000 un procent de 5,06% „descreștere mare” pentru NDVI a condus la o „creștere mare” cu 5,17% pentru LST. În perioada 2000–2009, un procent de 1,5% „descreștere mare” a indicelui NDVI a condus la o „creștere mare” cu 0,06% pentru LST, iar pentru întreaga perioadă, 1987–2009, o „descreștere mare” cu 4,06% a valorilor indicelui NDVI a determinat o „creștere mare” cu 1,81% pentru valorile LST. De asemenea, comparând clasele de schimbări „descreștere mică” ale indicelui NDVI și „creștere mică” ale indicatorului LST se constată că procentul „creștere mică” pentru LST a fost, în toate perioadele, ușor mai mare decât procentul „descreștere mică” pentru NDVI. Astfel, pentru perioada 1987–2000, procentul „descreștere mică” al indicelui NDVI a fost de 9,08% iar procentul „creștere mică” al indicatorului LST de 13,21%; pentru perioada 2000–2009, procentul „descreștere mică” al valorilor NDVI a fost de 5,13% iar procentul „creștere mică” al valorilor LST de 8,82%; pentru întreaga perioadă (1987–2009) procentul „descreștere mică” al indicelui NDVI a fost de 7,15% iar procentul „creștere mică” al indicatorului LST de 8,74%. Așadar, în toate situațiile, clasele de schimbări analizate arată că între LST și NDVI există o strânsă legătură. Ca atare, creșterea valorilor LST s-a făcut pe baza scăderii valorilor NDVI. Analiza legăturii se poate realiza și *vice versa*, rezultatele arătând că o creștere a valorilor indicelui NDVI conduce la o scădere a valorilor indicatorului LST. Rezultatele obținute sunt în concordanță cu cele reliefate și de literatura de specialitate (Lo și Quattrochi 2003).

Tabelul 2.4.6. Compararea schimbărilor legate de NDVI și LST (1987–2000, 2000–2009 și 1987–2009)

Clasele schimbărilor	Schimbări NDVI			Schimbări LST		
	Limite	Suprafață		Limite (°C)	Suprafață	
		ha	%		ha	%
1987–2000						
Descreștere mare	<−0,334	7146,00	5,06	<−4,768	661,41	0,47
Descreștere mică	≥−0,334 la <−0,193	12819,96	9,08	≥−4,768 la <−1,333	15534,18	11,00
Fără schimbări	≥−0,193 la ≤+0,089	108941,58	77,14	≥−1,333 la ≤+5,573	99065,97	70,15
Creștere mică	>+0,089 la ≤+0,230	10652,13	7,54	>+5,573 la ≤+8,972	18656,19	13,21
Creștere mare	>+0,230	1669,33	1,18	>+8,972	7311,25	5,17
Total		141229,00	100,00		141229,00	100,00
2000–2009						
Descreștere mare	<−0,195	2199,87	1,56	<−8,704	6856,74	4,86
Descreștere mică	≥−0,195 la <−0,039	7249,23	5,13	≥−8,704 la <−5,172	17419,86	12,33
Fără schimbări	≥−0,039 la ≤+0,273	112145,49	79,41	≥−5,172 la ≤+1,892	104408,64	73,93
Creștere mică	>+0,273 la ≤+0,429	12792,96	9,06	>+1,892 la ≤+5,424	12455,46	8,82
Creștere mare	>+0,429	6841,45	4,84	>+5,424	88,30	0,06
Total		141229,00	100,00		141229,00	100,00
1987–2009						
Descreștere mare	<−0,178	5726,16	4,06	<−3,277	3924,90	2,78
Descreștere mică	≥−0,178 la <−0,056	10098,99	7,15	≥−3,277 la <−1,408	20193,66	14,30
Fără schimbări	≥−0,056 la ≤+0,188	109382,20	77,45	≥−1,408 la ≤+2,330	102213,40	72,37
Creștere mică	>+0,188 la ≤+0,310	11757,24	8,33	>+2,330 la ≤+4,199	12333,42	8,74
Creștere mare	>+0,310	4264,41	3,02	>+4,199	2563,62	1,81
Total		141229,00	100,00		141229,00	100,00

Analizele de mai sus trebuie puse în legătură cu schimbările utilizării/acoperirii terenurilor pe cele trei perioade (Tab. 2.3.5. și 2.4.6). Astfel, pentru perioada 1987–2000, o creștere a suprafețelor cu teren

construit cu 24,17% și a terenului agricol necultivat cu 68,14%, evident pe seama descreșterii suprafețelor terenurilor agricole cultivate (34,75%) și pășunilor (13,26%), a condus la scăderea suprafețelor acoperite cu vegetație. Ca rezultat, valorile *NDVI* au scăzut cu 14,14% („descreștere mare” și „descreștere mică”), reflectate în valorile mai mari ale *LST*. Pentru perioada 2000–2009, suprafețele terenurilor construite au crescut cu 17,33% iar cele ale pășunilor cu 58,81%. Creșterea suprafeței terenurilor construite a condus la scăderea valorilor *NDVI* pe când creșterea suprafețelor cu pășuni a determinat ca valorile *NDVI* să fie încadrate la „fără schimbări”. Astfel, valorile *NDVI* au scăzut numai cu 6,69% ceea ce a dus la o creștere a temperaturilor cu 8,88%. Pe întreaga perioadă (1987–2009) au avut loc creșteri ale suprafeței terenurilor construite cu 45%, terenurilor agricole necultivate cu 32,46% și pășunilor cu 37,75%. Toate creșterile sunt puse pe seama descreșterii terenurilor agricole cultivate cu 53,09%. Așadar, pentru întreaga perioadă (1987–2009) procentul de descreștere al valorilor *NDVI* a fost de 11,21% iar cel al creșterii valorilor indicatorului *LST* de 10,55%.

Pădurea este singura clasă de acoperire a terenului care nu a suferit schimbări mari (1,23%). Aceasta nu a determinat variații mari ale indicelui *NDVI*, încadrându-se în clasa „fără schimbări”. Celelalte clase deși au suferit schimbări, unele chiar mari (apa 104,85%), nu au fost analizate deoarece suprafața ocupată este mică și nu au influențat valorile indicelui *NDVI* și, implicit, temperatura.

Toate aceste analize nu trebuie înțelese creșteri ale temperaturilor în perioada 1987–2009, anul 2000 considerându-se un an intermediar. Ele trebuie privite ca variații ale temperaturilor, provocate la rândul lor de variații ale indicelui *NDVI*, datorită schimbărilor în utilizarea/acoperirea terenurilor. Analiza creșterii sau scăderii temperaturii în perioada 1987–2009 face obiectul altor cercetări.

2.4.5. Concluzii

În aceste cercetări s-au folosit trei imagini multitemporale *Landsat* în vederea analizării efectului schimbărilor utilizării/acoperirii terenului asupra temperaturii de suprafață. Relația dintre schimbările claselor de utilizare/acoperire a terenurilor și temperatura de suprafață a fost stabilită prin intermediul indicelui *NDVI* legat de cantitatea de vegetație din zona studiată. Rezultatele obținute arată că schimbările în utilizarea/acoperirea terenurilor determină schimbări asupra valorilor indicelui *NDVI* și implicit asupra valorilor *LST* evidențiate prin datele statistice. Prin analizarea tuturor claselor de utilizare/acoperire a terenurilor, împreună și separat, s-a observat că, pentru zona studiată și în timpul verii, între *LST* și indicele *NDVI*, există corelații negative. În acest sens, cu cât valorile indicelui *NDVI* sunt mai mari cu atât sunt mai mici valorile *LST*. Rezultatele privind efectul schimbării utilizării/acoperirii terenurilor asupra *LST*, obținute pe baza imaginilor multitemporale *Landsat*, pot fi exprimate prin hărți și date statistice care oferă informații importante legate de schimbările din zona studiată.

Analizarea relației dintre schimbările utilizării/acoperirii terenurilor și *LST* face posibilă o mai bună înțelegere a modelelor, proceselor și interacțiunilor acestora din peisajele eterogene. Aceste informații sunt importante în zonele metropolitane pentru practicile manageriale, planificarea și monitorizarea ecosistemelor. Zonarea utilizării/acoperirii terenurilor, ca unealtă pentru planificările urbane în zonele metropolitane, are un impact puternic asupra peisajului prin impunerea unor restricții legate de extinderea zonelor construite, realizarea de spații verzi, interzicerea tăierilor de păduri, dezvoltarea rutelor de transport și a spațiilor deschise, amenajarea albiilor râurilor, refacerea terenurilor degradate sau erodate, restricții legate de înălțimea maximă a clădirilor și densitatea acestora etc.

Din perspectivă ecologică, analiza relației dintre schimbările utilizării/acoperirii terenurilor și temperatura de suprafață constituie punctul cheie pentru monitorizarea, în general, a stării ecosistemelor și, în special, a celor din cadrul zonelor metropolitane extinse pe suprafețe eterogene și supuse presiunii antropice. Monitorizarea ecosistemelor folosind serii temporale *NDVI* poate evidenția numai suprafețele care au înregistrat modificări în cadrul vegetației. Prin combinarea însă a acestora cu serii temporale *LST* se poate stabili dacă schimbările sunt provocate de comportamentul sezonier al vegetației sau de schimbările provocate de utilizarea/acoperirea terenurilor. Ca atare, evaluarea temperaturii de suprafață pentru fiecare clasă de utilizare/acoperire a terenurilor este un pas important în studiul ecosistemelor și a relațiilor din cadrul acestora. Astfel de studii sunt cu atât mai utile cu cât peisajul este mai complex și se găsește într-o dinamică accentuată determinată de condiții naturale sau sociale.

3. Evaluarea și monitorizarea riscului la deșertificare folosind imagini satelitare Landsat și clasificarea prin arbori de decizie

3.1. Introducere

Deșertificarea este un proces general de degradare a suprafeței terenului datorită efectelor combinate ale acțiunilor umane și naturale care conduc la slăbirea sau pierderea capacității solului de a permite creșterea plantelor (Helldén 1991). Deșertificarea este asociată cu schimbarea funcțiilor ecosistemelor pe termen lung, implică atât componenta spațială cât și pe cea temporală și conduce la reducerea productivității și biodiversității (Mouat *et al.* 1997). Suprafețele afectate de deșertificare se caracterizează prin precipitații foarte scăzute și evapotranspirație intensă care determină creșterea rară a vegetației și apariția unor grupuri de plante cu structură simplă (Ioraș *et al.* 2014).

În ultimul deceniu teledetecția satelitară a fost utilizată pe larg în cercetările legate de evaluarea deșertificării (Yan *et al.* 2009; Xu *et al.* 2009; Santini *et al.* 2010; Xu *et al.* 2010; Pan și Li 2013). Imaginile satelitare folosite des în studiile legate de monitorizarea și evaluarea riscului la deșertificare sunt: *Landsat MSS*, *Landsat TM*, *Landsat ETM+* (Liu *et al.* 2008; Zhang *et al.* 2008; Xu *et al.* 2009; Pan și Li 2013), *NOAA-AVHRR* (Arnab și Dipanwita 2011), *SPOT Vegetation* (Huang și Siebert 2006).

Cele mai multe metode folosite în teledetecția satelitară evaluează și monitorizează riscul la deșertificare folosind indici de vegetație care dau informații legate de covorul vegetal (Chopping *et al.* 2008; Hanafi și Jauffret 2008; Xue *et al.* 2009). Unul dintre acești indici folosit des în studiile legate de deșertificare este *NDVI*. În regiunile semiaride și aride, datorită vegetației rare, solul și umiditatea din sol au un impact mare asupra valorilor indicelui *NDVI* (Wessels *et al.* 2004; Huang și Siebert 2006; Hill *et al.* 2008; Pan și Li 2013). Pentru diminuarea influenței fundalului solului asupra rezultatelor unii cercetători au folosit în locul indicelui *NDVI* indicii *MSAVI* sau *EVI* (Li *et al.* 2010; Wu *et al.* 2007).

Evaluarea riscului deșertificării folosind un sigur indice de vegetație (*NDVI*, *MSAVI*, *EVI*) este unilaterală și nu reflectă în mod cuprinzător toate aspectele legate de deșertificare (Pan și Li 2013). În unele studii analiza și monitorizarea deșertificării s-a realizat prin stabilirea unei relații cantitative între procesul de deșertificare și caracteristicile biofizice ale suprafeței terenului cum sunt albedoul, temperatura de suprafață și textura peisajului (Xu *et al.* 2009). Albedoul suprafețelor obținut din datele de teledetecție este un parametru fizic care redă caracteristicile reflectivității suprafeței. Acesta este influențat de covorul vegetal, modul de utilizare al terenurilor, umiditatea din sol, covorul de zăpadă și alte caracteristici ale suprafeței terenurilor. Orice schimbare a caracteristicilor suprafeței terenurilor conduce la o schimbare evidentă a albedoului acesteia.

Cunoașterea expansiunii și severității deșertificării este importantă în luarea deciziilor pentru un control efectiv, motiv pentru care fenomenul deșertificării trebuie evaluat și monitorizat. Obiectivul general al acestor cercetări a fost de a evalua și monitoriza riscul la deșertificare în Dobrogea pentru perioada 1987–2011, folosind imagini *Landsat TM*. Obiectivele specifice ale acestor cercetări au fost: (1) stabilirea unor indicatori și realizarea unui model de decizie folosind clasificarea prin arbori de decizie (DTC) pentru evaluarea și monitorizarea riscului deșertificării; (2) folosirea indicatorilor *MSAVI1*, *MSDI*, *albedoului* și a combinațiilor dintre aceștia în evaluarea pe diferite grade a riscului deșertificării; (3) analiza cauzelor care au condus la apariția riscului deșertificării, inclusiv analiza temperaturii de suprafață (LST) asupra fenomenului de deșertificare.

3.2. Materiale și metode

3.2.1. Zona studiată

Zona studiată este reprezentată de provincia Dobrogea care cuprinde județele Constanța și Tulcea, fără Delta Dunării (Fig. 3.1). Suprafața totală luată în studiu este de 1176582 ha. Din cele 707100 ha ale județului Constanța, 564500 ha sunt destinate circuitului agricol, iar în județul Tulcea din suprafața totală de 849900 ha, 362218 ha aparțin circuitului agricol. Altitudinea medie este relativ redusă; în partea sudică altitudinea este sub 200 m (maxim 204 m în Podișul Deliorman) iar în partea de nord ajunge pe alocuri la 350–400 m dar și chiar la 467 m (Vârful Greci din Munții Măcinului).

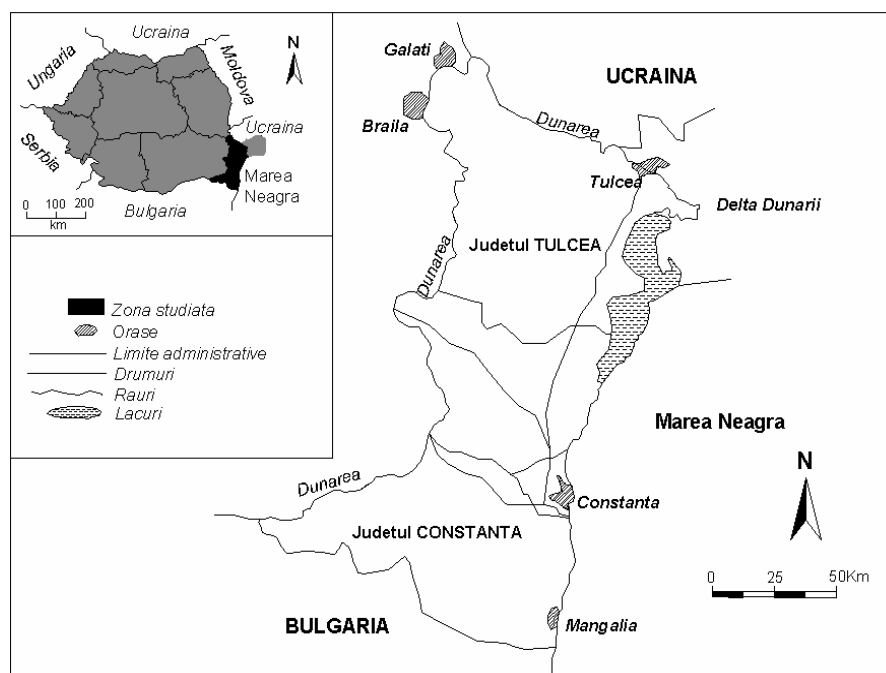


Fig. 3.1. Zona studiată reprezentată de Dobrogea fără Delta Dunării. În partea estică a zonei studiate (linia întreruptă) se găsesc lacurile Razim, Sinoe, Golovița, Zmeica, Histria, Nuntași, Tuzla, Ceamurlia, Caraburum și Sălcioara

Cea mai mare parte a Dobrogei are un climat de ariditate, cu temperaturi medii mari (10° – 11°C), temperaturi ridicate vara (22° – 23°C), precipitații reduse (în medie sub 400 mm/an), zile tropicale și secete frecvente. Spre Marea Neagră există un climat termic mai moderat, brize diurne și insolație puternică. La altitudini de peste 300 m există un climat de dealuri joase, cu o temperatură medie mai scăzută (9° – 10°C) și precipitații mai bogate (500–600 mm/an). Temperatura medie a lunii celei mai reci (ianuarie) este, pe cea mai mare întindere, de -1°C la -2°C , iar în extremitatea sud-estică este pozitivă. Amplitudinea termică anuală este destul de diferențiată, 23° – 24°C în jumătatea vestică a Dobrogei și 21° – 22°C în jumătatea estică.

Vegetația este diferită, în partea sudică aceasta fiind de stepă uscată în care predomină gramineele. În partea nordică, în zonele deluroase și munți cu altitudine mică, vegetația este de silvostepă și, pe alocuri, apare vegetația forestieră reprezentată de cer (*Quercus cerris*) și gârniță (*Quercus fraineto*) (Șofletea și Curtu 2000; Șofletea și Curtu 2001). Procentul împăduririi este de doar 3,5 % (24750 ha) în județul Constanța și de 10,8 % (91790 ha) în județul Tulcea comparativ cu 26,7 % cât este la nivelul României. Solurile care ocupă cea mai mare suprafață sunt cernoziomurile, cernoziomuri cambice și solurile bălane. O suprafață mai restrânsă (circa 5 %) este ocupată de solurile cenușii, rendzine, solurile brune luvice, litosoluri, erodisoluri și regosoluri.

3.2.2. Imagini Landsat și date de referință

În cercetări s-au folosit cinci cadre decupate din imaginile satelitare *Landsat 5 TM* preluate pe 14.07.1987, 01.07.1994, 01.07.2000, 21.07.2007 și 16.07.2011. Imaginile fac parte din orbita 181, rândul 29 și au fost descărcate gratuit de pe Internet (<http://glovis.usgs.gov>). Imaginile au nivelul de corecție 1T fiind georeferențiate în sistemul de proiecție UTM, zona 35 N, datum WGS 84. Rezoluția spațială a benzilor din multispectral și a benzii termale, după resampling, este de 30 m. Pentru verificarea preciziei imaginilor obținute după prelucrare și recodare s-au folosit: harta solurilor (1 : 1000000), harta vegetației (1 : 100000), harta distribuției radiației (1 : 100000), harta terenurilor erodate (1 : 1000000) și harta riscului la secetă (1 : 1000000). Datele meteorologice, incluzând temperaturile și precipitațiile medii lunare și anuale, de la opt stații meteorologice din Dobrogea și din împrejurimi, au fost colectate din diferite rapoarte (Bosneagu 2010) și de la Institutul de Meteorologie al României. Datele recensământului socio-economic din Dobrogea au fost preluate din anuarele statistice locale.

3.2.3. Preprocesarea imaginilor

Normalizarea radiometrică relativă a fost realizată pentru toate imaginile, exceptând imaginea din anul 1994 care a constituit imaginea de referință. Metoda de normalizare radiometrică relativă folosită a fost ASCR (§ 2.2).

3.2.4. Indicatorii riscului deșertificării

Schimbările provocate de deșertificare sunt caracterizate, în principal, de schimbările legate de biomasa vegetației sau covorul vegetal, complexitatea peisajului și condițiilor micrometeorologice (Xu *et al.* 2009). În evaluarea biomasei vegetației sau acoperirii terenului sunt folosiți indicii de vegetație *NDVI*, *MSAVI*, *EVI* etc. Având în vedere legăturile puternice dintre acești indici, în cercetările realizate s-a ales, pentru evaluarea acoperirii terenului, indicele *MSAVI1*. Conform literaturii de specialitate, acest indice s-a dovedit a lucra mai bine decât indicii *NDVI*, *SAVI* și *WDVI* (Qi *et al.* 1994). Pentru caracterizarea complexității peisajului s-a folosit indicele *MSDI* iar pentru evaluarea condițiilor micrometeorologice ale suprafeței terenului s-a utilizat *albedoul*. Toți acești indicatori s-au obținut din imaginile satelitare *Landsat 5 TM*.

MSAVI1 s-a calculat folosind reflectanța în benzile roșu (RED) și infraroșu apropiat (NIR) și a factorului *L* pe baza următoarei relații:

$$MSAVI1 = \frac{NIR - RED}{NIR + RED + L} (1 + L) \quad (3.1)$$

în care $L = 1 - 2 \cdot s \cdot NDVI \cdot WDWI$. În această relație *s* este panta liniei solului, indicele *NDVI* este calculat cu relația (2.1.1.) iar *WDVI* cu următoarea relație:

$$WDVI = NIR - s \cdot RED \quad (3.2)$$

Panta liniei solului, respectiv punctul de intercepție al liniei solului, s-au stabilit pe baza suprafețelor cu sol descoperit din fiecare imagine. Pentru identificarea intervalului valorilor pixelilor reprezentând solul gol, lipsit de vegetație în imaginile *NDVI* s-a realizat o imagine binară în care suprafețele cu sol descoperit au luat valoarea 1 iar restul pixelilor din celelalte suprafețe valoarea 0.

Complexitatea peisajului a fost evaluată folosind indicele *MSDI* care se consideră a fi un indicator bun în stabilirea eterogenității peisajului pentru terenurile degradate (Xu *et al.* 2009). Pickup (1990) a arătat că orice proces care conduce la o creștere a eterogenității în timp și spațiu a unui peisaj este de natură să conducă la degradarea acestuia. Ipoteza care stă la baza indicelui eterogenității este că un peisaj sănătos prezintă mai puțină variabilitate decât unul degradat (Tanser 1997). Peisajele degradate din zonele aride și semiaride pot fi modelate datorită activității erozionale puternice. Schimbarea vegetației de la o locație la alta este adesea variabilă spațial datorită redistribuirii sedimentelor și apei. În momentul observării unei creșteri a eterogenității spațiale peisajul s-a modificat de la o stare de echilibru la una de dezechilibru devenind disfuncțional (Ludwig și Tongway 1997). Indicele *MSDI* s-a determinat folosind a un filtru 3×3 care a fost trecut peste banda roșu și care a calculat abaterea standard pentru fiecare fereastră de nouă pixeli. Apoi abaterea standard a fost reprezentată într-o imagine în care pixelii noi au avut aceleași locații cu cele ale pixelului central din cadrul ferestrei cu cei nouă pixeli (Tanser 1997; Tanser și Palmer 1999; Jafari *et al.* 2008; Xu *et al.* 2009). Relația folosită la calcularea indicelui *MSDI* a fost:

$$MSDI = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (DN_i - \overline{DN})^2}{N}} \quad (3.3)$$

în care N reprezintă numărul de pixeli din filtrul folosit ($N=9$); DN_i este valoarea digitală a pixelului i din fiecare fereastră alcătuită din nouă pixeli; $\overline{DN}$ este valoarea digitală medie pentru cei nouă pixeli din cadrul fiecărei ferestre cu aceeași mărime.

Albedoul a fost calculat pe baza imaginilor *Landsat TM* normalizate radiometric folosind următoarea relație:

$$\text{Albedoul} = 0.356\alpha_1 + 0.130\alpha_3 + 0.373\alpha_4 + 0.085\alpha_5 + 0.072\alpha_7 - 0.0018 \quad (3.4)$$

în care $\alpha_1, \alpha_3, \alpha_4, \alpha_5, \alpha_7$ reprezintă albedoul pentru benzile *Landsat TM* 1, 3, 4, 5 și 7.

3.2.5. Obținerea temperaturii de suprafață

LST este un indicator al condițiilor micrometeorologice la care s-a apelat fără ca acesta să fie inclus în modelul de decizie al evaluării riscului la deșertificare ci pentru efectuarea de analize în legătură cu unii indicatorii ai deșertificării (*MSDI*, albedoul). Indicatorul *LST* s-a calculat din fiecare bandă termală a imaginilor *Landsat TM* (11,45–12,50 μm) folosind metodologia de la § 2.4.3.

3.2.6. Metoda de evaluare a riscului deșertificării

În aceste cercetări pentru evaluarea riscului la deșertificare în Dobrogea s-a folosit metoda *DTC*. Aceasta este un tip de clasificare pe etape multiple care poate fi aplicată unei singure benzi sau unei imagini constituite din mai multe benzi. Metoda constă dintr-o serie de decizii binare, specifice fiecărei etape, care sunt utilizate pentru a determina categoria corectă în care poate fi încadrat, în cel mai simplu mod posibil, fiecare pixel din imagine.

Aplicarea metodei *DTC* a presupus stabilirea, în prealabil, a unor reguli care să stea la baza construirii modelului de decizie. Regulile pentru fiecare indicator s-au stabilit pe baza datelor de referință disponibile și a unei analize atente a intervalului de valori pe care îl poate lua fiecare indicator în diferite condiții (Tab. 3.1). În acest sens, s-a avut în vedere, de exemplu, că albedoul în condiții normale, pentru culturile agricole, se găsește în intervalul 0,18–0,25 (Ahrens 2006).

În Figura 3.2 este prezentată schema metodei *DTC* folosite în cercetări pentru evaluarea riscului deșertificării. Intrările în metoda *DTC* sunt imaginile *MSAVI1*, *MSDI* și *Albedoul* obținute, în prealabil, prin prelucrările specifice. Prima regulă de decizie a luat în considerare indicele *MSAVI1* care a segmentat imaginile în patru porțiuni. Dacă $MSAVI1 \leq 0$ și $Albedoul < 0$ sau $MSAVI1 > 0,4$ nu există risc de deșertificare, cazuri expuse în Figura 3.2 la extremitățile acesteia. Rămân așadar cele două subintervale ($0 < MSAVI1 \leq 0,1$ și $0,1 < MSAVI1 \leq 0,4$) pentru care s-a luat în considerare, în cea de-a doua regulă de decizie, indicele *MSDI*. Valorile *MSDI* au fost divizate în două subintervale, $MSDI \leq 0$ și $MSDI > 2$ care, la rândul lor, au segmentat imaginile în două porțiuni. Cea de-a treia regulă de decizie s-a stabilit luând în considerare *Albedoul* al cărui interval a fost împărțit în trei subintervale ($Albedoul > 0,25$, $0 < Albedoul \leq 0,15$, $0,15 < MSAVI1 \leq 0,25$). Această regulă de decizie este cea finală și a stabilit gradul de risc la deșertificare, alături de celelalte reguli, pentru fiecare porțiune din imagine obținută prin segmentările anterioare pe baza indicatorilor *MSAVI1* și *MSDI*. În situația în care $Albedoul > 0,25$ și $MSDI > 0$ s-a considerat că, pentru zona studiată, există un risc sever de deșertificare.

Tabelul 3.1. Setul regulilor de decizie pentru evaluarea riscului de deșertificare folosind imagini *Landsat TM*

Gradul de risc la deșertificare	Indicatori		
	MSAVI1	MSDI	Albedoul
fără risc	$< 0,0$ sau $> 0,4$	≥ 0	$< 0,0$
foarte mic	0,25–0,4	0–6	0,0–0,15
mic	0,1–0,25	0–5	0,15–0,25
mediu	0,075–0,1	0–4	0,0–0,15
mare	0,04–0,075	0–3	0,15–0,25
sever	0,0–0,04	≥ 0	$> 0,25$

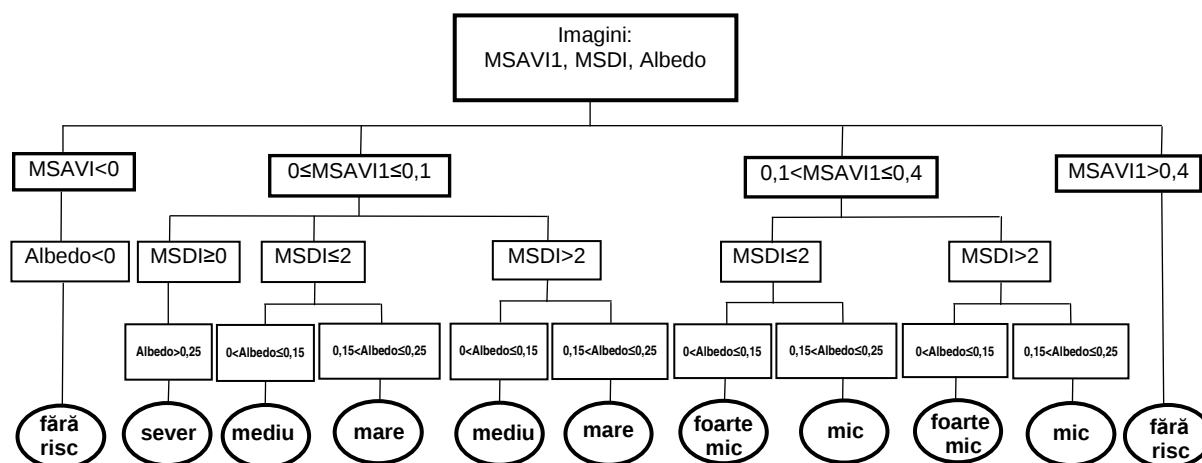


Fig. 3.2. Schema metodei DTC utilizate în evaluarea riscului la deșertificare în Dobrogea. Indicatorii folosiți în construirea regulilor sunt MSAVI1, MSDI și Albedoul. Evaluarea riscului deșertificării s-a realizat în șase grade: fără risc, foarte mic, mic, mediu, mare și sever

În concordanță cu regulile stabilite, între MSAVI1 și albedo există o relație liniară care arată că o scădere a valorilor indicelui MSAVI1 și o creștere a albedoului indică un risc crescut la deșertificare. Indicele MSDI a fost folosit în caracterizarea complexității peisajului dar acesta nu prezintă o relație liniară cu schimbările provocate de deșertificare (Xu *et al.* 2009). Inițial, valorile MSDI cresc după care descresc odată cu expansiunea deșertificării, prezentând un trend ca o parabolă (Xu *et al.* 2009). Așadar, pentru delimitarea gradelor *fără risc* și *sever* s-a folosit numai MSAVI și albedoul. Apele având valori ale indicelui MSAVI1 negative, au fost clasificate în gradul *fără risc*. Indicele MSDI s-a folosit în delimitarea gradelor *foarte mic* de *mic* și a gradelor *mediu* de *mare*. În urma rulării metodei DTC pentru fiecare imagine s-au obținut informații privind riscul deșertificării. Evaluarea preciziei s-a făcut prin ajustarea setului de reguli conform examinării vizuale până când s-a obținut o precizie bună (peste 85 %).

Riscul deșertificării terenurilor din Dobrogea a fost clasificat în șase grade: *fără risc*, *foarte mic*, *mic*, *mediu*, *mare* și *sever* conform setului de reguli determinat în prealabil. Pentru toate cele cinci imagini folosite s-a stabilit un singur set de reguli din următoarele considerente: (1) imaginile au fost achiziționate cu același tip de senzor (Landsat TM); (2) toate imaginile au fost preluate numai în luna iulie, diferența maximă dintre datele de preluare fiind de 20 de zile; (3) climatul din zona studiată este aproximativ același; (4) din totalul suprafeței acoperite cu vegetație, aproximativ 93% este reprezentată de culturi agricole fără a exista subregiuni vegetative.

Deoarece în România nu există un sistem oficial de evaluare și clasificare a riscului la deșertificare pe diferite grade folosind imagini satelitare, pentru evaluarea preciziei s-a realizat o referință proprie. Aceasta a avut la bază harta întocmită de Administrația Națională de Meteorologie care redă indicele teoretic de ariditate R_t , considerat cel mai apropiat parametru pentru o astfel de evaluare, și harta acoperirii terenurilor. Indicele teoretic de ariditate R_t redat pe hartă a fost calculat pe baza valorilor precipitațiilor și a evapotranspirației anuale, pentru fiecare clasă de acoperire a terenurilor. Harta acoperirii terenurilor s-a obținut prin calcularea indicelui NDVI și s-a întocmit pentru fiecare imagine (1987, 1994, 2000, 2007, 2011). Pentru a evidenția gradul de acoperire cu vegetație, imaginile NDVI au fost recodate în următoarele clase: (1) $0 \geq NDVI$ (apă) și $NDVI > 0,4$ (teren acoperit de vegetație densă și sănătoasă); (2) $0 < NDVI \leq 0,05$ (teren gol, lipsit de vegetație); (3) $0,05 < NDVI \leq 0,1$ (teren acoperit de vegetație foarte rară); (4) $0,1 < NDVI \leq 0,2$ (teren acoperit de vegetație rară); (5) $0,2 < NDVI \leq 0,3$ (teren acoperit de vegetație rară, peste medie); (6) $0,3 < NDVI \leq 0,4$ (teren acoperit de vegetație cu desime medie). Fiecare imagine NDVI recodată (1987, 1994, 2000, 2007, 2011) a fost suprapusă cu harta indicelui teoretic de ariditate R_t , obținându-se suprafețe delimitate de poligoane. Fiecare poligon obținut s-a caracterizat printr-o valoare NDVI și o valoare a indicelui teoretic de ariditate R_t . Pe baza observațiilor meteorologice avute la dispoziție pentru zona analizată s-a calculat indicele practic de ariditate R_p . Riscul expunerii la deșertificare s-a stabilit prin compararea indicelui practic de ariditate R_p cu indicele teoretic de ariditate R_t , care corespunde de fapt cerințelor ecologice ale speciilor componente ale ecosistemelor din zona studiată, astfel: (1) dacă indicele practic de ariditate R_p se

găsește în ecartul indicelui teoretic de ariditate R_t nu există risc la deșertificare (fără risc); (2) dacă indicele practic de ariditate R_p este mai mic decât indicele teoretic de ariditate R_t există risc de deșertificare. În acest ultim caz, intervalul valorilor indicelui practic de ariditate R_p s-a împărțit în cinci subintervale egale care redau gradele de risc la deșertificare (foarte mic, mic, mediu, mare, sever).

Evaluarea preciziei clasificării s-a realizat pentru fiecare imagine, pe baza a 80 de puncte test generate întâmplător și egal pentru fiecare grad al riscului la deșertificare. În cadrul unei singure imagini au fost generate 480 de puncte test. Pentru fiecare imagine punctele test au fost comparate cu aceleași locații din imaginile de referință obținute folosind modulul *Accuracy Assessment* din ERDAS Imagine. Dacă un punct test a identificat corect gradul de risc la deșertificare atunci clasificarea s-a considerat bună; în caz contrar punctul test a fost atribuit clasei corespunzătoare imaginii de referință.

3.3. Rezultate și discuții

3.3.1. Clasificarea conținutului imaginilor

Coeficienții reprezentând panta liniei solului (a) și punctul de intersecție (b) folosiți la obținerea imaginilor *MSAVI1*, considerând banda infraroșu apropiat ca variabilă independentă, sunt prezentați în Tabelul 3.2.

Tabelul 3.2. Ecuatiile liniei solului pentru imaginile Landsat TM

Imagine	Ecuatiile liniei solului	r
1987	$Y = -0,006155 + 1,101425X$	0,9936
1994	$Y = 0,001956 + 0,825688X$	0,9573
2000	$Y = -0,003338 + 1,051163X$	0,9915
2007	$Y = 0,003624 + 1,025485X$	0,9816
2011	$Y = -0,000160 + 1,025054X$	0,9917

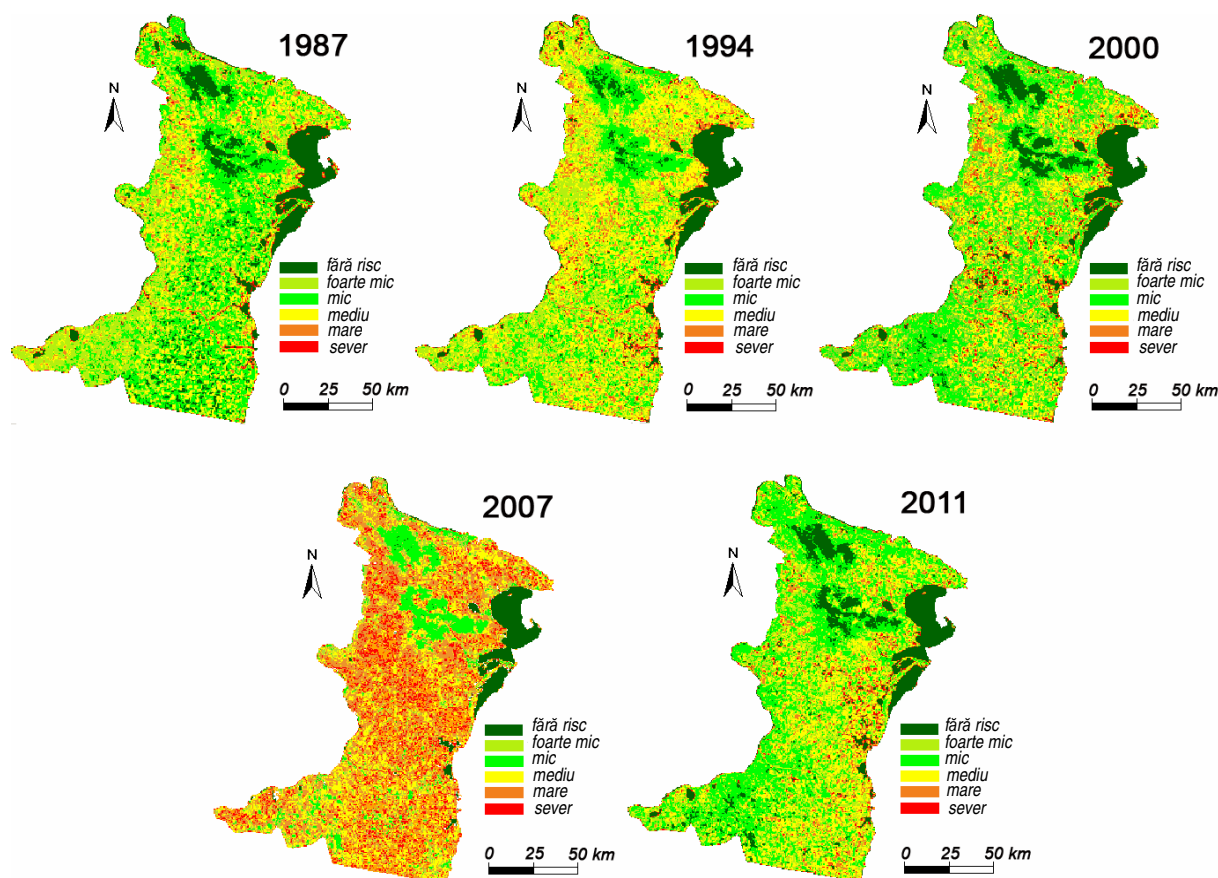


Fig. 3.3. Hărțile riscului la deșertificare din zona studiată pentru anii 1987, 1994, 2000, 2007 și 2011. În toate imaginile, în partea estică a zonei studiate (deasupra legendei), apa este clasificată în gradul fără risc de deșertificare (culoarea verde). În perioada studiată suprafețele mai puțin afectate au fost cele acoperite de păduri (culorile verde și verde deschis) din Munții Măcinului (centrul imaginilor din partea superioară) și din sud-estul Dobrogei. În anul 2007 riscul la deșertificare a fost ridicat și a cuprins aproape toată zona studiată

Rezultatele evaluării riscului la deșertificare, după aplicarea metodei *DTC*, pentru anii 1987, 1994, 2000, 2007 și 2011 sunt prezentate în Figura 3.3 iar imaginile cu distribuția spațială a punctelor test în Figura 3.4. Pentru fiecare imagine s-a calculat precizia totală, preciziile utilizatorului și producătorului și coeficientul k (Tab. 3.3 și 3.4). Cea mai ridicată precizie a fost de 90,42%, cu un coeficient k de 0,8850 pentru imaginea din 2011 iar cea mai slabă precizie a fost 85,21%, cu coeficientul k egal cu 0,8225 pentru imaginea din 1987. Valoarea mai mare pentru precizia utilizatorului a fost de 95,00% pentru imaginile din 1987 (risc mic) și 2011 (fără risc) iar valoarea cea mai mică, de 72,50%, pentru imaginea din 1987 (risc mare); valoarea mai mare pentru precizia producătorului a fost de 96,15% în cazul imaginii din 1994 (fără risc) iar valoarea cea mai mică, de 80,56%, pentru imaginea din 1987 (risc mare). Erorile de comitere mai mari în cazul imaginii din 1987, de 27,50% și 18,75%, se pot datora etichetării mai dificile a punctelor test folosite la verificarea preciziei în cazul suprafețelor cu risc *mare*, *sever* și *foarte mic*. De altfel, erori de comitere mai mari s-au întâlnit în cazul gradelor de risc *mare* și *sever*. Erorile de omitere mari, de 19,44% și 19,05% s-au întâlnit în cazul imaginilor din 1987 și 2007 pentru gradul *risc mare*.

Rezultatele legate de temperaturile înregistrate în anii 1987, 1994, 2000, 2007 și 2011 sunt prezentate în Figura 3.5. Din seria temporală de imagini satelitare, în imaginea din 2007 s-au înregistrat cele mai mari temperaturi (izolat 54°C, obișnuit între 40°–47°C), urmată de imaginea din 2011 (izolat 45°C, obișnuit între 30°–39°C) și imaginea din 1994 (izolat 44°C, obișnuit 30°–35°C). Dacă în imaginile din 2011 și 1994 temperaturile maxime erau prezente în anumite locații, sub forma insulelor de căldură, în imaginea din 2007 fenomenul de secetă a cuprins cea mai mare suprafață a Dobrogei, existând și aici insule de căldură cu temperaturi foarte ridicate. Temperaturi mai mici (<20°C) s-au înregistrat în suprafețele acoperite cu pădure și deasupra apelor.

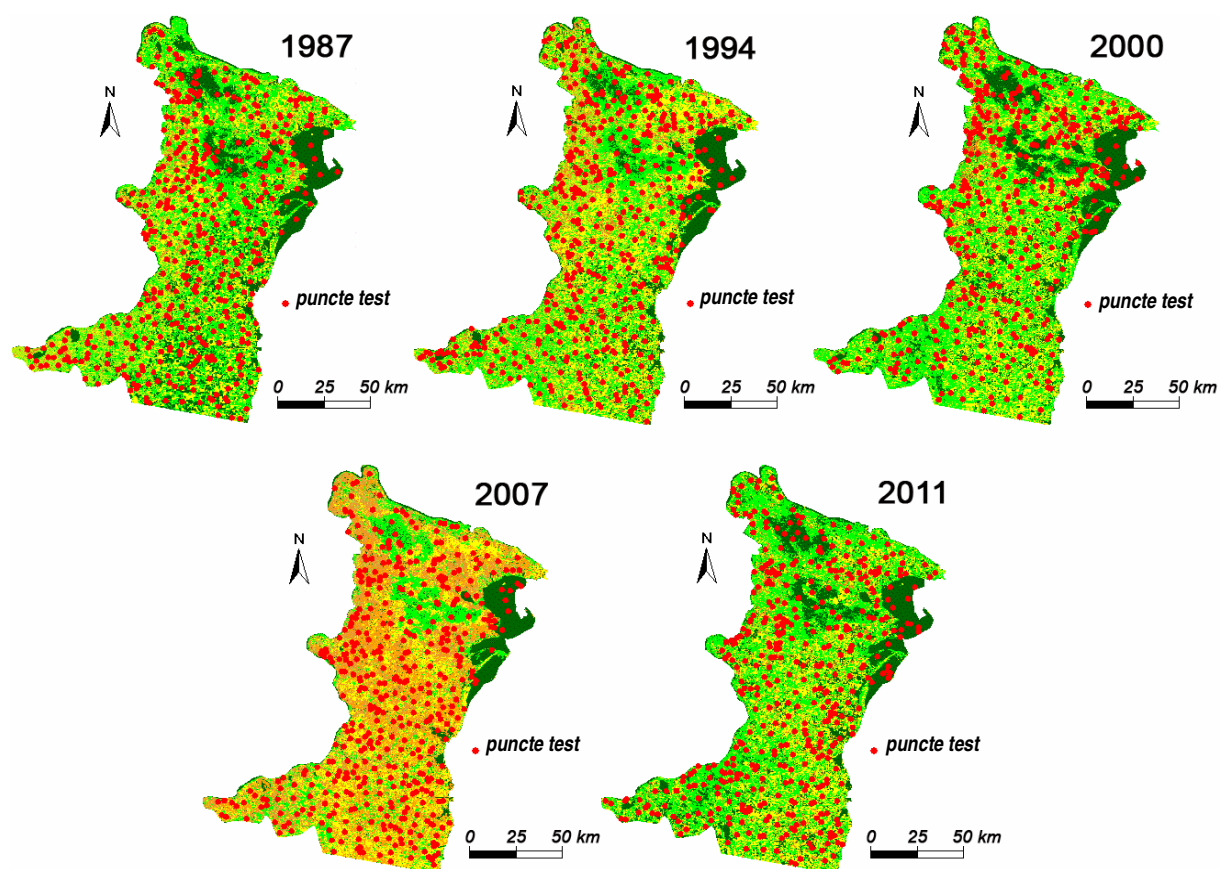


Fig. 3.4. Hărți care arată distribuția punctelor test (culoarea roșu). Pentru fiecare imagine au fost generate puncte test întâmplător și în număr egal pentru fiecare grad al riscului la deșertificare

Tabelul 3.3. Matricea erorilor pentru imaginile din 1987, 1994, 2000, 2007 și 2011

Imagine 1987								
Gradul de risc la deșertificare	fără risc	foarte mic	mic	mediu	mare	sever	Total	Precizia utilizatorului
fără risc	73	4	3	0	0	0	80	91,25
foarte mic	9	65	3	3	0	0	80	81,25
mic	0	4	76	0	0	0	80	95,00
mediu	0	0	5	72	3	0	80	90,00
mare	0	0	2	9	58	11	80	72,50
sever	0	0	0	4	11	65	80	81,25
Total	82	73	89	88	72	76	480	
Precizia producătorului	89,02	89,04	85,39	81,82	80,56	85,53		
Precizia totală a clasificării: 85,21%								
Imagine 1994								
Gradul de risc la deșertificare	fără risc	foarte mic	mic	mediu	mare	sever	Total	Precizia utilizatorului
fără risc	75	4	1	0	0	0	80	93,75
foarte mic	3	72	5	0	0	0	80	90,00
mic	0	1	72	7	0	0	80	90,00
mediu	0	0	2	73	5	0	80	91,25
mare	0	0	0	9	66	5	80	82,50
sever	0	0	0	0	9	71	80	88,75
Total	78	77	80	89	80	76	480	
Precizia producătorului	96,15	93,51	90,00	82,02	82,50	93,42		
Precizia totală a clasificării: 89,38%								
Imagine 2000								
Gradul de risc la deșertificare	fără risc	foarte mic	mic	mediu	mare	sever	Total	Precizia utilizatorului
fără risc	73	5	2	0	0	0	80	91,25
foarte mic	9	64	6	1	0	0	80	80,00
mic	0	2	75	3	0	0	80	93,75
mediu	0	2	4	68	4	2	80	85,00
mare	0	0	0	5	69	6	80	86,25
sever	0	0	0	2	7	71	80	88,75
Total	82	73	87	79	80	79	480	
Precizia producătorului	89,02	87,67	86,21	86,08	86,25	89,87		
Precizia totală a clasificării: 87,50%								
Imagine 2007								
Gradul de risc la deșertificare	fără risc	foarte mic	mic	mediu	mare	sever	Total	Precizia utilizatorului
fără risc	69	10	1	0	0	0	80	86,25
foarte mic	8	68	4	0	0	0	80	85,00
mic	0	6	65	8	1	0	80	81,25
mediu	0	0	4	66	10	0	80	82,50
mare	0	0	2	4	68	6	80	85,00
sever	0	0	0	0	5	75	80	93,75
Total	77	84	76	78	84	81	480	
Precizia producătorului	89,61	80,95	85,53	84,62	80,95	92,59		
Precizia totală a clasificării: 85,63%								
Imagine 2011								
Gradul de risc la deșertificare	fără risc	foarte mic	mic	mediu	mare	sever	Total	Precizia utilizatorului
fără risc	76	4	0	0	0	0	80	95,00
foarte mic	5	74	0	1	0	0	80	92,50
mic	0	6	68	6	0	0	80	85,00
mediu	0	0	3	72	4	1	80	90,00
mare	0	0	1	5	69	5	80	86,25
sever	0	0	0	0	5	75	80	93,75
Total	81	84	72	84	78	81	480	
Precizia producătorului	93,83	88,10	94,44	85,71	88,46	92,59		
Precizia totală a clasificării: 90,42%								

Tabelul 3.4. Coeficientul k pentru fiecare grad de risc la deșertificare și coeficientul total k

Gradul de risc la deșertificare	Imagini				
	1987	1994	2000	2007	2011
fără risc	0,8945	0,9254	0,8945	0,8362	0,9398
foarte mic	0,7789	0,8809	0,7641	0,8182	0,9091
mic	0,9386	0,8800	0,9237	0,7772	0,8235
mediu	0,8776	0,8926	0,8204	0,7910	0,8788
mare	0,6765	0,7900	0,8350	0,8182	0,8358
sever	0,7772	0,8663	0,8653	0,92,84	0,9248
Coeficientul total k	0,8225	0,8725	0,8500	0,8275	0,8850

3.3.2. Evaluarea riscului la deșertificare

În perioada 1987–2011 riscul la deșertificare pe zona studiată s-a manifestat sub diferite grade și a cuprins anumite suprafețe (Tab. 3.5). Datele s-au analizat prin raportare la anul 1987 considerat ca referință. Pentru niciun grad de risc la deșertificare nu s-a identificat un trend continuu, crescător s-au descrescător, ci unul fluctuant. O analiză, pe grade, a riscului la deșertificare pentru perioada 1987–2011, raportată la întreaga suprafață studiată, se prezintă astfel (Tab. 3.5): (1) suprafața *fără risc* la deșertificare are un trend foarte ușor descrescător (–0,06%). O abatere mai puternică de la acest trend a apărut în 1994 când riscul s-a redus cu 7,56% iar în anul 2007 cu 12,62%; (2) suprafața cu risc *foarte mic* la deșertificare are un trend crescător (5,66%) dar în 2007 prezintă un minim (–21,81%); (3) suprafața cu risc *mic* la deșertificare este singura care prezintă un trend aproape continuu descrescător (–11,87%); (4) suprafața cu risc *mediu* la deșertificare are un trend crescător (6,48%); (5) suprafața cu risc *mare* la deșertificare prezintă un trend ușor descrescător (–0,20%). Cu toate acestea, în anul 2007 s-a identificat o creștere de 38,68% reprezentând cea mai mare fluctuație; (6) suprafața cu risc *sever* la deșertificare are un trend descrescător, având o valoare foarte mică în 2011 (27 ha), reprezentând suprafața cumulată a zonelor cu insule de căldură.

Tabelul 3.5. Suprafețele din zona studiată redade pe grade de risc la deșertificare

Gradul de risc la deșertificare	1987		1994		2000		2007		2011	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
fără risc	266091	22,62	177188	15,06	245696	20,88	117711	10,00	265446	22,56
foarte mic	442119	37,58	412062	35,02	506147	43,02	185515	15,77	508779	43,24
mic	181535	15,43	149162	12,68	47124	4,00	61553	5,23	41861	3,56
mediu	226019	19,21	318087	27,03	331855	28,21	296033	25,16	302252	25,69
mare	60665	5,15	120074	10,21	45659	3,88	515716	43,83	58217	4,95
sever	153	0,01	9	–	101	0,01	54	0,01	27	–
Total	1176582	100	1176582	100	1176582	100	1176582	100	1176582	100

Rezultatele arată că în Dobrogea, conform regulilor stabilite, pentru perioada 1987–2011 s-au identificat două grade ale riscului de deșertificare cu trend crescător. Acestea sunt reprezentate de gradul de deșertificare *foarte mic*, a cărei suprafață a crescut cu 66660 ha, și *mediu*, cu o creștere a suprafeței de 76233 ha.

Valorile din 2007 sunt mult diferite față de cele din ceilalți ani, urmate apoi de valorile din 2000. În anul 2007, din suprafața analizată, 43,83% prezenta risc *mare* la deșertificare și 25,16% un risc *mediu*. Aceasta datorită faptului că anul 2007 a fost cel mai secetos an din perioada analizată. Temperaturile din 2007 au fost foarte ridicate, pe 640541 ha semnalându-se temperaturi mai mari de 40°C (Fig. 3.5). Deși, după anul 2007, temperaturile mai mari s-au înregistrat pe imaginile din 2011 și 1994, în anul 2000 suprafața cea mai expusă riscului la deșertificare a fost de 331855 ha, media temperaturilor fiind grupată în jurul valorii de 30°C. Cu toate că temperaturile au fost mai scăzute comparativ cu cele din 2007 (Fig. 3.5), riscul deșertificării a fost prezent ca o consecință a climatului din anii precedenți. Și în anul 1994 s-a constatat că 318087 ha au fost expuse unui risc *mediu* de deșertificare. Având în vedere temperaturile înregistrate la stațiile meteorologice din Dobrogea și din apropiere, acestea arată că în perioada analizată au fost fluctuații (Fig. 3.6a). În toți anii studiați, cu excepția anului 2007,

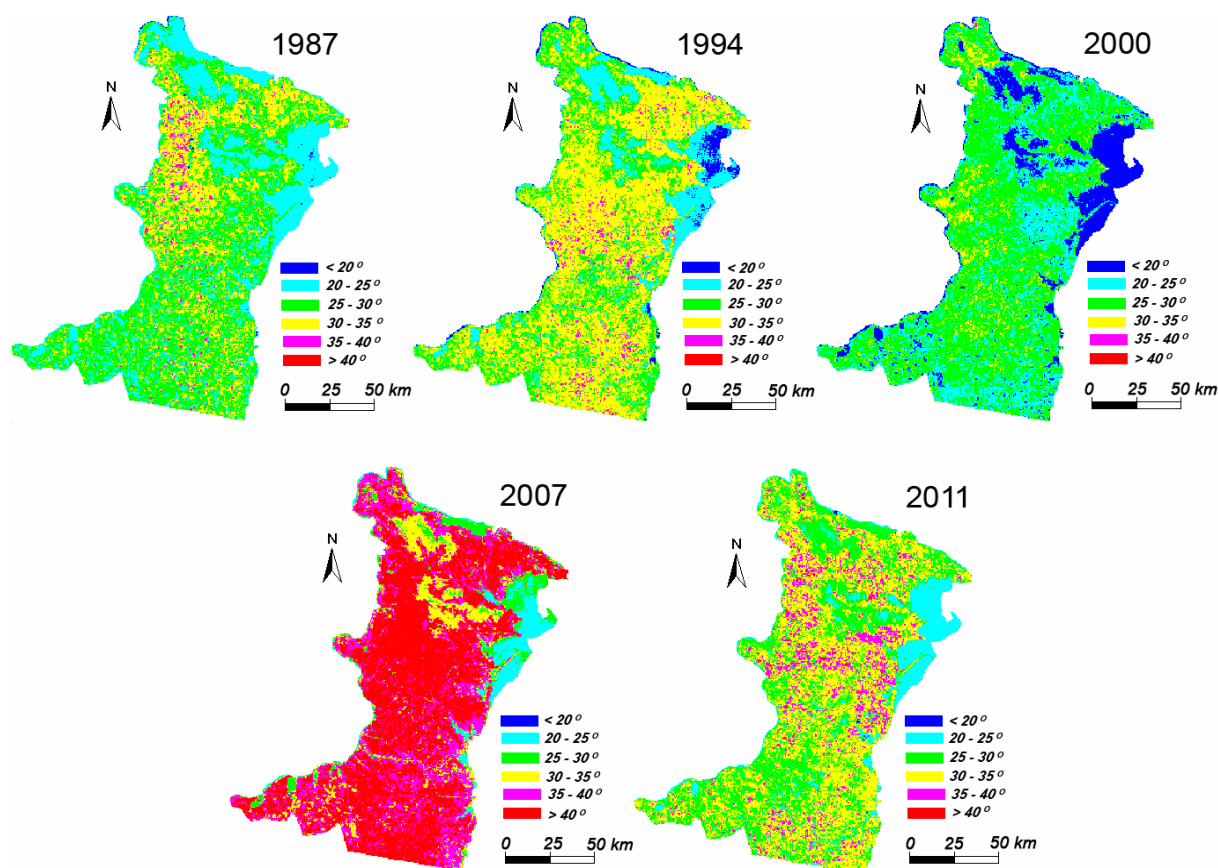


Fig. 3.5. Hărțile temperaturilor de suprafață pentru perioada studiată. Dintre cei cinci ani analizați, în anul 2007 s-au înregistrat cele mai ridicate temperaturi pe cea mai mare suprafață. Temperaturile mai mici s-au înregistrat deasupra apelor și pădurilor (culorile albastru și cyan)

temperaturile obținute după imaginile satelitare sunt repartizate după o distribuție aproape normală, cu ușoare asimetrii spre dreapta sau stânga (Fig. 3.6b). Pentru anul 2007 temperaturile sunt repartizate după o curbă exponențială (Fig. 3.6b). Rezultatele arată că principala cauză a creșterii riscului la deșertificare o reprezintă temperaturile ridicate și urmează apoi celelalte cauze.

Trendul crescător de 38,68% pentru gradul de risc la deșertificare *mare* în perioada 2000–2007 s-a produs pe fondul unui cumul de factori care au atins un maximum. Temperaturile ridicate din această perioadă, cu excepția anului 2003, au contribuit la reducerea covorului vegetal și la creșterea puternică a evapotranspirației. Reducerea vegetației naturale, lemnoase și erbacee, în suprafețele uscate a afectat temperatura de suprafață și umiditatea aerului și, ca atare, a influențat circulația maselor atmosferice și precipitațiile. Mai mult, uscarea solului și reducerea stratului de sol au favorizat eroziunea eoliană în locațiile cu teren descoperit, lipsit de vegetație. Astfel de cicluri, de ani secetoși cu diferite schimbări climatice, au contribuit la creșterea riscului la deșertificare. Unul dintre aceste cicluri s-a suprapus în mare parte cu perioada 2000–2007. În același timp, aceste schimbări climatice au condus la creșterea

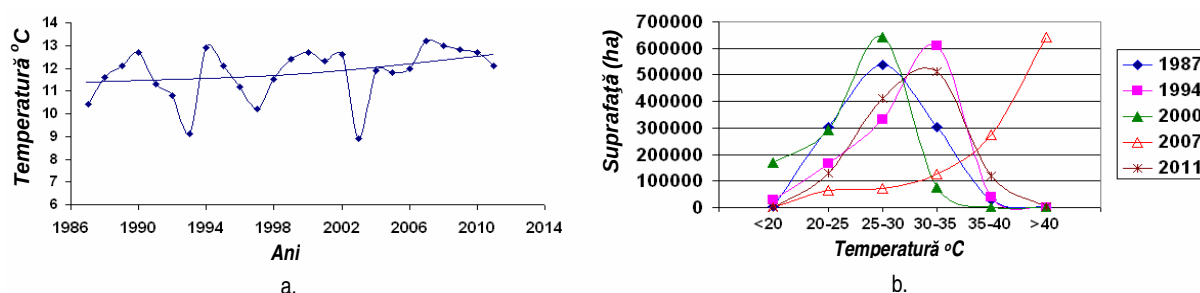


Fig. 3.6. Temperaturile din zona studiată pentru perioada 1987–2011:

a) evoluția temperaturilor medii anuale conform datelor de la stațiile meteorologice; b) temperaturile înregistrate pe imaginile satelitare din anii 1987, 1994, 2000, 2007 și 2011

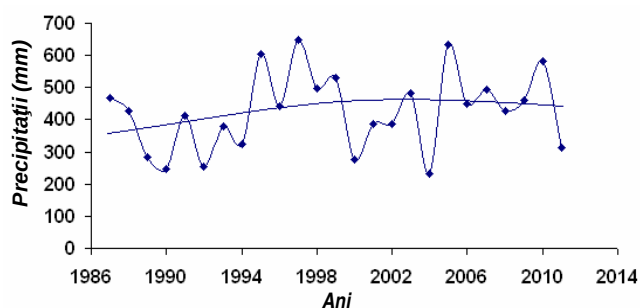


Fig. 3.7. Evoluția precipitațiilor medii anuale înregistrate în Dobrogea conform datelor de la stațiile meteorologice pentru perioada 1987–2011

riscului la deșertificare prin alterarea modelului spațial și temporal al temperaturii, precipitațiilor, vânturilor și insolației solare care s-au manifestat mai puternic în această perioadă. Ca atare, schimbările climatice constituie atât o cauză cât și o consecință a creșterii riscului la deșertificare. Factorii care au condus la o creștere a riscului deșertificării în perioada 2000–2007 s-au atenuat în perioada 2007–2011 motiv pentru care suprafața din clasa de risc la deșertificare *mare* s-a redus în această perioadă. Aceasta rezultă din analiza întregii perioade (1987–2011) în care gradul

mare de risc la deșertificare s-a redus cu un procent de 0,20% (Tab. 3.5).

Deși cantitatea de precipitații a crescut în unii ani din perioada studiată (1995, 1997, 2005) această creștere s-a datorat fenomenelor extreme, de tipul furtunilor puternice, și nu al unor precipitații de intensitate scăzută și constante (Fig. 3.7). Acestea au provocat eroziuni de suprafață și de adâncime, ploaia transportând amestecuri nocive de calcare, bauxite, argile, var, pirită, fosfogips, aflate în fostele exploatări de suprafață. Toate aceste acțiuni au avut ca efect pierderea stratului vegetal și apariția terenului descoperit, cu o reflectanță crescută și albedo ridicat.

O analiză a teritoriului Dobrogei în funcție de indicele de ariditate R arată că aceasta poate fi împărțită în două zone. În zona de litoral indicele de ariditate R se găsește în intervalul 0,25–0,50 și delimitează zona semiaridă iar în restul teritoriului Dobrogei indicele de ariditate R este în intervalul 0,50–0,65 delimitând zona uscat-subumedă. Indicele de ariditate *Palfay*, asemănător primului dar care ia în calcul și frecvența anilor secetoși, plasează Dobrogea în zona cu sensibilitate puternică la secetă, cu valori în intervalul 6–8 și o frecvență a anilor secetoși de 40–63%, adică se suprapune cu zonele în care indicele de ariditate R este între 0,25 și 0,65. Ca atare, Dobrogea reprezintă o zonă intens afectată de secetă în care apar unele areale cu vulnerabilitate puternică (8–10) și foarte puternică (10–12), datorate texturii solului, gradului de acoperire, naturii covorului vegetal și modului de utilizare a terenurilor.

În 1987 suprafața supusă riscului deșertificării era localizată în vestul Dobrogei, în zonele cu erodisoluri, iar în anul 2011 riscul la deșertificare a cuprins mai mult zona estică (Fig. 3.3). O analiză mai atentă a locațiilor supuse riscului la deșertificare arată că acestea au fost reprezentate de terenurile agricole, și în special, marginea tarlalelor agricole. Alte suprafețe se caracterizează prin deșertificare locală sub forma unor areale mici localizate în Dobrogea de Nord reprezentate de stâncărie și soluri subțiri, erodate puternic. Riscul la deșertificare se manifestă prin creșterea frecvenței, duratei și intensității perioadelor de secetă, diminuarea sau distrugerea potențialului biologic al terenurilor, reducerea suprafețelor acoperite cu vegetație naturală, intensificarea severă a eroziunii solului prin apă și vânt care distrug stratul de humus, crustificarea și compactarea solului, creșterea progresivă a intensității radiației solare. Solurile nisipoase, prăfuite, neacoperite de stratul vegetal și nefixate de vegetația naturală, având culori deschise, reflectă puternic radiația solară, contribuind la creșterea artificială a temperaturii mediului ambiant și a albedoului. La acestea se adaugă, într-o proporție mai mică, exploatările de suprafață de calcar, furtunile de praf și nisip din jurul carierelor deșertificate care afectează grav starea terenurilor agricole, a pădurilor din apropiere și degradează calitatea aerului.

3.3.3. Cauzele riscului deșertificării și măsuri de combatere

Riscul la deșertificare amenință aproximativ 10% din suprafața României, adică 2,2 milioane de ha dintre care o parte se găsesc în Dobrogea. Diversitatea ecosistemelor din Dobrogea constituie subiectul diferitelor forme de degradare în care deșertificarea poate să se instaleze destul de ușor. Agenția Europeană pentru Mediu susține că efectele majore ale riscului deșertificării vor deveni vizibile încă din 2015 și se vor manifesta în unele zone din sudul României și în Dobrogea, unde terenurile vor deveni aride în următoarele două decenii din cauza încălzirii globale. Se apreciază că peste 20 de ani producția cerealieră va scădea cu 40% față de cea obținută în prezent, iar acest gen de culturi se va muta în zone

atipice datorită deșertificării. Existența unui trend fluctuant în Dobrogea, așa cum s-a menționat, în funcție de temperatură, presupune că principala cauză a apariției riscului la deșertificare poate fi factorul climatic, acesta acționând diferit în anii studiați. Un studiu realizat de Valor și Caselles (1997) demonstrează că temperatura joacă un rol important în apariția fenomenului de deșertificare.

Una din cauzele majore ale creșterii temperaturilor, și implicit a riscului deșertificării, o constituie distrugerea perdelelor forestiere de protecție. Rolul acestora este esențial în protejarea culturilor agricole, acestea oferindu-le adăpost de vânturi, de insolație și reducere a evapotranspirației. Literatura de specialitate apreciază că existența acestora poate aduce un spor de creștere culturilor agricole din apropierea lor de circa 20% (Vasilescu 2004). În Dobrogea exista în anul 1935 circa 5000 ha de perdele forestiere de protecție, România situându-se pe locul doi în lume la vremea respectivă. Datorită politicilor guvernamentale și atitudinii împotriva perdelelor forestiere, atât înainte de 1989 cât și după, suprafața acestora s-a redus foarte mult din anul 1963, de la 4000 ha la 550 ha cât mai există astăzi în Dobrogea (Fig. 3.8).

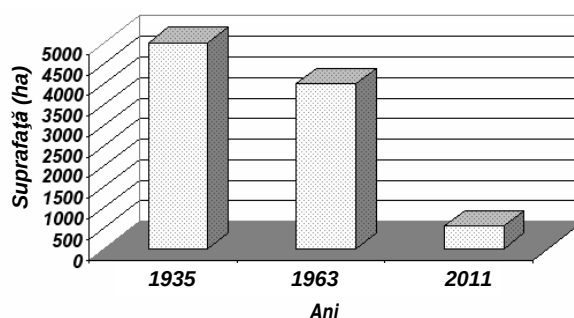


Fig. 3.8. Evoluția suprafețelor acoperite cu perdele forestiere de protecție în Dobrogea

O altă cauză majoră a apariției riscului la deșertificare este reducerea drastică după 1989 a suprafețelor terenurilor agricole irigate. Până în 1989 suprafețele irigate au crescut de la an la an astfel că în perioada 1986–1989 terenurile exploatate în regim irigat reprezentau peste 80% din suprafața terenurilor arabile din județul Constanța și circa 40% din județul Tulcea. După 1989 suprafețele irigate s-au redus, în 1990 irigându-se numai 65,69% din suprafața irigată în 1989 iar în 1991 aceasta scade brusc la 9,37% (Fig. 3.9). Această suprafață a fluctuat după anul 1989, atingând minimul în 2006, adică 4281 ha, reprezentând numai 0,74% din suprafața irigată în 1989. Lipsa sistemului de irigații se datorează, în principal: (1) desființării structurilor de exploatare de mari dimensiuni de tipul cooperativelor agricole și întreprinderilor agricole de stat al căror teritoriu era organizat în concordanță cu rețeaua de aducțiune și distribuție a apei; (2) degradării infrastructurii de aducțiune și distribuție a apei prin sustrageri, uzură fizică și morală a componentelor de bază; (3) schimbării radicale a pieței agricole atât ca structură, cât și în ceea ce privește sistemul de prețuri ca urmare a liberalizării acestora, dar și a restricțiilor impuse de integrarea europeană. Parte din sistemul care a rămas este puțin folosit datorită insuficienței fondurilor.

Fragmentarea terenurilor agricole poate fi considerată o altă cauză. Covorul vegetal din zona studiată este supus schimbărilor anuale sau bienale având în vedere că o suprafață foarte mare este constituită din terenuri agricole. Acestea prezintă o mare variabilitate din punct de vedere al rotației culturilor și al cultivării. După 1989 terenurile agricole au fost fragmentate prin restituirea către foștii proprietari conform legilor fondului funciar. Astfel, dintr-o exploatare intensivă, pe suprafețe mari de ordinul sutelor de hectare, s-a ajuns la parcele mici și foarte mici de circa 1–2 ha. Acestea nu mai sunt lucrate de toți proprietarii, unele dintre ele ajungând miriști cu ierburi xerofite, supuse unei degradări continue.

Defrișările de păduri din Dobrogea au contribuit și ele la apariția riscului de deșertificare. În Dobrogea defrișările de păduri nu s-au manifestat cu aceeași intensitate ca în alte zone din România deoarece acestea nu au făcut obiectul legilor fondului funciar pentru a fie retrocedate, ele fiind din anul

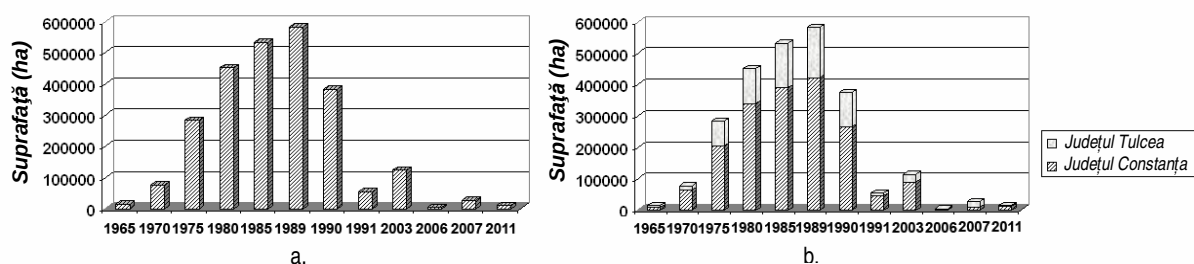


Fig. 3.9. Repartiția suprafețelor irigate în perioada 1987–2011:
a) pentru întreaga zonă studiată; b) pe județe

1878 proprietate a Statului Român. Suprafața ocupată de păduri fiind mică influența defrișărilor asupra riscului de deșertificare nu a fost așa mare. Totuși, acolo unde au avut loc defrișări ilegale de păduri efectul pierderii lor a fost simțit imediat. Pentru reducerea riscului la deșertificare, ca măsură de protecție, astăzi se recurge la împădurirea acestor suprafețe și a altora noi precum și la lucrări de reconstrucție ecologică.

Pe lângă aceste cauze se alătură și activitatea industrială care a devenit deja un fenomen ireversibil și inevitabil. Dacă schimbările globale de climă conduc la apariția unui risc de deșertificare lentă, activitatea industrială din Dobrogea din ultimii 30 de ani a condus la apariția unui risc de deșertificare mediu care afectează peste 10% din teritoriu și este produsă de acțiuni umane conștiente.

Măsurile de combatere a riscului la deșertificare în Dobrogea au în vedere accesarea surselor de finanțare din partea Uniunii Europene, a resurselor guvernamentale sau alte surse. Utilizarea acestora este îndreptată pentru realizarea sistemului național al perdelelor forestiere de protecție, utilizarea rațională a terenurilor agricole prin rotația culturilor, reducerea suprapășunatului și dezvoltarea surselor alternative de venituri. În România există Legea 289/2002 care prevede înființarea sistemului național al perdelelor forestiere de protecție. Acest sistem nu s-a înființat iar astăzi se impune din nou luarea de noi măsuri în privința realizării perdelelor forestiere de protecție datorită calamităților naturale produse în ultimii ani. Referitor la irigații, în perioada 2007–2008 s-a elaborat Proiectul de Reabilitare a Irigațiilor în România finanțat de Banca Mondială. Au fost analizate din punct de vedere al viabilității economice un număr de 375 sisteme de irigații. Pentru Dobrogea s-a apreciat ca fiind de utilitate publică 162391 ha dintre care 106842 ha în județul Constanța și 55549 ha în județul Tulcea.

3.4. Concluzii

Rezultatele obținute din cercetările realizate în acest studiu arată că imaginile *Landsat TM* și metoda *DTC* permit evaluarea și monitorizarea cu succes a riscului la deșertificare. Modelul realizat pentru evaluarea riscului deșertificării în Dobrogea s-a bazat pe indicii *MSAVI1*, *MSDI* și albedo ca indicatori ai biomasei vegetale sau acoperirii terenurilor, complexității peisajului și condițiilor micrometeorologice. Verificarea preciziei modelului a avut la bază indicii de ariditate *R* și imaginile *NDVI* recodate din anii studiați. Modelul poate fi îmbunătățit prin adăugarea mai multor date de referință, extins și adaptat și la alte zone pentru evaluarea și monitorizarea riscului la deșertificare.

În urma aplicării metodei *DTC* rezultatele arată că în Dobrogea, pentru perioada 1987–2011, nu a existat un fenomen al deșertificării care să conducă la apariția de suprafețe acoperite cu nisip ci un risc de deșertificare care are a avut ca principală cauză vulnerabilitatea terenurilor la secetă și activitatea antropică. Riscul deșertificării s-a manifestat prin apariția de terenuri cu eroziuni de suprafață și chiar de adâncime pentru terenurile aflate în pantă datorită nelucrării acestora, apariția de pășuni inferioare și degradate. De asemenea, unele exploatări de suprafață au constituit și constituie posibile nuclee de la care deșertificarea poate să se extindă. Locațiile în care temperaturile mari și foarte mari înregistrate pe imaginile satelitare constituie insule de căldură care au ca principală cauză chiar aceste nuclee. În acest sens, conform cercetărilor realizate, Dobrogea poate fi considerată o zonă secetoasă, cu risc la deșertificare mic spre mediu. Având însă în vedere schimbările climatice tot mai evidente și fără luarea unor măsuri de combatere a secetei, riscul de deșertificare poate să crească.

4. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor din păduri

4.1. Identificarea, evaluarea și monitorizarea doborâturilor de vânt pe baza metodelor UID, PCA selectivă și CVA

4.1.1. Introducere

4.1.1.1. Aspecte privind doborâturile de vânt

În România una din marile probleme ale mediului înconjurător, și implicit din sectorul silvic, o constituie doborâturile de vânt produse în arboretele de molid (Cenușă 1986; Cenușă, 1994; Popa 2005).

În acest sens, datele arată că din suprafața totală a fondului forestier (6025587 ha), 12 % (39 de ocoale silvice) reprezintă păduri încadrate la risc foarte ridicat și 16% (48 de ocoale silvice) sunt încadrate la risc ridicat (ICAS 2008). Așadar, 28% din pădurile aflate în fondul forestier al României au risc ridicat și foarte ridicat de producere a doborâturilor de vânt. Acest fenomen apare cel mai des în partea de nord a Carpaților Orientali (Cenușă 1996; Popa 2000; Popa 2007; ICAS 2008).

În ultimii 20 de ani au avut loc o serie de doborâturi de vânt în mai multe ocoale silvice din diferite județe. Astfel, în noiembrie 1995, în județul Harghita au avut loc adevărate calamități naturale. Zonele cele mai afectate din cadrul Direcției Silvice Miercurea Ciuc au fost situate în raza Ocoalelor Silvice Tulgheș, Borsec, Toplița, Gheorghieni, Zetea, Homorod, Sânmartin, Miercurea Ciuc, Praid și Izvorul Mureșului. Suprafața afectată a fost de 69000 ha iar volumul corespunzător acestor suprafețe pe care au avut loc doborâturi de vânt a fost de 3591 mii m³ (Fig. 4.1.1a).

Doborâturile de vânt din noiembrie 1995 au avut la bază un complex de factori, dintre care cei mai importanți au fost: precipitațiile abundente (peste 20 l/m²) la început sub formă de ploaie, care au slăbit rezistența în sol a arborilor, zăpada căzută după ploaie care a produs încălcarea coroanelor arborilor și vântul foarte puternic (160 km/oră) din direcția nord-est (Vlad 1997).

În lunile iunie-august 1998 au avut loc doborâturi de vânt în aceeași direcție silvică pe o suprafață de 18433 ha iar volumul de lemn a fost de 1128 mii m³. Ocoalele Silvice afectate au fost Tulgheș, Borsec, Toplița, Gheorghieni și Sânmartin (Fig. 4.1.1b).

În perioadele 6–8 martie și 23–25 martie 2002 din nou au fost afectate de doborâturi de vânt suprafețe din fondul forestier gospodărite de Direcția Silvică Miercurea Ciuc. Suprafața pe care s-au produs a fost de 25232 ha iar volumul de masă lemnoasă afectat de 318 mii m³. Ocoalele Silvice în care

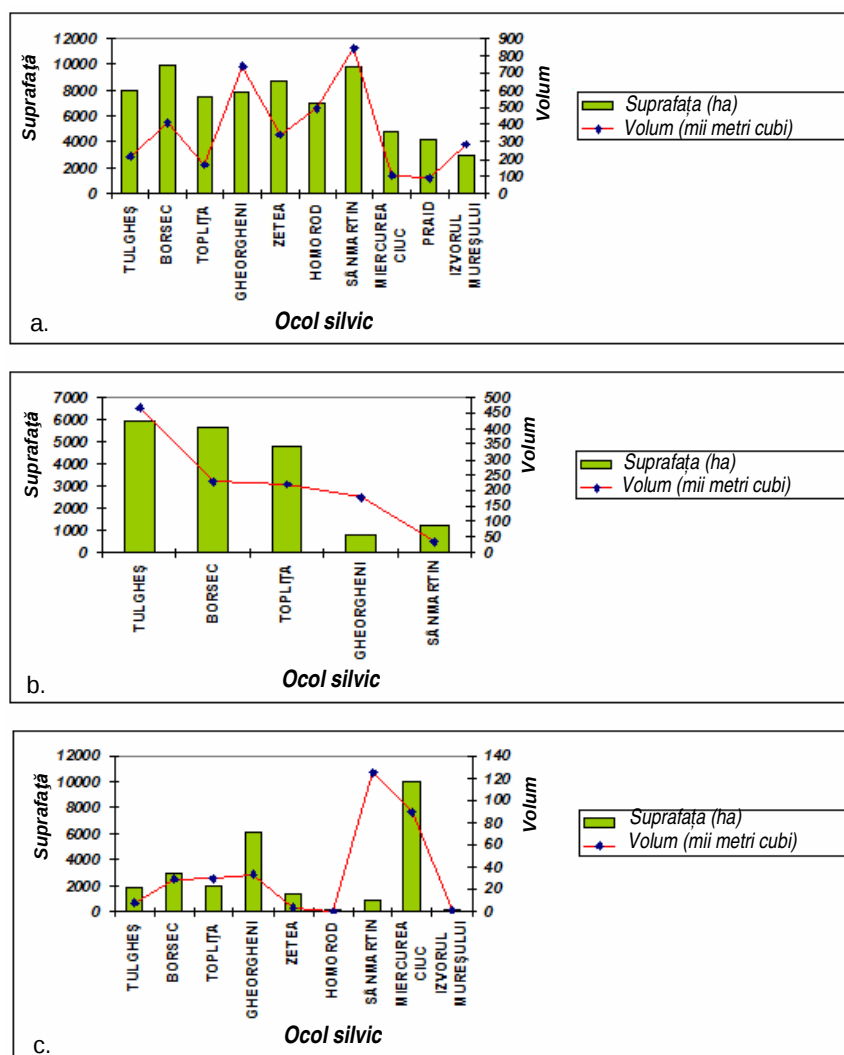


Fig. 4.1.1. Situația doborâturilor de vânt din Direcția Silvică Miercurea Ciuc:
a) 1995; b) 1998; c) 2002

s-au produs calamitățile au fost Tulgheș, Borsec, Toplița, Gheorghieni, Zetea, Homorod, Sânmartin, Miercurea Ciuc și Izvorul Mureșului (Fig. 4.1.1c). Dintre acestea, în Ocolul Silvic Sânmartin doborâturile și rupturile de vânt au fost cele mai intense, suprafața totală afectată fiind de 800 ha iar volumul de material lemnos de 125 mii m³ (Fig. 4.1.1c). Din total suprafață afectată în masiv, de 240 ha, doborâturile de vânt au fost concentrate în câteva locații din acest ocol silvic iar volumul de material lemnos doborât a fost de 90 mii m³. Având în vedere aceste valori, intensitatea doborâturilor din acest ocol silvic a fost foarte mare motiv pentru care această zonă a fost luată în studiu. De asemenea, trebuie precizat faptul că pe această zonă s-a dispus de imagini satelitare *pre și post eveniment* de calitate.

Principalele obiective ale cercetărilor au fost: (1) identificarea schimbărilor apărute în mediul înconjurător datorită doborâturilor de vânt aplicând metodele specifice teledetecției satelitare; (2) stabilirea metodei de identificare a schimbărilor care evidențiază cel mai bine doborâturile de vânt din arboretele de molid din zona luată în considerare; (3) stabilirea valorilor prag în cazul metodele aplicate pentru zona studiată în vederea evidențierii schimbărilor provocate de doborâturile de vânt în cadrul mediului înconjurător și, implicit, al pădurii.

4.1.1.2. Aspecte privind metodele de identificare a schimbărilor

Schimbările apărute în pădure au fost identificate cu succes aplicând metoda *UID* și analiza selectivă a componentelor principale pentru benzile obținute din transformarea *TC* și indicele *NDVI* (Coppin și Bauer 1994). De asemenea, impactul produs de uragane asupra pădurilor a fost evidențiat prin aplicarea metodei *UID* asupra indicilor *NDVI* obținuți din imaginile *NOAA-AVHRR pre și post eveniment* (Ramsey *et al.* 2001; Ayala-Silva și Twumasi 2004).

Aplicarea metodei *CVA* a permis evidențierea schimbărilor în pădurile de brad aflate la altitudine mare, provocate de procesele de regenerare și cele de mortalitate (Allen și Kupfer 2001). Aplicabilitatea metodei *PCC* la identificarea schimbărilor din zonele umede de coastă, cu vegetația lemnoasă, a fost relevată în diferite studii (Ucuncuoglu *et al.* 2006).

Pe baza imaginilor *Landsat 5 TM* a putut fi stabilit cel mai indicat indice de vegetație și algoritmul de evidențiere a schimbărilor pentru evaluarea pagubelor produse de uraganul Katrina în pădurile din valea inferioară a Râului Pearl și împrejurimi (Wang și Xu 2010). În acest sens, s-au comparat patru algoritmi de identificare a schimbărilor (*UID*, selective *PCA*, *CVA* și *PCC*) folosind șase componente și indici de vegetație: componentele *TCG*, *TCB* și *TCW*, raportul dintre benzile infraroșu apropiat și roșu (*RVI*), indicii *NDVI* și *SAVI* precum și combinația (composite) dintre benzile 4, 5, 3 a imaginilor *Landsat 5 TM*. În urma acestui studiu s-a evidențiat că, pentru evaluarea pagubelor produse de uraganul Katrina, pot fi folosite următoarele metodele: *PCC* aplicată imaginilor composite *RGB 453*, *CVA* aplicată componentelor *TCW* și *TCB* și *UID* aplicată componentei *TCW*.

4.1.2. Zona luată în studiu

Cercetările au fost realizate în cadrul Ocolului Silvic Sânmartin care aparține Direcției Silvice Miercurea Ciuc din județul Harghita. Suprafața luată în studiu pe care s-au produs doborâturi de vânt este de 800 ha din care în masiv 240 ha și se găsește la 46°24'77" longitudine estică și 26°14'95" latitudine nordică (Fig. 4.1.2). Doborâturile de vânt au afectat, în principal, două unități de producție din cadrul ocolului silvic în care au fost arborete cu diferite caracteristici (Tab. 4.1.1).

Tabelul 4.1.1. Caracteristicile arboretelor afectate de doborâturile de vânt

Unitate de producție (U.P.)	Parcele afectate	Vârsta arboretelor	Compoziție	Consistență	Clasă de producție
VII Obârșia Uzului	25–40; 80–87	70–110 ani	97%Mo+2%Fa+1%DM	0,7–0,8	II, III
VII Plăieșii	10–60	70–110 ani	95%Mo+3%Fa+2%Br	0,7–0,8	II, III

Mo – Molid (*Picea abies*)
Fa – Fag (*Fagus sylvatica*)
DM – Diverse moi: plop (*Populus tremula*), sorb (*Sorbus aucuparia*)
Br – Brad (*Abies alba*)

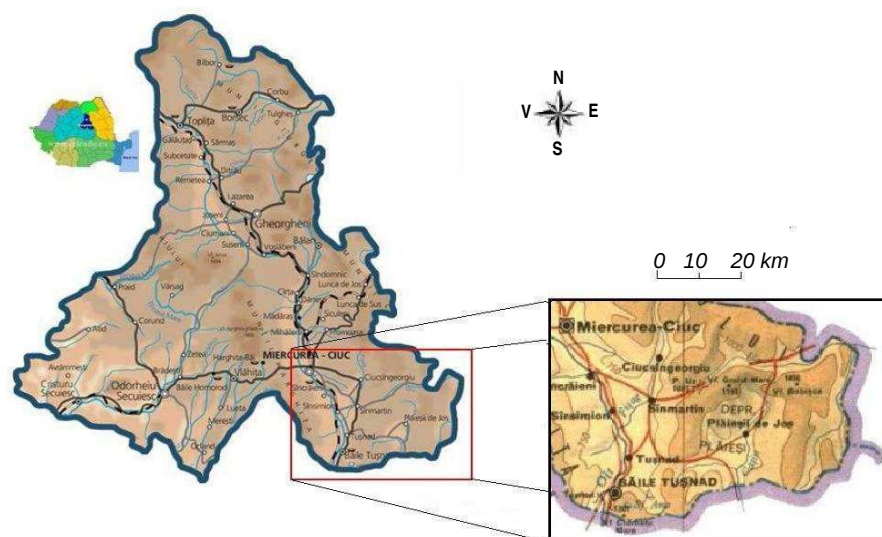


Fig. 4.1.2. Localizarea cercetărilor

Altitudinea medie a zonei studiate este de 1200 m . Răspândirea altitudinală a molidușurilor este în funcție de poziția geografică, orientarea versanților și formele de relief. Precipitațiile anuale au o mare variabilitate, fiind influențate atât de altitudine cât și de orientarea culmilor față de direcția de advecție a maselor de aer și de formele de relief. Pentru zona luată în studiu acestea variază între $900\text{--}1200\text{ mm}$. Temperatura medie anuală este cuprinsă între 2°C și $5,5^{\circ}\text{C}$ iar temperatura lunii iulie între 13°C și 15°C .

4.1.3. Materiale și metode

4.1.3.1. Materiale

În cercetări s-au folosit două cadre decupate din imaginile *Landsat 7 ETM+* achiziționate pe 05.04.2001 (pre eveniment) și 10.05.2001 (post eveniment). Imaginile au rezoluția spațială de 30 m și rezoluția radiometrică de 8 biți și fac parte din orbita 183, rândul 28. În cercetări au fost utilizate numai benzile din multispectral. Alături de imaginile satelitare s-au folosit ortofotoplanurile întocmite pe cale aerofotogrammetrică. Imaginile cuprind fondul forestier al Ocolului Silvic Sânmartin dar și pădure din afara fondului forestier precum și alte clase de utilizare/acoperire a terenurilor cum sunt pășuni, fânețe, terenuri agricole, terenuri intravilane, fiecare cu comportament spectral diferit. Pădurile sunt reprezentate de molidușuri pure sau amestecate, acestea din urmă având în componență fag și brad într-un procent mic (circa 2–5%).

Datele care reprezintă „adevărul teren” au fost obținute prin investigații de teren și din amenajamentul Ocolului Silvic Sânmartin. Din acesta au fost extrase date privind arboretele afectate de doborâturile de vânt cum sunt: parcelele și subparcele, compoziția acestora, suprafețele și volumul de masă lemnoasă afectat, tipul de pădure etc.

4.1.3.2. Metode

Metodele de identificare a schimbărilor folosite în lucrare sunt *UID*, *PCA* selectivă și *CVA*. Metoda *UID* implică scăderea unor imagini originale sau transformate (indicii de vegetație) (post eveniment) din alte imagini înregistrate anterior (pre eveniment).

Metoda *PCA* selectivă reprezintă un caz special al analizei componentelor principale cu numai două variabile de intrare, *pre* și *post eveniment*. Informația comună care se găsește în cele două imagini este cartografiată în prima componentă iar cea specifică fiecărei imagini este cartografiată în cea de-a doua componentă (Chavez și Kwarteng 1989; Coppin *et al.* 2004).

Metoda *CVA* s-a aplicat componentelor *TCW*, *TCB* și *TCG*. Relațiile folosite la calcularea mărimii schimbărilor (ΔM) pe baza componentelor *TCW*, *TCB* și *TCG* utilizate în cercetări sunt următoarele:

$$\Delta M_{TCW-TCB} = \sqrt{(\text{post}_{TCW} - \text{pre}_{TCW})^2 + (\text{post}_{TCB} - \text{pre}_{TCB})^2} \quad (4.1.1)$$

$$\Delta M_{TCG-TCB-TCW} = \sqrt{(\text{post}_{TCG} - \text{pre}_{TCG})^2 + (\text{post}_{TCB} - \text{pre}_{TCB})^2 + (\text{post}_{TCW} - \text{pre}_{TCW})^2} \quad (4.1.2)$$

Imaginile obținute în urma aplicării metodelor de identificare a schimbărilor au fost scalate, folosind transformarea liniară, obținându-se în final imagini pe 8 biți care au putut fi prelucrate.

În vederea obținerii hărților care redau suprafețele cu pădure și cele fără pădure s-a folosit metoda clasificării supervizate, algoritmul probabilității maxime. Acestea au servit ca imagini binare în separarea pădurilor de celelalte clase de utilizare/acoperire a terenurilor. Evaluarea preciziei acestor hărți și a hărților schimbărilor s-a realizat prin alegerea întâmplătoare a unui procent de 20% din pixelii identificați ca afectați sau neafectați de doborâturile de vânt. Numărul punctelor folosite în evaluarea preciziei a fost de 50, generate întâmplător pentru fiecare clasă. În acest fel, pentru evaluarea preciziei clasificărilor, s-au putut calcula matricea erorilor, precizia totală și coeficientul k .

4.1.4. Prelucrări ale imaginilor

4.1.4.1. Preprocesarea imaginilor

Imaginile au fost georeferențiate în sistemul de proiecție *UTM*, zona 35 N, datum *WGS 84*, folosind un număr de 20 de reperi determinați pe teren. Metoda de resampling folosită a fost „*vecinul cel mai apropiat*” deoarece aceasta nu a degradat valorile digitale ale pixelilor din imaginile originale. În urma georeferențierii ambelor imagini precizia asigurată a fost sub 0,5 pixeli. Pentru aplicarea corecțiilor radiometrice s-a folosit modelul *DOS* (Chavez, 1996) (§ 2.1). Efectele topografice produse de relief au fost înlăturate prin aplicarea normalizării topografice a imaginilor folosind modelul digital al terenului *SRTM*.

4.1.4.2. Obținerea indicilor de vegetație

Indicele de vegetație *NDVI* a fost calculat cu relația (2.1.1) iar indicii *SAVI* și *RVI* cu relațiile din Tabelul 4.1.2. În calcularea indicelui *SAVI* factorul L s-a considerat egal cu 0,5. Toți indicii au fost reprezentați pentru imaginile *pre* și *post eveniment* (Fig. 4.1.3).

Tabelul 4.1.2. Relații folosite la calcularea indicilor *SAVI* și *RVI*

Indici de vegetație	Relații de calcul	Referință
SAVI	$\frac{TM4 - TM3}{TM4 + TM3 + L} (1 + L)$	Huete (1988)
RVI	$\frac{TM4}{TM3}$	Jordan (1969)

Aplicarea transformării *TC* a avut în vedere că aceasta se bazează pe un principiu similar *PCA* și s-a făcut conform celor expuse anterior (§ 2.2.2.3.4). Evidențierea schimbărilor s-a realizat pe baza componentelor *TCW*, *TCG* și *TCB* derivate din transformarea *TC* pentru care s-au folosit coeficienții pentru imaginile *Landsat 7 ETM+* (Tab. 4.1.3 și Fig. 4.1.4).

Tabelul 4.1.3. Coeficienții folosiți la calcularea componentelor *TCW*, *TCG* și *TCB* derivate din transformarea *TC* folosind imaginile *Landsat 7 ETM+*

Indice	Banda 1	Banda 2	Banda 3	Banda 4	Banda 5	Banda 7
TCB	0,3561	0,3972	0,3904	0,6966	0,2286	0,1596
TCG	-0,3344	-0,3544	-0,4556	0,6966	-0,0242	-0,2630
TCW	0,2626	0,2141	0,0926	0,0656	-0,7629	-0,5388

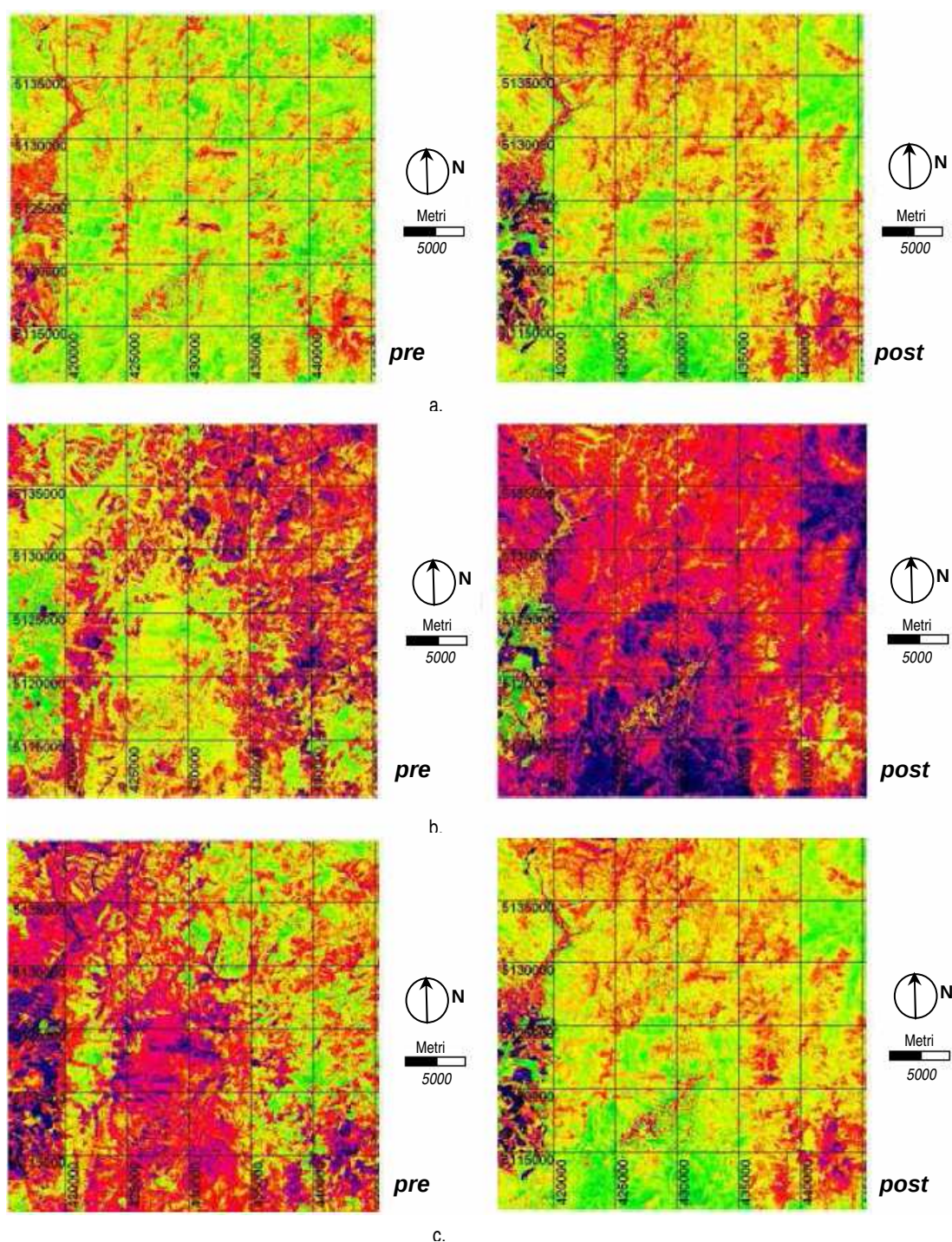


Fig. 4.1.3. Indicii de vegetație specifici imaginilor pre și post eveniment:
a) NDVI; b) RVI; c) SAVI

4.1.5. Rezultate obținute

În urma aplicării metodelor de identificare a schimbărilor în zona studiată s-au obținut diferite rezultate privind suprafața afectată și precizia acestora (Tab. 4.1.4). În general, doborâturile de vânt au fost concentrate în câteva locații, și anume, în partea sud-estică a localității Eghersec, la nord (Valea Uzului), la nord-est de localitatea Plăieși de Jos și la nord-est și nord-vest de Plăieșii de Sus. Suprafața afectată identificată pe imaginile satelitare pentru zona studiată variază de la 190,29 ha obținută prin metoda UID aplicată componentei TCW la 75,11 ha obținută prin metoda PCA aplicată indicelui SAVI.

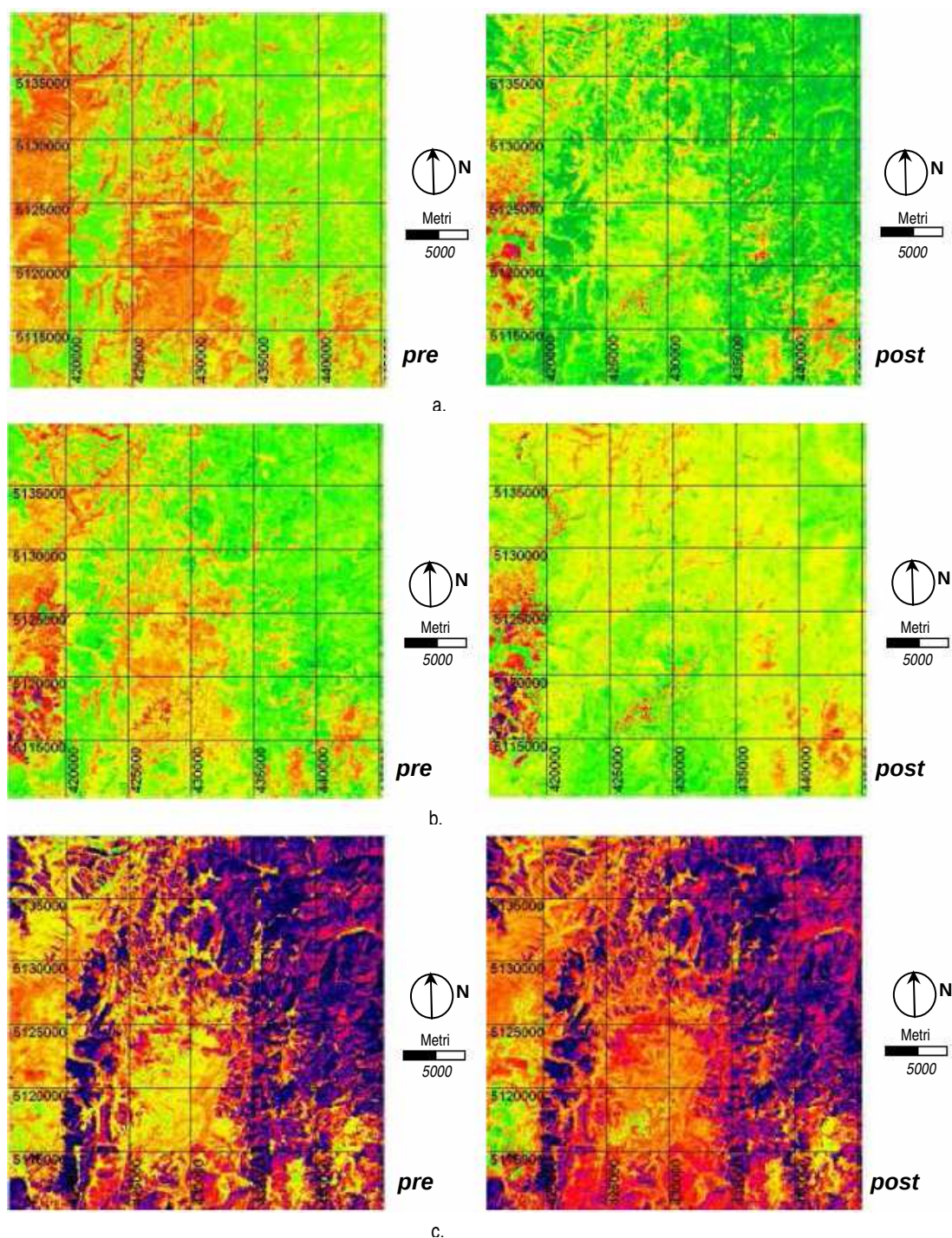


Fig. 4.1.4. Componentele obținute din transformarea TC pentru imaginile pre și post eveniment:
a) TCW; b) TCG; c) TCB

Imaginile finale obținute au fost recodate în hărți binare care redau suprafețele cu schimbări și fără schimbări și au fost verificate din punct de vedere al preciziei. Suprafețele cu schimbări au fost cele în care au avut loc doborâturi de vânt iar în cele fără schimbări au intrat suprafețele neafectate. Precizia imaginilor obținute după aplicarea metodelor de identificare a schimbărilor se găsește în intervalul 82,3% pentru UID aplicată componentei TCW și 51,3% în cazul primei componente aplicate indicelui SAVI. Coeficientul total k are cea mai mare valoare în cazul metodei UID aplicată componentei TCW și anume 0,70, iar cea mai mică valoare, de 0,14, în cazul primei componente aplicate indicelui SAVI. Așadar, UID aplicată componentei TCW se dovedește a prezenta cea mai bună precizie și cel mai mare coeficient k . Aplicarea metodei CVA pentru componentele TCW–TCB–TCG a condus la obținerea unei precizii a clasificării situată imediat după UID aplicată componentei TCW, de 81,4%, iar coeficientul k

este 0,69. Imediat se clasifică metoda CVA aplicată componentelor TCW–TCB cu o precizie a clasificării de 80,3% și un coeficient k de 0,68. Apoi, în ordine descrescătoare se plasează PCA selectivă aplicată componentei TCW cu un procent de 78,1% și coeficientul k egal cu 0,63. Cea mai slabă precizie a clasificării, după cum s-a mai precizat, s-a obținut prin aplicarea metodei PCA selectivă în cazul indicelui SAVI și anume 51,3% și un coeficient k de 0,14.

Tabelul 4.1.4. Suprafețele afectate și preciziile obținute la identificarea schimbărilor

Metodă		Componente TC sau indici de vegetație	Suprafața afectată (ha)	Precizia totală (%)	Coeficientul total <i>k</i>
Diferența univariată a imaginilor		TCB	104,25	61,4	0,32
		TCG	115,93	63,5	0,33
		TCW	190,29	82,3	0,70
		NDVI	111,83	67,8	0,34
		SAVI	90,25	58,3	0,19
		RVI	93,72	66,3	0,33
Analiza componentelor principale	Prima componentă	TCW	169,59	78,1	0,63
		NDVI	131,25	59,3	0,21
		SAVI	75,11	51,3	0,14
		RVI	103,68	58,3	0,23
	A doua componentă	TCW	155,40	57,7	0,18
		NDVI	132,60	66,4	0,37
		SAVI	95,40	55,3	0,15
		RVI	99,20	65,9	0,35
Analiza schimbărilor vectoriale	TCW–TCB	170,40	80,3	0,68	
	TCG–TCB–TCW	180,30	81,4	0,69	

Toate metodele aplicate indicilor de vegetație NDVI, SAVI și RVI au condus la obținerea unor rezultate apropiate în privința preciziei clasificării. Dintre acestea, metoda UID prezintă valorile cele mai ridicate, cuprinse în intervalul 58,3–67,8%, după care urmează a doua componentă principală cu valori între 55,3% și 66,4%.

Preciziile apropiate obținute prin aplicarea metodelor UID și PCA indicilor NDVI, SAVI și RVI sunt apropiate (51,3%–67,8%), lucru explicabil prin faptul că există coeficienți de corelație mari, indicii bazându-se pe reflectanța în benzile roșu și infraroșu apropiat. Astfel, între NDVI și RVI coeficientul este 0,95, între NDVI și SAVI acesta este 0,82 iar între RVI și SAVI valoarea acestuia este 0,77. Coeficientul de corelație cel mai mare dintre acești indici și componenta TCW este de 0,35 ceea ce explică și faptul că componenta TCW a asigurat obținerea celei mai bune precizii în aplicarea metodelor de identificare a schimbărilor (82,3%) comparativ cu ceilalți indici de vegetație.

4.1.6. Discuții

4.1.6.1. Compararea componentelor și a indicilor de vegetație

Histogramele imaginilor obținute în urma aplicării metodelor de identificare a schimbărilor și valorile indicatorilor statistici permit analiza și explicarea modului în care fiecare indice evidențiază schimbările produse (Tab. 4.1.5). Comparând histogramele componentelor TCW, TCG, TCB și ale indicilor NDVI, RVI și SAVI se constată că cea mai mare schimbare între valorile din imaginile *pre* și *post eveniment* o prezintă componenta TCW, și anume, 240% în cazul mediei și 108% în cazul abaterii standard (Fig. 4.1.5a). Deplasarea valorii medii spre stânga distribuției cu un procent atât de ridicat arată că însăși valorile pixelilor sunt deplasate și, ca atare, schimbarea este foarte evidentă aceasta însemnând că TCW surprinde cel mai bine schimbările provocate de doborâturile de vânt. De asemenea, intervalul valorilor s-a lărgit de la 125,1119 în cazul imaginii *pre eveniment* la 403,4936 pentru imaginea *post eveniment*, ceea ce reprezintă 322%. Faptul că valorile TCW din imaginea *post eveniment* sunt mult mai mici decât cele din imaginea *pre* eveniment explică precizia de 82,3% obținută prin aplicarea metodei UID. Rezultatele obținute sunt în concordanță cu cele din literatura de specialitate conform căruia informația din arborete este puternic corelată și concentrată în componenta TCW a transformării TC aplicată imaginilor Landsat (Collins și Woodcock 1996; Franklin *et al.* 2000; Wang și Xu 2010).

Tabelul 4.1.5. Valorile indicatorilor statistici pentru componentele și indicii din imaginile pre și post eveniment

Indici	Imagini	Valori minime	Valori maxime	Valori medii	Abaterea standard
TCW	pre	-91,9049	33,2070	-5,9916	15,6615
	post	-232,2685	171,2251	-46,3893	16,9793
TCG	pre	-116,0619	58,6533	-8,7198	16,3551
	post	-135,5522	11,8811	-18,0520	7,2112
TCB	pre	50,9277	272,3879	95,2827	26,4471
	post	49,9970	557,7035	118,3386	31,4978
NDVI	pre	-0,2981	0,6150	0,1943	0,1346
	post	-0,5472	0,3673	-0,0130	0,1166
RVI	pre	0,4459	1,8636	1,0806	0,2470
	post	0,2384	1,8495	0,6980	0,2131
SAVI	pre	-0,4660	0,9564	0,3390	0,1672
	post	-0,4463	0,9200	0,2902	0,2011

Schimbări ușoare s-au produs și în distribuția componentei *TCG* astfel că, atât amplitudinea valorilor din imaginea *post eveniment* cât și abaterea standard s-au micșorat față de cea a valorilor *pre eveniment* (Fig. 4.1.5b). Precizia cea mai mare (81,4%) s-a obținut prin metoda CVA în care a participat și componenta *TCG* alături de componentele *TCW* și *TCB*. Comparativ cu metoda CVA aplicată componentelor *TCW* și *TCB* (precizie 80,3%), folosirea componentei *TCG* alături de celelalte două componente a condus la un spor de precizie de numai 1,1% (Tab. 4.1.4). În această situație se poate considera că componenta *TCG* nu surprinde evident schimbările provocate de doborâturile de vânt și, luată în combinație cu componentele *TCW* și *TCB*, nu aduce un spor evident în creșterea preciziei.

Pentru componenta *TCB*, valorile din imaginea *post eveniment* au crescut față de imaginea *pre eveniment*, lucru reliefat de creșterea mediei de la 95,2827 la 118,3386 și a abaterii standard de la 26,4471 la 31,4978 (Tab. 4.1.5). Aceste creșteri sunt datorate reflectanței mai mari a pixelilor din imaginea *post eveniment*, valoarea maximă ajungând la 557,7035 în timp ce valoarea minimă a rămas aproximativ aceeași.

În cazul indicelui *NDVI*, valorile acestuia au scăzut iar amplitudinea a rămas aproximativ aceeași și

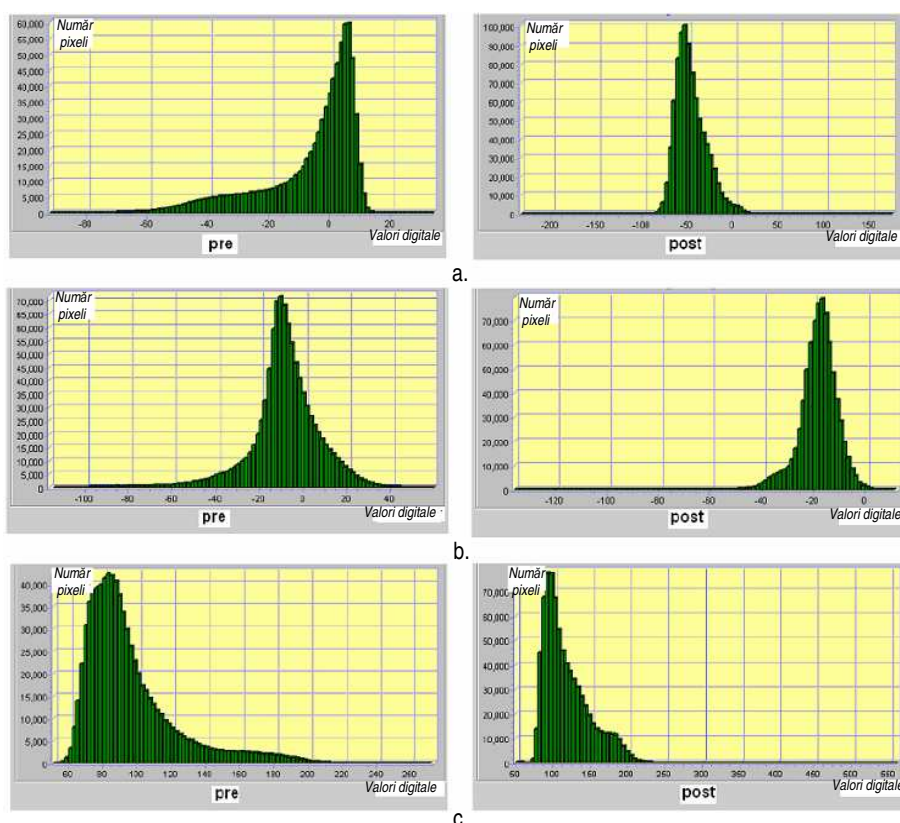


Fig. 4.1.5. Histogramele imaginilor pentru componentele:
a) TCW; b) TCG; c) TCB

anume 0,9131 pentru imaginea *pre eveniment* și 0,9145 pentru imaginea *post eveniment*. Odată cu scăderea valorilor indicelui a scăzut și media valorilor din imaginea *post eveniment*, lucru de altfel, firesc. Valoarea maximă *NDVI* din imaginea *pre eveniment* este 0,6150 iar în imaginea *post eveniment* este 0,3673 dat fiind faptul că în zonele luate în studiu sunt arborete de molid (Fig. 4.1.6a).

Comparativ cu indicele *RVI*, se constată că valorile maxime ale *NDVI* din imaginea *post eveniment* prezintă o deplasare mai mare spre stânga față de valorile *RVI* care rămân aproximativ egale ceea ce conduce la concluzia că schimbările au fost mai bine surprinse de indicele *NDVI*. Conform literaturii de specialitate, folosirea indicelui *NDVI* în analiza schimbărilor acoperirii terenurilor și a parametrilor biofizici ai vegetației este dificilă dacă indicele este saturat, adică are valori mari (Huete *et al.* 1997). În cazul zonei luate în studiu, indicele *NDVI* nu s-a găsit în această situație, valoarea maximă din imaginea *post eveniment* fiind de 0,3673 și indicând o sensibilitate mai mare a acestuia. Lucrul acesta este confirmat și de literatura de specialitate conform căreia, sub valoarea de 0,72, sensibilitatea indicelui *NDVI* este crescută (Ji și Peters 2007).

Analizând intervalul de valori al indicelui *RVI* se constată că valoarea maximă rămâne aproximativ aceeași în cele două imagini, valoarea minimă din imaginea *post eveniment* scăzând cu 46,53% față de imaginea *pre eveniment* (Tab. 4.1.5). Schimbările mai puțin semnificative sunt și în privința mediei, aceasta scăzând cu 2,30% comparativ cu media valorilor din imaginea *pre eveniment* (Fig. 4.1.6b). Analiza mediei și a valorilor extreme arată că valorile *RVI* din imaginea *post eveniment* s-au concentrat, în mare parte, în intervalul 0,00–1,00. Deși indicele *RVI* prezintă, în general, o mai mare sensibilitate comparativ cu *NDVI* (Ji și Peters 2007; Hatfield *et al.* 1985), pentru zona luată în studiu precizia obținută folosind acest indice a fost inferioară indicelui *NDVI*, dar foarte apropiată (Tab. 4.1.4). Acest lucru se explică, așa cum s-a mai amintit, prin faptul că indicele *NDVI* nu a fost saturat.

Folosirea indicelui *SAVI* a condus la obținerea de rezultate inferioare comparativ cu indicele *NDVI* deși s-a așteptat la o comportare mai bună a acestuia. Astfel, valoarea minimă din imaginea *pre eveniment* este -0,4660 și cea maximă 0,9564 iar în imaginea *post eveniment*, valoarea minimă este -0,4463 și cea maximă 0,9200 (Tab. 4.1.5). În această situație, intervalul de valori, practic, nu s-a schimbat, rămânând aproape același. S-a schimbat numai valoarea medie (14,40%), aceasta deplasându-se spre stânga distribuției (Fig. 4.1.6c). Din acest motiv rezultatele obținute în evidențierea schimbărilor folosind acest indice sunt mai puțin relevante.

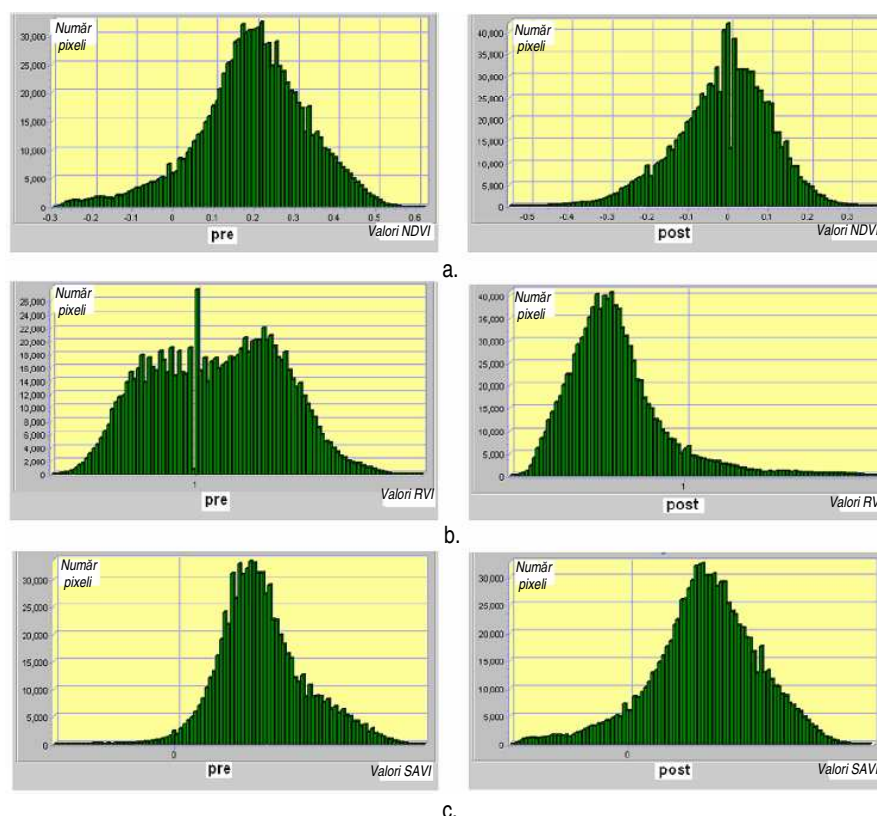


Fig. 4.1.6. Histogramele imaginilor pentru indicii:
a) *NDVI*; b) *RVI*; c) *TSAVI*

Slaba precizie obținută la identificarea zonelor cu doborâturi de vânt folosind indicele *SAVI*, comparativ cu indicele *NDVI*, arată că zgomotul produs de fundalul solului nu a schimbat substanțial valorile din imaginile *pre* și *post eveniment*. Deși indicele *SAVI* are în formula sa o constantă ($L = 0,5$) pentru a minimiza zgomotul produs de sol, aceasta nu s-a realizat. Explicația constă în faptul că pe teren s-a găsit foarte mult material lemnos încă neadunat, un început de înierbare și, pe alocuri, subarboretul, care au limitat înregistrarea solului descoperit în arboretele afectate de doborâturi de vânt.

În legătură cu modul de amplasare a doborâturilor de vânt s-a constatat, din prelucrările realizate și evidențele din amenajamentul silvic, că indicii de vegetație *NDVI*, *RVI* și *SAVI* au permis identificarea arboretelor puternic afectate aflate pe Valea Uzului, comparativ cu componenta *TCW* care a facilitat identificarea atât a arboretelor puternic afectate cât și a celor mai puțin afectate.

4.1.6.2. Compararea metodelor folosite

Metoda *UID* aplicată componentei *TCW* a permis obținerea celor mai bune rezultate evidențiind astfel cea mai mare varianță în cazul identificării zonelor cu doborâturi de vânt din arboretele de molid. Rezultatele privind aplicarea metodei *UID* la identificarea schimbărilor depind, în principal, de intervalul valorilor componentelor și indicilor din imaginile *pre* și *post eveniment*. În acest sens, având în vedere deplasarea valorilor componentei *TCW* din imaginea *post eveniment* cu mult spre stânga comparativ cu cele din imaginea *pre eveniment* (Fig. 4.1.5a), a făcut ca precizia asigurată de această metodă să fie de 82,3%. Aceasta arată că diferențele între valorile componentei *TCW*, precum și între mediile din imaginea *pre eveniment* și *post eveniment*, sunt mari.

Aplicarea metodei *CVA* folosind componentele *TCW*, *TCG* și *TCB* a condus la obținerea unor rezultate bune comparativ cu celelalte metode (81,4%, respectiv 80,3%). Avantajul acestei metode a constat în faptul că a permis prelucrarea mai multor imagini transformate (componente), în cazul de față două, respectiv trei. Ca atare, schimbările care nu au putut fi surprinse de una dintre componentele folosite, considerate individual, au putut fi evidențiate de celelalte. De asemenea, metoda a permis operarea în spațiul spectral cu grupuri de pixeli și nu cu pixeli individuali, surprinzând astfel schimbările provocate de doborâturile de vânt. Utilizarea mai multor componente și indici, în diferite combinații, de exemplu *TCW*, *NDVI*, *RVI* și *SAVI*; *TCW*, *NDVI* și *RVI*; *NDVI* și *RVI* în aplicarea metodei *CVA* nu a condus la un spor de precizie lucru reliefat și de alte cercetări (Wang și Xu 2010).

Metoda *PCA* selectivă aplicată componentei *TCW* surprinde și ea destul de bine schimbările, precizia obținută fiind de 78,1%, apropiată de celelalte două metode. În ceea ce privește aplicarea acestei metode indicilor *NDVI*, *RVI* și *SAVI* se constată că prima componentă principală nu surprinde atât de bine schimbările, cea de-a doua componentă prezentând o varianță mai mare. Acest lucru rezultă din preciziile obținute (Tab. 4.1.4) și evidențiat, de altfel, și în literatura de specialitate (Wang și Xu 2010).

În funcție de valorile mediei și ale abaterii standard calculate s-au determinat valorile prag cele mai indicate pentru zona studiată față de care sunt separate suprafețele cu schimbări de cele fără schimbări. Aceste valori prag au fost apoi aplicate imaginilor obținute după aplicarea metodelor de identificare a schimbărilor.

Pe baza acestora au fost testate și analizate următoarele categorii de abateri standard (s) față de medie (m): $<-2s$; $-2s$ la $-1s$; $-1s$ la m ; m la $+1s$; $+1s$ la $+2s$; $>+2s$. Considerând aceste valori și folosind date din teren s-a căutat identificarea celei mai indicate valori prag astfel încât să se atingă precizia obținută de metodele aplicate (Tab. 4.1.4). În urma acestor analize s-a constatat că în intervalul $<-2s$ și $>+2s$ față de medie se găsesc pixelii care au suferit schimbările semnificative și care, în distribuție, sunt la coziile acesteia. În cazul distribuțiilor normale, s-a constatat că schimbările semnificative reprezintă un procent de 5–7% din pixelii ce aparțin scenei.

Folosirea indicilor *NDVI*, *RVI* și *SAVI* în aplicarea diferitelor metode de identificare a schimbărilor permite evidențierea schimbărilor în intervalul de la ușor (m la $-1s$ și m la $+1s$) la moderat ($-1s$ la $-2s$ și $+1s$ la $+2s$). În cazul zonei luate în studiu, în general, indicele *NDVI* tinde să evidențieze schimbările moderate. În cazul indicelui *RVI*, acesta se comportă asemănător indicelui *NDVI*, evidențiind schimbările moderate cu o ușoară tendință spre valorile $\pm 2s$ ale intervalului ($-1s$ la $-2s$ și $+1s$ la $+2s$). Pentru indicele *SAVI* s-a constatat că schimbările apărute sunt evidențiate dacă intervalele se stabilesc de la medie la –

1s și de la medie la +1s. În ceea ce privește folosirea componentei TCW, acesta permite evidențierea schimbărilor semnificative chiar dacă intervalul se stabilește la $<-2s$ și $>+2s$ față de medie.

4.1.7. Concluzii

În cercetările realizate s-a urmărit stabilirea metodelor de evidențiere a schimbărilor care permit identificarea doborâturilor de vânt din arboretele de molid din Ocolul Silvic Sânmartin produse în anul 2001. În principiu, rezultatele obținute arată că schimbările provocate de doborâturile de vânt în pădurile de molid determină apariția de valori negative pentru pixelii din componentele TCW, TCG, și indicii NDVI, RVI, SAVI și valori pozitive pentru componente TCB în zonele afectate, lucru sesizat și de alte lucrări de specialitate (Wang și Xu 2010). În ceea ce privește indicii folosiți, faptul că în obținerea componentelor TCW, TCG, TCB s-au utilizat toate benzile imaginilor Landsat 7 ETM+, inclusiv benzile 5 și 7, a condus la concluzia că componenta TCW este cea mai indicată pentru identificarea doborâturilor de vânt din arboretele de molid pentru zona luată în studiu.

Referitor la cele trei metode folosite la identificarea schimbărilor s-a constatat, prin comparație, pentru zona studiată, că nu există un avantaj clar al uneia asupra celeilalte, preciziile obținute fiind apropiate. Totuși, pentru zona luată în studiu, metoda UID aplicată componentei TCW a asigurat cele mai bune rezultate urmată de CVA și PCA selectivă aplicată componentei TCW. Sub aspectul valorilor prag analizate s-a constatat că componenta TCW permite identificarea schimbărilor semnificative chiar dacă intervalul stabilit este $<-2s$ și $>+2s$ față de medie. În cazul indicilor SAVI, RVI și NDVI schimbările pot fi evidențiate dacă intervalul se stabilește de la ușor (m la $-1s$ și m la $+1s$) la moderat ($-1s$ la $-2s$ și $+1s$ la $+2s$).

4.2. Identificarea exploatărilor forestiere necontrolate și a tăierilor ilegale de păduri pe baza indicelui de disturbanta și metodei diferenței dintre imagini

4.2.1. Introducere

Dintre toate schimbările care afectează clasele de acoperire a terenurilor, cele care vizează pădurea au o importanță deosebită datorită capacității acestora de a stoca carbonul și de a atenua efectul schimbărilor climatice (Bonnar 2008; FAO 2010; Baumann *et al.* 2011, Ioraș și Ignea 2006; Ioraș *et al.* 2007; Ioraș *et al.* 2014). Schimbările privind utilizarea/acoperirea terenurilor sunt adesea legate de schimbările socio-economice, conducând la modele conceptuale care descriu utilizarea/acoperirea terenurilor funcție de dezvoltarea economică a țării (Lambin *et al.* 2003; Foley *et al.* 2005). Aceste modele conceptuale au în vedere o dezvoltare relativ continuă a condițiilor politice și economice și nu țin cont de rapiditatea și amploarea schimbărilor politice și a deciziilor economice care afectează utilizarea terenurilor (Baumann *et al.* 2011).

Tipurile de disturbanta care pot fi identificate prin teledetectie satelitară și precizia de identificare depind de rezoluția spațială și temporală a imaginilor satelitare (Wulder și Franklin 2007). Pe parcurs au fost aplicați diferiți algoritmi de identificare a schimbărilor, cu date specifice și metode care depind de natura proiectelor sau scopul cercetărilor (Coppin *et al.* 2004). Imaginile satelitare, în particular Landsat TM și ETM+, oferă mari oportunități pentru evaluarea pădurilor deoarece pot înregistra disturbantele din păduri, precum tăierile ilegale. Disturbantele din păduri întrerup succesiunea naturală a pădurii, conduc la fragmentarea acestora și pierderea biodiversității (Ioraș 2003). Acestea variază în funcție de tip, durată, extindere spațială, rată și mărime sau intensitate (Wulder și Franklin 2007).

Disturbantele din păduri provocate de tăierile ilegale reprezintă o caracteristică a României post socialiste și este întâlnită în mai multe județe. Aceste cercetări se bazează pe folosirea imaginilor Landsat TM și ETM+ în analiza disturbantelor din păduri provocate de tăierile ilegale în zona Vlăhița-Căpâlnița din județul Harghita. Obiectivele acestor cercetări au fost: (1) identificarea disturbantelor din păduri provocate de exploatarea forestiere necontrolate și tăierile ilegale în perioada 1987–2009; (2) stabilirea ratelor de tăiere și a modului de amplasare a acestora; (3) analizarea efectelor exploatarea forestiere necontrolate și tăierilor ilegale de pădure.

4.2.2. Zona studiată

Zona luată în studiu se găsește în partea vestică a Munților Harghita din județul Harghita, fiind cuprinsă între $46^{\circ}14'56''$ – $46^{\circ}29'17''$ latitudine nordică și $25^{\circ}22'24''$ – $25^{\circ}43'08''$ longitudine estică (Fig. 4.2.1). Suprafața studiată este de 71449 ha și cuprinde, pe lângă păduri și terenuri agricole, pășuni, fânețe, terenuri din intravilan, căi de comunicație, ape. Altitudinea este cuprinsă între 770 m și 925 m. Pădurile sunt constituite din molid (*Picea abies*), fag (*Fagus sylvatica*) și brad (*Abies alba*).

4.2.3. Materiale și metode

Materiale folosite în cercetări au constat din patru cadre care aparțin imaginilor preluate pe 14.09.1987, 14.09.1993, 10.05.2002 și 24.07.2009. Imaginile au fost descărcate gratuit de pe *Internet* (<http://glovis.usgs.gov>) și fac parte din orbita 183, rândul 28. În prelucrări au fost folosite numai benzile din multispectral a căror rezoluție spațială este de 30 m. Imaginile nu prezintă acoperire noroasă. Alte date de referință au fost fotograme aeriene, planuri cadastrale și ortofotoplanuri întocmite în perioada 2003–2005, toate la scara 1 : 5000.

Georeferențierea imaginilor s-a realizat în sistemul de proiecție *UTM*, zona 35 N, datum *WGS 84*, folosind o hartă amenajistică georeferențiată, în format vectorial. Eroarea medie pătratică a fost de 0,25 pixeli. Înlăturarea efectelor atmosferice s-a realizat folosind modelul *COST* (Chavez 1996) (§2.1).

Imaginile preluate în anii 1987 și 2009 au fost clasificate în două clase de acoperire a terenurilor, *pădure* și *alte folosințe* folosind metoda clasificării supervizate, algoritmul probabilității maxime. Pentru culegerea semnăturilor spectrale s-au folosit 95 eşantioane (50 pădure și 45 alte folosințe). Datele de referință pentru culegerea semnăturilor spectrale și validarea hărților pădure/alte folosințe au fost colectate pe baza fotogramelor disponibile și a imaginilor Google Earth (Baudron *et al.* 2011) din zona studiată. Verificarea preciziei clasificării s-a realizat prin generarea randomizată a 129 de puncte. Etichetarea lor ca suprafețe cu *pădure* sau *alte folosințe* s-a făcut prin interpretare vizuală. Punctele au fost considerate că reprezintă clasa *pădure* dacă parcelele au fost mai mari de un pixel *Landsat* (Kuemmerle *et al.* 2009). Punctele localizate în suprafețe cu apartenență neclară au fost eliminate. Astfel, din totalul de 129 de puncte s-au folosit 112 (53 pădure și 59 alte folosințe). Pentru fiecare imagine clasificată s-au calculat precizia totală, preciziile producătorului și utilizatorului și coeficientul *k* (Congalton 1991). Imaginile clasificate în pădure/alte folosințe au fost folosite la generarea hărților cu pădure prin acoperirea tuturor suprafețelor cu alte folosințe. Pădurile afectate înainte de anul 1987 și care s-au regenerat până în 2009 nu au fost atribuite clasei *alte folosințe*.

Indicele de disturbantă *DI* propus de Healey *et al.* (2005) este un indice derivat din transformarea *TC* care poate fi folosit pentru identificarea disturbantelor din păduri. Transformarea *TC* (Crist și Cicone

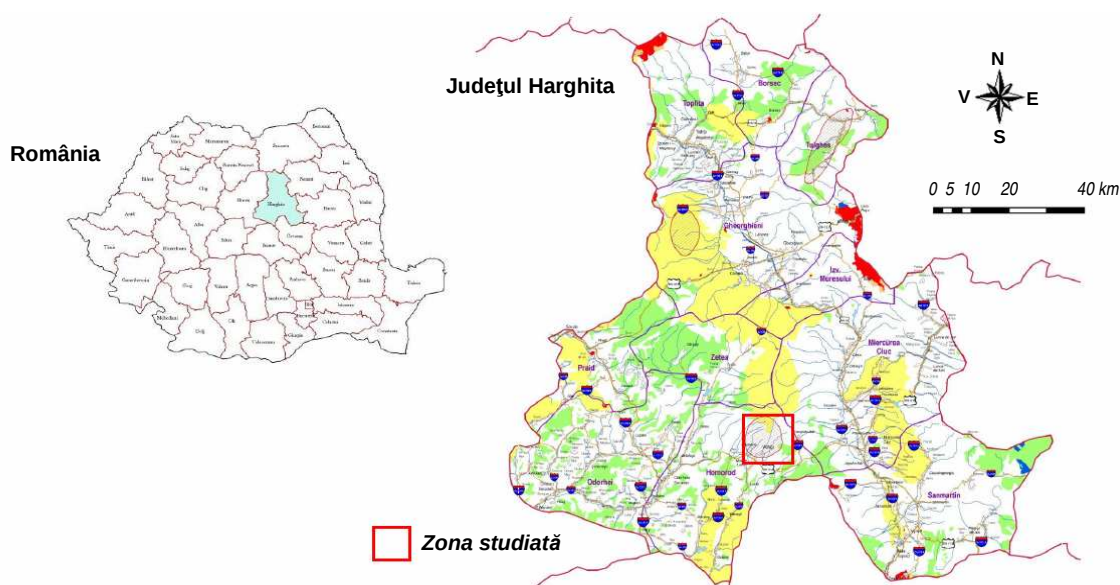


Fig. 4.2.1. Localizarea cercetărilor

1984) s-a calculat pentru fiecare imagine conform (§ 2.2.2.3.4). Cele trei componente TC au fost normalizate folosind următoarele relații (Healey *et al.* 2005):

$$TCB_r = \frac{TCB - TCB_{\mu}}{TCB_{\sigma}}; \quad TCG_r = \frac{TCG - TCG_{\mu}}{TCG_{\sigma}}; \quad TCW_r = \frac{TCW - TCW_{\mu}}{TCW_{\sigma}} \quad (4.2.1)$$

în care TCB_r , TCG_r , TCW_r – valorile rescalate ale componentelor strălucirii, verdeții și umidității; TCB_{μ} , TCG_{μ} , TCW_{μ} – valorile medii ale componentelor strălucirii, verdeții și umidității pădurii; TCB_{σ} , TCG_{σ} , TCW_{σ} – abaterea standard a componentelor strălucirii, verdeții și umidității pădurii. Pe baza imaginilor normalizate s-a calculat indicele de disturbantă DI cu relația:

$$DI = TCB_r - (TCG_r + TCW_r) \quad (4.2.2)$$

Valorile pozitive mari ale indicelui DI evidențiază suprafețele afectate care tind spre valori ridicate ale strălucirii și valori joase ale verdeții și umidității comparativ cu suprafețele neafectate. Valorile mici, negative, ale indicelui DI reprezintă suprafețe care și-au revenit recent după ce au fost afectate de diferite cauze sau cu creștere foarte rapidă. Pixelii care au valoarea zero sau apropiată de acesta reprezintă suprafețe neafectate (Healey *et al.* 2005).

Prin aplicarea metodei diferenței dintre imaginile indicilor de disturbantă DI s-a obținut, pentru fiecare perioadă, câte o imagine care redă suprafețele afectate. Diferențierea suprafețelor afectate de cele neafectate s-a realizat pe baza unor valori prag. Acestea au fost determinate pentru fiecare imagine (perioadă) în cadrul unor poligoane obținute prin digitizare, identificarea diferențelor dintre indicii de disturbantă DI și stabilirea valorii prag la quartila inferioară. În continuare a fost evaluată suprafața totală afectată (ha) și rata anuală de disturbantă (%) pentru fiecare perioadă de timp analizată. Validarea imaginilor clasificate s-a realizat pe baza generării stratificat și întâmplător a 50 de puncte pentru fiecare din clasele *pădure afectată*, *pădure neafectată* și *alte folosințe*. Toate punctele au fost interpretate folosind imagini Landsat și Google Earth (Kuemmerle *et al.* 2009; Knorn *et al.* 2012). Pentru fiecare imagine s-a calculat precizia totală, preciziile utilizatorului și producătorului și coeficientul k .

4.2.4. Rezultate și discuții

Clasificarea supervizată a condus la obținerea hărților cu suprafețe ocupate de clasele *pădure* și *alte folosințe* pentru anii 1987 și 2009. Preciziile totale ale acestora depășesc 90% (1987: 93,2%; 2009: 94,5%) iar coeficientul k este peste 0,80 (1987: 0,86; 2009: 0,88). Identificarea schimbărilor din păduri pe baza indicelui DI a permis obținerea de hărți ale disturbantelor redade în Figura 4.2.2. Preciziile obținute sunt prezentate în Tabelul 4.2.1.

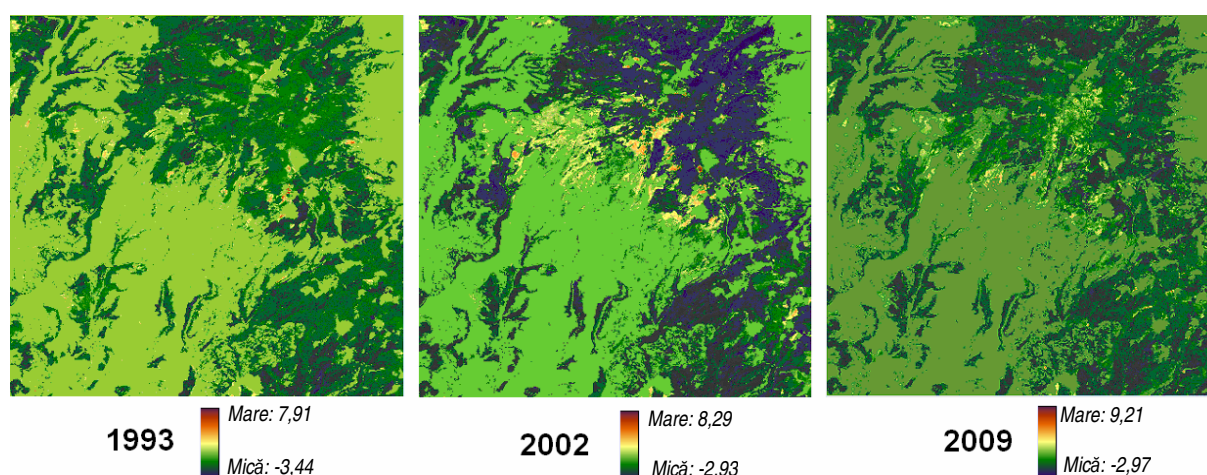


Fig. 4.2.2. Imagini care redau indicii de disturbantă DI pentru anii studiați și intervalul valorilor acestora

Tabelul 4.2.1. Precizia totală, preciziile producătorului și utilizatorului și coeficientul *k*

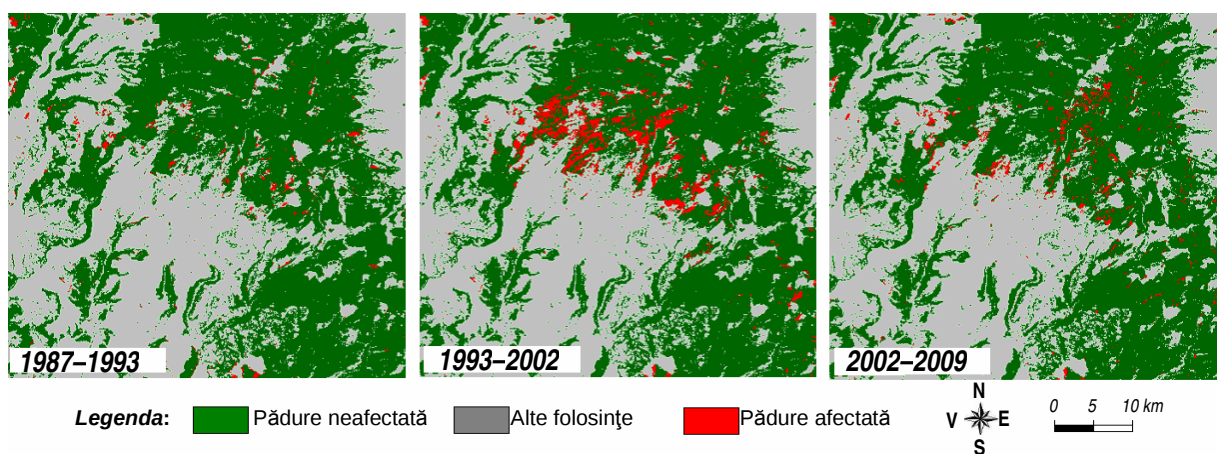
Imagine	Precizia totală	Precizia producătorului	Precizia utilizatorului	Coeficientul <i>k</i>
DI 1987	94,03	94,71	93,50	0,94
DI 1993	94,37	95,28	94,48	0,95
DI 2002	95,65	95,70	89,15	0,96
DI 2009	96,40	96,75	95,80	0,96

Din totalul suprafeței studiate de 71449 ha, pădurea acoperă o suprafață de 36867 ha (51,6%). Suprafețele afectate și ratele anuale pentru cele trei perioade considerate sunt prezentate în Tabelul 4.2.2. Pe total, în cadrul perioadei de 22 ani, pe zona studiată au fost afectate 4608 ha de pădure. În perioada 1987–2009 suprafața de pădure cu disturbamente a fost diferită. Cea mai mare suprafața de pădure afectată a fost în perioada 1993–2002 (2567 ha) reprezentând 6,96% din suprafața acoperită de aceasta. Urmează perioada 2002–2009, cu o suprafață de 1265 ha (3,43%), și 1987–1993, cu 776 ha (2,11%). Rata anuală a disturbamentelor a fost în perioada 1993–2002 de 285 ha/an (0,77%). În ordine descrescătoare urmează perioada 2002–2009 cu 181 ha/an (0,49%) și 1987–1993 cu 129 ha/an (0,35%).

Tabelul 4.2.2. Suprafețele afectate și ratele anuale raportate la suprafața ocupată de pădure

Indicatori	1987–1993	1993–2002	2002–2009	Sumă	Pădure (ha)
Suprafață afectată (ha și %)	776 (2,11%)	2567 (6,96%)	1265 (3,43%)	4608 (12,50%)	36864
Rata anuală (ha și %)	129 (0,35%)	285 (0,77%)	181 (0,49%)	595 (1,61%)	

Rezultatele acestor cercetări arată că disturbamentele apărute în pădurile din zona Vlăhița-Căpâlnița în perioada 1987–2009 au afectat suprafețe întinse și s-au produs cu intensitate ridicată. Deși abordarea pe baza teledetecției satelitare nu permite distingerea dintre disturbamentele naturale și cele antropice, rezultatele obținute, vizitele în teren, interviurile, materialele media, arată că pierderea suprafețelor cu pădure se datorează, în principal, disturbamentelor antropice (tăierilor ilegale) și mai puțin disturbamentelor naturale. Caracteristic suprafețelor de pădure exploatate necontrolat la nord de Vlăhița este faptul că acestea s-au realizat dispersat conducând la fragmentarea pădurii, afectarea funcțiilor și proceselor ecosistemelor, compromiterea integrității habitatului sau inducerea efectelor de margine. În perioada 1987–1993 disturbamentele din pădure au apărut izolat și, în general, la marginea pădurii (Fig. 4.2.3). În schimb, perioada 1993–2002 a fost cea în care au avut loc cele mai multe tăieri ilegale. Acestea au fost concentrate pe suprafețe întinse iar intensitatea a fost ridicată dispărând mediul specific pădurii. Alături de acestea, au avut loc și tăieri izolate care au condus la o fragmentare a pădurii destul de puternică, localizate la nord de zona Vlăhița-Căpâlnița (Fig. 4.2.3). În perioada 2002–2009 tăierile ilegale au fost răspândite pe suprafețe mai mici și localizate în partea superioară a munților Harghita (Fig. 4.2.3). Situația pentru întreaga perioadă 1987–2009 este prezentată într-o imagine RGB care redă suprafețele afectate (Fig. 4.2.4).

**Fig. 4.2.3.** Hărți care redau suprafețele afectate pe cele trei perioade analizate

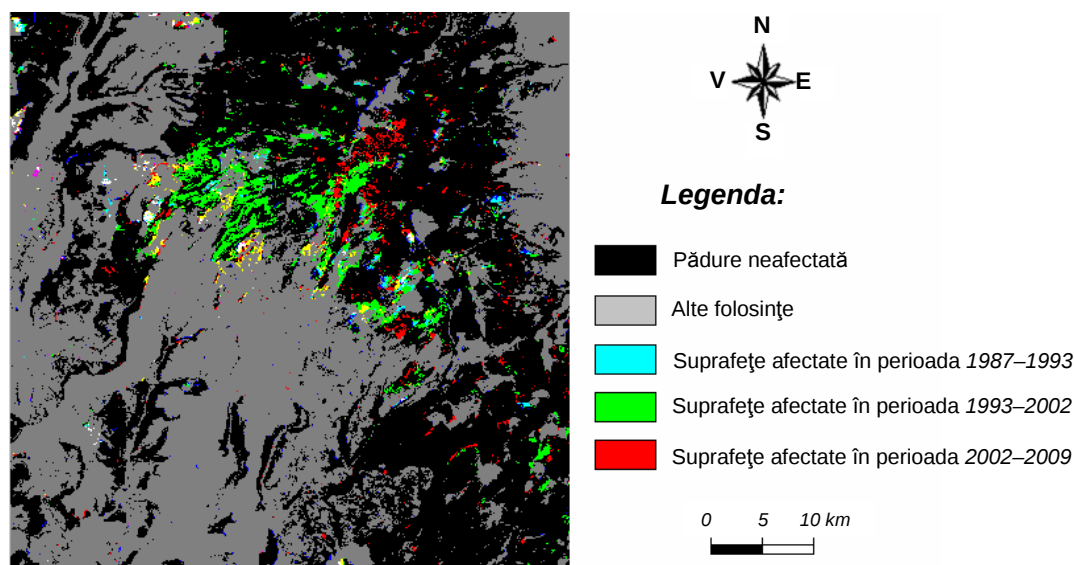


Fig. 4.2.4. Imagine RGB care redă suprafețele afectate din zona studiată pe fiecare perioadă

Efectele acestor exploatări forestiere intensive au avut ca rezultat dezgolirea versanților pe suprafețe întinse, simplificarea structurii pădurii și compoziției la nivel de arboret și peisaj și contrastul puternic al marginilor de masiv care a condus la creșterea vulnerabilității la doborâturile de vânt. Mai mult, în anumite suprafețe au rămas arborete rărite supuse atacurilor de insecte și de ciuperci, slăbindu-le astfel vigoarea de creștere. De asemenea, în urma pierderii suprafețelor împădurite a început să apară fenomenul de eroziune de suprafață și de adâncime conducând la degradarea peisajului.

Situația la care s-a ajuns în privința gospodăririi pădurilor se datorează schimbărilor care au avut loc în România după anul 1989 prin trecerea de la economia centralizată la economia de piață și la proprietatea privată (Ioraș și Abrudan 2006). După căderea comunismului întregul sistem legislativ a fost supus modificărilor pentru a se adapta la proprietatea particulară. În această situație s-au aflat și pădurile României care au fost retrocedate într-un procent ridicat către proprietarii particulari. Conform statisticilor în zona Vlăhița-Căpâlnița au fost retrocedate circa 6000 ha cu vegetație forestieră. Restituirea pădurilor s-a făcut într-o perioadă economică grea și fără ca instituțiile să fie pregătite pentru astfel de acțiuni. În acest fel, majoritatea pădurilor au fost retrocedate foștilor proprietari pe baza emiterii titlurilor de proprietate fără a fi însoțite de un plan de amplasament al parcelelor. Odată restituite aceste suprafețe au ieșit din evidența structurilor silvice de stat iar constituirea unor structuri private s-a realizat cu greu sau chiar deloc. În anul 2011 numai în zona Vlăhița-Căpâlnița erau 3400 ha de pădure încă neadministrată. Așadar, inexistența planurilor de amplasament și a structurilor silvice care să administreze pădurile particulare a generat un cadru propice pentru exploatarea ilegală și haotică. Multe societăți comerciale au preluat titlurile de proprietate de la proprietari și au exploatat pădurile.

Multe din pădurile restituite au fost tăiate imediat de noii proprietari pentru a obține profit în timp scurt. Această caracteristică este specifică și zonei studiate dat fiind faptul că aici se găsesc arborete de molid care au fost exploatate pentru cherestea. Mai mult, noii proprietari de păduri adesea nu au capacitatea de a înțelege managementul durabil al pădurilor și legislația silvică. De asemenea, aceștia nu au siguranța permanenței dreptului de proprietate dobândit asupra pădurilor și există o lipsă de cunoaștere a principiilor dezvoltării durabile. În plus, multe din cazurile de exploatări forestiere ilegale care au ajuns la tribunale au rămas nepedepsite sau nu au produs consecințe juridice mari. Exploatările forestiere necontrolate și exploatările ilegale au fost semnalate chiar după prima lege de restituire din 1991 (Nichiforel și Schanz 2011). La fel s-a întâmplat și după legile restituției din 2000 și 2005, pe fondul lipsei instituțiilor și creșterii dificultăților economice.

4.2.5. Concluzii

În aceste cercetări au fost identificate distorbanțele din păduri produse de tăierile ilegale în perioada 1987–2009 folosind imagini *Landsat 5 TM* și *Landsat 7 ETM+*. Rezultatele obținute arată că

suprafețele afectate de tăierile ilegale în zona Vlăhița-Căpâlnița sunt foarte mari, suprafața cea mai afectată fiind în perioada 1993–2002. Concentrarea tăierilor ilegale în această zonă a fost favorizată de lipsa administrării pădurilor, existența apropiată a drumurilor de acces în pădure, posibilitatea exploatarei mecanizate. De asemenea, pădurile sunt constituite, în mare parte, din molid care au fost exploatate pentru obținerea cherestelei de calitate ridicată. Schimbările după căderea comunismului în România legate de condițiile socio-economice, inclusiv cele care privesc administrarea pădurilor și legislația referitoare la aceasta, au condus la favorizarea disturbăntelor în păduri prin tăieri ilegale.

4.3. Cuantificarea și analiza fragmentării pădurilor folosind indici de caracterizare a peisajelor și imagini satelitare Landsat

4.3.1. Introducere

Disturbăntele naturale produc asupra pădurilor schimbări diferite față de disturbăntele antropice cum sunt exploatarea forestieră necontrolată sau tăieri ilegale. În acest sens, în urma disturbăntelor naturale apar parcele (patches) cu un efect al marginilor mai redus între acestea comparativ cu cele produse de exploatarea forestieră (Tinker *et al.* 1998). Practica tăierilor rase de păduri, comparativ cu arboretele afectate de disturbănte naturale, determină apariția de parcele cu suprafețe reduse, care au perimetre mici, habitat cu multe margini, distanțe mari între parcele și habitat interior limitat (Hudak *et al.* 2007). Exploatarea forestieră necontrolată fragmentează peisajul printr-o serie distinctă de schimbări structurale care conduc la scăderea suprafețelor centrale ale parcelor, reducerea mărimii medii a acestora și la o creștere a densității parcelor și a densității marginilor (Tinker *et al.* 1998). De asemenea, exploatarea forestieră necontrolată tind să înlăture din pădure o cantitate însemnată de biomasă comparativ cu disturbăntele naturale (Tinker *et al.* 1998). Disturbăntele produse de diferiți defolioratori și tăierile ilegale conduc la reducerea nutrienților din sol (Goodale și Aber 2001) și a coronamentului (Bormann și Likens 1979).

În ultimul timp, pentru cartografierea disturbăntelor la nivel de peisaj, se folosesc din ce în ce mai mult imaginile satelitare *Landsat* (Cohen *et al.* 2010; Kennedy *et al.* 2007). Dintre indicii folosiți cu succes pentru cartografierea disturbăntelor apărute într-o mare varietate de tipuri de păduri (DeRose *et al.* 2011; Eshleman *et al.* 2009) pe primul loc se situează indicele de disturbăntă *DI* (Healey *et al.* 2005).

În acest studiu sunt prezentate rezultatele cercetărilor bazate pe o serie de indici ai peisajului (landscape metrics) și imagini *Landsat TM* multitemporale pentru identificarea și analiza defrișărilor de păduri din Munții Giurgeului. Obiectivele specifice ale acestor cercetări au fost: (1) identificarea disturbăntelor produse de exploatarea forestieră necontrolată și tăierile ilegale de păduri; (2) analiza fragmentării pădurii ca urmare a acestor acțiuni.

4.3.2. Materiale și metode

Zona studiată se găsește în partea sudică a Munților Giurgeu din județul Harghita, fiind cuprinsă între 46°42'07"–46°54'28" latitudine nordică și 25°15'21"–25°24'11" longitudine estică (Fig. 4.3.1). Suprafața studiată este de 25921 ha și conține păduri, pășuni, fânețe, terenuri agricole, terenuri din intravilan, drumuri și ape. Pădurile sunt constituite în cea mai mare parte din molid (*Picea abies*) pe lângă care se mai găsesc, în procent mic, bradul (*Abies alba*) și fagul (*Fagus sylvatica*) (Șofletea și Curtu 2007). Altitudinea este cuprinsă între 740 m și 820 m.

Materialele folosite au constat din patru cadre decupate din imaginile satelitare *Landsat* care aparțin orbitei 183 și rândului 28. Acestea fac parte dintr-o serie temporală de imagini *Landsat* fiind preluate pe 14.09.1987 (TM), 14.09.1993 (TM), 10.05.2002 (ETM+) și 24.07.2009 (TM). Imaginile au fost descărcate gratuit de pe Internet (<http://glovis.usgs.gov>). În prelucrări au fost folosite numai benzile în multispectral a căror rezoluție spațială este de 30 m.

Imaginile *Landsat* folosite au fost georeferențiate în sistemul de proiecție UTM, zona 35 N, datum WGS 84, folosind 16 de reperi terestri uniform răspândiți pe imagini și metoda de resampling „vecinul cel mai apropiat”. Eroarea medie pătratică a fost de 0,25 pixeli (7,5 m) pentru fiecare imagine.

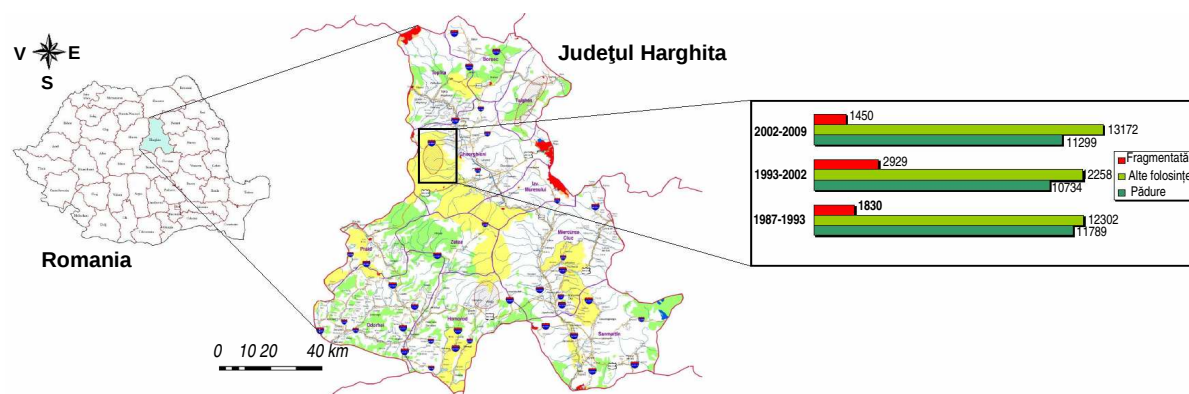


Fig. 4.3.1. Zona studiată și repartitia suprafețelor, în ha, pe fiecare clasă și perioadă

Imaginile au fost calibrate radiometric pentru conversia valorilor digitale în unități ale radianței la nivel de satelit (satellite radiance unit) după care, pentru obținerea valorilor reflectanței în partea superioară a atmosferei (to top of the atmosphere - TOA), valorile radianței au fost convertite folosind ecuația propusă de Chander *et al.* (2009). În corectarea imaginilor s-a folosit modelul DOS (Chavez 1996).

Înainte de calcularea indicelui *DI* s-a realizat o mască binară pentru imaginea din 1987 în vederea acoperirii suprafețelor fără pădure și care a fost folosită pentru fiecare imagine în momentul calculării indicelui *DI*. Precizia imaginii binare obținute a fost de 93,45%, fiind stabilită prin verificarea cu datele de referință disponibile (hărți amenajistice, cadastrale și fotograme). Transformarea *TC* s-a realizat pentru fiecare imagine reducând astfel cele șase benzi *Landsat TM* la trei componente, și anume, *TCB*, *TCG* și *TCW*. Indicele *DI* s-a calculat cu relațiile propuse de Healey *et al.* (2005) (§ 4.2.3) pentru fiecare imagine, considerându-se astfel că acesta reflectă situația pentru perioada considerată. Valorile indicelui *DI* au fost scăzute apoi din imaginea precedentă obținându-se imagini ale diferențelor pentru perioadele 1987–1993, 1993–2002, 2002–2009 și 1987–2009 (Fig. 4.3.2). Acestea au fost reclasificate având în vedere 1–2 abateri standard față de medie, considerându-se că valorile extreme au suferit modificări în sensul pierderii sau apariției vegetației forestiere. Stabilirea valorilor prag s-a făcut pe baza datelor existente, a datelor statistice și a deplasărilor în teren pentru anul 2009. Fiecare imagine obținută a fost filtrată aplicând un filtru majoritar 3x3 pentru eliminarea pixelilor izolați.

Indicii fragmentării peisajului au fost calculați la nivel de clasă, considerându-se următoarele clase: *pădure fragmentată*, *pădure nefragmentată* și *alte folosințe*. În clasa *pădure fragmentată* au fost

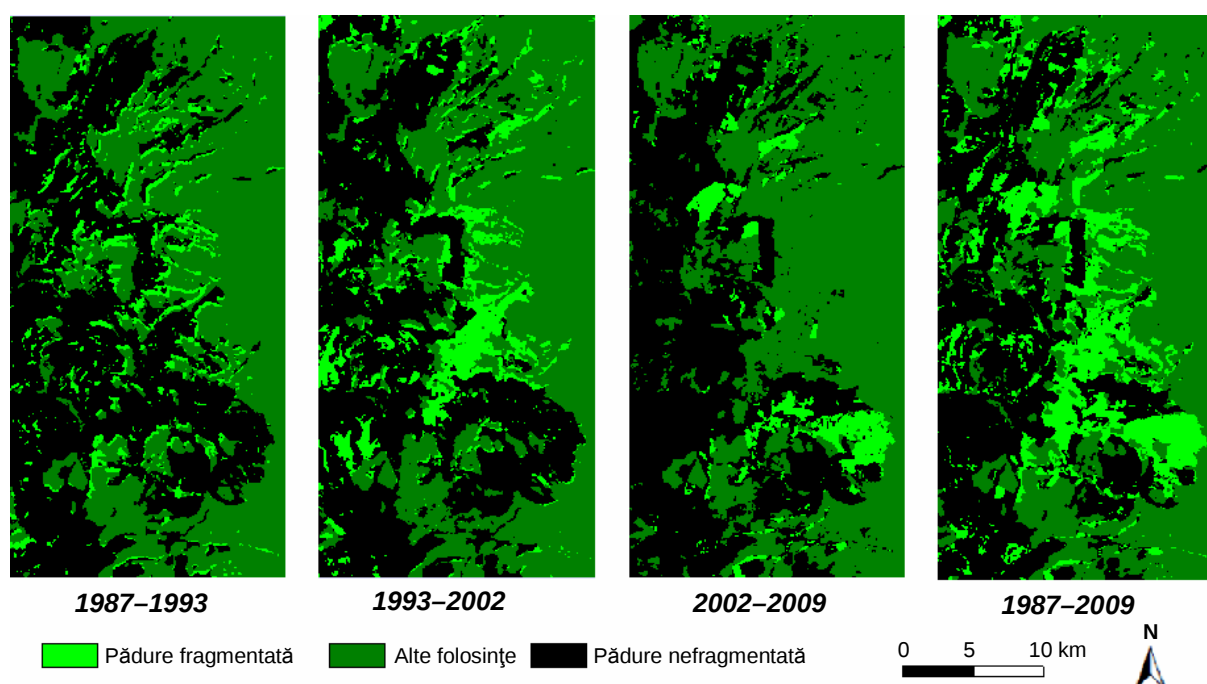


Fig. 4.3.2. Hărți ale diferenței dintre indicii de disturbanta

incluse suprafețele afectate de exploatările forestiere necontrolate și tăierile ilegale, obținută în urma calculării indicelui *DI* și realizării diferențelor pentru fiecare perioadă. Pentru a evita suprafețe mai mici de 900 m^2 , așa cum s-a arătat, imaginile au fost filtrate. Lățimea benzii tampon pentru calcularea indicilor legați de părțile centrale ale parcelelor a fost de 60 m . Indicii selectați pentru analize sunt prezentați în Tabelul 4.3.1 iar analizele au fost realizate cu programul *FRAGSTATS* (McGarigal și Marks 1995).

Tabelul 4.3.1. Indici folosiți în analiza fragmentării pădurii

Tipul de indice	Abreviere	Unități/interval de valori	Nivel ierarhic	Referință
Numărul de pacele (Numbers of patches)	NP	(număr)/ $0 < \text{la } \infty$	Clasă, peisaj	McGarigal și Marks (1995)
Indici ai suprafeței (Area metrics)				
Suprafața medie a parcelelor (Mean Patch Area)	MPA	(ha)/ $0 < \text{la } \infty$	Clasă, peisaj	McGarigal și Marks (1995)
Abaterea standard a suprafeței parcelelor (Patch Area Standard Deviation)	PASD	(ha)/ $0 < \text{la } \infty$	Clasă, peisaj	McGarigal și Marks (1995)
Indici ai marginilor (Edge metrics)				
Densitatea marginilor (Edge Density)	ED	(m/ha)/ $0 < \text{la } \infty$	Clasă, peisaj	McGarigal și Marks (1995)
Indici ai formei (Shape metrics)				
Indicele formei medii (Mean Shape Index)	MSI	(fără)/ $1 \leq \text{la } \infty$	Clasă, peisaj	McGarigal și Marks (1995), după Patton (1975)
Indicele formei medii ponderat cu suprafața (Area Weighted Mean Shape Index)	AWMSI	(fără)/ $1 \leq \text{la } \infty$	Clasă, peisaj	McGarigal și Marks (1995), după Patton (1975)
Indicele mediu al dimensiunilor fractale (Mean Fractal Dimension Index)	MFDI	(fără)/ $1 \leq \text{la } 2$	Clasă, peisaj	Burrough (1986)
Indici ai suprafeței centrale (Core area metrics)				
Suprafața centrală totală (Total Core Area)	TCA	(ha)/ $0 < \text{la } \infty$	Clasă, peisaj	McGarigal și Marks (1995)
Suprafața centrală medie disjunctă (Mean Disjunct Core Area)	MDCA	(ha)/ $0 < \text{la } \infty$	Clasă, peisaj	McGarigal și Marks (1995)
Indicele mediu al suprafeței centrale (Mean Core Area Index)	MCAI	(%)/ $0 \text{ la } 100$	Clasă, peisaj	McGarigal și Marks (1995)

4.3.3. Rezultate și discuții

Numărul de parcele (NP) este o măsură simplă a extinderii subdiviziunilor sau fragmentării parcelelor fiind calculat pentru fiecare perioadă. Valoarea *NP* a clasei *pădure fragmentată* cea mai ridicată, de 731, (2,82 parcele/100 ha) s-a întâlnit în perioada 1987–1993 după care a scăzut la 295 (1,14 parcele/100 ha) în perioada 2002–2009 (Fig. 4.3.3a). Aceasta arată că în perioada 1987–1993 au început defrișările în zona studiată. În fapt, anul 1987 a fost considerat ca referință, dar, conform statisticilor, defrișările masive au început după anul 1989. Acestea s-au produs la marginea masivelor forestiere și, în special, au fost tăiate trupuile mici și izolate de pădure. În contrast, *NP* pentru clasa *pădure nefragmentată* a crescut de la 163 (0,63 parcele/100 ha) în 1987–1993 la 327 (1,26 parcele/100 ha) în 2002–2009 (Fig. 4.3.3a). Numărul parcelelor de pădure s-a dublat, lucru explicabil prin apariția de suprafețe afectate de tăieri. Ca atare, exploatările forestiere necontrolate și tăierile ilegale au condus la apariția fragmentării pădurii și a suprafețelor descoperite, lipsite de vegetație. Odată ce tăierile au avansat, parcelele rezultate din fragmentare s-au mărit conducând la scăderea *NP* și la creșterea suprafeței medii a parcelei. Ca urmare, parcelele de pădure au crescut ca număr și densitate și a scăzut suprafața medie a parcelei. *NP* pentru clasa *alte folosințe* s-a menținut aproximativ constant, cu ușoare fluctuații, ceea ce explică apariția în cadrul pădurii a suprafețelor descoperite, fără vegetație.

Suprafața medie a parcelelor (MPA) reprezintă un indicator important pentru evaluarea transformării și fragmentării peisajului deoarece cantitatea totală de energie și nutrienți din parcelă este proporțională cu suprafața sa. *MPA* pentru clasa *pădure fragmentată* în perioada 1987–1993 a fost de 2,50 ha după care, în perioada 1993–2003 a crescut la 4,93 ha, iar în 2003–2009 a scăzut ușor la 4,91 ha (Fig. 4.3.3b). *MPA* pentru clasa *pădure nefragmentată*, în perioada 1987–2009, s-a redus la jumătate, iar pentru clasa *alte folosințe* a rămas, cu ușoare variații, aceeași (Fig. 4.3.3b). Perioada 1987–1993 s-a caracterizat printr-o valoare mică a *MPA* pentru clasa *pădure fragmentată* dat fiind numărul mare de parcele (Fig. 4.3.3a). În perioadele 1993–2002 și 2002–2009, *MPA* a clasei *pădure fragmentată* s-a dublat în schimbul reducerii la jumătate a *MPA* pentru clasa *pădure nefragmentată*. Când exploatările

forestiere necontrolate au avansat, parcelele de pădure au fost divizate în altele mai mici crescând astfel NP dar crescând și MPA a clasei *pădure fragmentată*.

Abaterea standard a suprafeței parcelor (PASD) este indicele care evidențiază dispersia și care urmează același trend ca MPA. Indicele PASD pentru clasa *pădure fragmentată* a crescut de cinci ori în perioada 1993–2002 comparativ cu 1987–1993 după care, în perioada 2002–2009 a rămas aproximativ același (Fig. 4.3.3c). Trendul crescător l-a avut și PASD pentru clasa *alte folosințe* dar creșterea a fost de circa 20% pentru întreaga perioadă. Indicele PASD pentru clasa *pădure nefragmentată* a scăzut pe întreaga perioadă cu circa 34%. Ca atare, cea mai mare variabilitate în suprafața parcelor a prezentat-o clasa *pădure fragmentată* crescând în timp, indicând că aceste suprafețe au devenit mai mari și având diferite mărimi datorită exploatărilor forestiere necontrolate și a tăierilor ilegale. Celelalte două clase nu au prezentat o variabilitate mare, descreșterea indicelui PASD în timp pentru clasa *pădure nefragmentată* arătând că spre sfârșitul perioadei indicele MPA a scăzut.

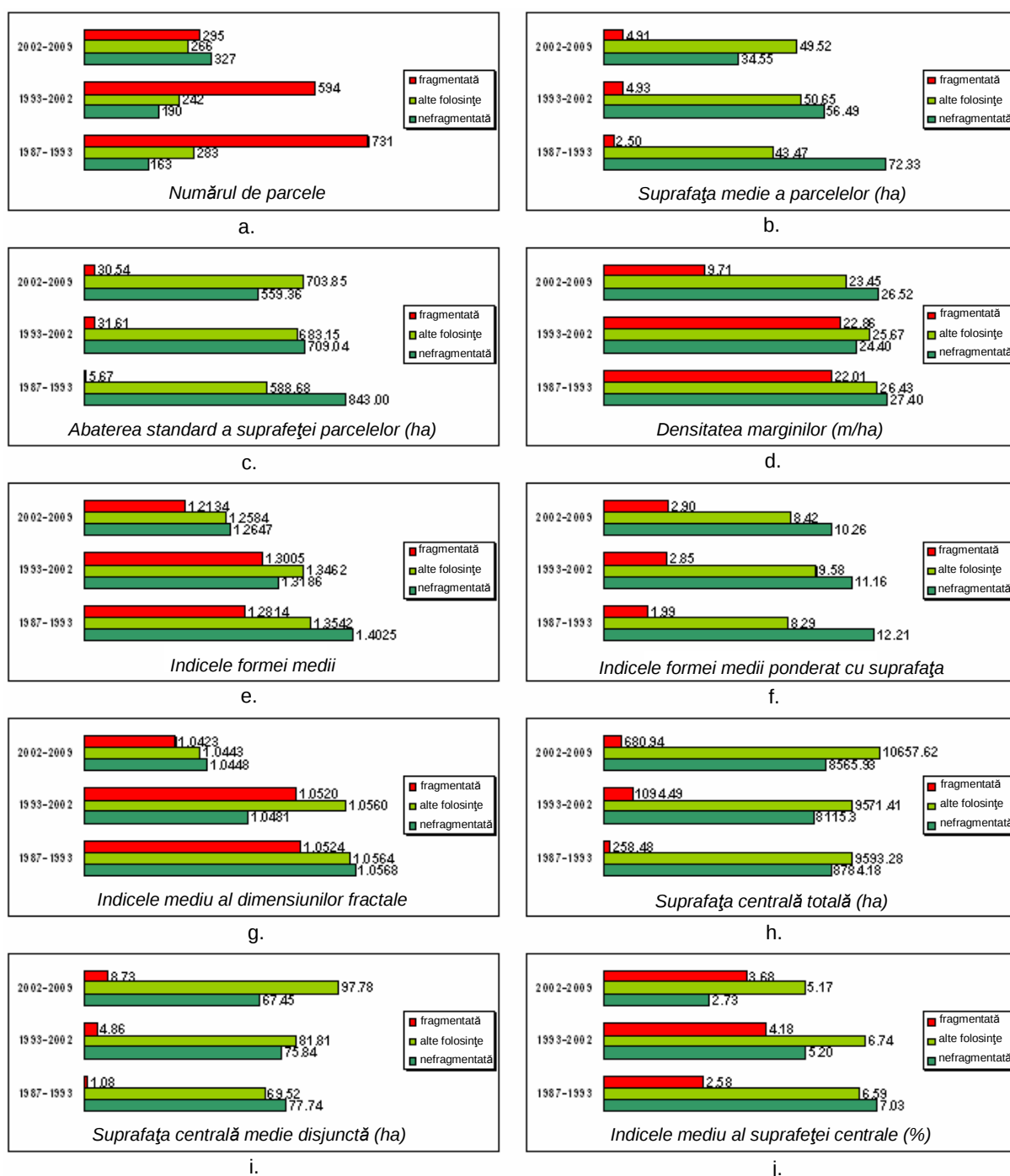


Fig. 4.3.3. Indici folosiți în analiza fragmentării pădurii

Densitatea marginilor (ED) este un indice care redă informații referitoare la mărimea, respectiv lungimea marginilor pe hectar. ED pentru clasa *pădure fragmentată* a prezentat valorile cele mai mari în perioadele 1993–2002 și 1987–1993 și a scăzut la 42% în perioada 2002–2009 (Fig. 4.3.3d). În perioada 1993–2002, ED pentru clasa *pădure fragmentată* reprezenta circa 94% din valoarea ED pentru clasa *pădure nefragmentată*, iar în perioada 1987–1993, 80% din valoarea ED a clasei *pădure nefragmentată*. Reducerea ED arată că suprafețele cu parcele fragmentate au scăzut în timp ce suprafața acestora a crescut. Indicele ED al clasei *alte folosințe* nu a prezentat amplitudine mare de la o perioadă la cealaltă.

Indicele formeii medii (MSI) măsoară complexitatea formeii medii a parcelor din peisajul analizat comparativ cu forma standard și se bazează pe relațiile perimetru-arie. Pentru zona studiată toate clasele au prezentat valori mai mari decât 1 ceea ce înseamnă că cu cât valorile sunt mai ridicate cu atât formele parcelor sunt mai neregulate, depărtându-se de forma circulară. În perioada 1987–1993 indicele MSI a prezentat valorile cele mai ridicate (Fig. 4.3.3e) pentru toate clasele ceea ce explică forma mai alungită a parcelor (Fig. 4.3.2). În perioada 2002–2009 indicele MSI a scăzut, forma parcelor nemaifiind așa alungită datorită exploatărilor forestiere care s-au concentrat în aceleași zone începute în anii precedenți. În acest fel, suprafețele fragmentate au fost lărgite pe toate direcțiile ajungându-se la parcele mai mari și mai rotunjite.

Indicele formeii medii ponderat cu suprafața (AWMSI) cuantifică cantitatea de margini dintr-o clasă raportată la cea prezentă într-o clasă de aceeași mărime dar care are formă circulară. În calcularea formeii medii a parcelei, indicele AWMSI ponderează parcelele mai întinse cu ponderi mai mari comparativ cu cele mici. Forma și mărimea parcelor dictează extinderea perimetrului și marginilor în raport cu celelalte parcele vecine. Aceste relații perimetru-arie cuantificate într-un singur indice sunt complicate și, adesea, destul de dificil de interpretat (Frohn 1998; Batistella *et al.* 2003). Indicele AWMSI pentru clasa *pădure fragmentată* a crescut în perioada analizată, creșterea semnificativă având loc la trecerea de la perioada 1987–1993 la 1993–2002 (Fig. 4.3.3f). Creșterea se datorează faptului că în ultimele două perioade a avut loc o lărgire considerabilă a parcelor fragmentate (Fig. 4.3.3b). Indicele AWMSI pentru clasa *pădure nefragmentată* s-a redus datorită fragmentării acesteia, indicele MPA corespunzător clasei *pădure nefragmentată* reducându-se la jumătate pe întreaga perioadă.

Indicele mediu al dimensiunilor fractale (MFDI) este un indice de bază al formeii care caracterizează forma parcelor pe baza relațiilor perimetru-arie. O valoare apropiată de 1 indică o formă cu un perimetru simplu cum ar fi cercul sau pătratul iar o valoare apropiată de 2 arată o formă mult mai complicată. Pentru toate clasele valorile MFDI sunt apropiate de 1 ceea ce arată, ca și indicele MSI, că forma parcelor se apropie mai mult de cea circulară (Fig. 4.3.3g). Deși valorile sunt foarte apropiate pentru cele trei perioade, totuși se poate spune că în perioada 1987–1993 s-au întâlnit valori ușor mai mari urmate, în ordine descrescătoare, de perioadele 1993–2002 și 2002–2003. Având în vedere valorile indicelui MFDI pentru zona studiată și clasele considerate, în timp forma parcelor tinde spre cea circulară.

Suprafața centrală totală (TCA) reprezintă suma suprafețelor din parcelă după ce a fost scăzută suprafața din zona tampon cu lățimea de 60 m considerată în acest caz. Cea mai mică valoare TCA pentru clasa *pădure fragmentată* a fost în perioada 1987–1993, crescând considerabil în 1993–2002 după care a scăzut din nou în perioada 2002–2009 (Fig. 4.3.3h). Conform acestui indice, în perioada 1993–2002 parcelele fragmentate au prezentat cele mai mari suprafețe, lucru relevant și de indicele MPA, ceea ce a condus la acumularea suprafeței centrale. Acest lucru se observă în Figura 4.3.2, zona cea mai afectată fiind cea din centru-sud, aceasta fiind și cea care a contribuit mai mult la indicele TCA caracteristic clasei *pădure fragmentată*. Indicele TCA pentru clasa *pădure nefragmentată* a fost cel mai mic, evident, în perioada 1993–2002 dată fiind creșterea TCA în cazul clasei *pădure fragmentată*. În această perioadă exploatățile forestiere necontrolate și tăierile ilegale au fost concentrate mai mult pe anumite zone, exploatăndu-se suprafețe întinse de ordinul sutelor de hectare. În perioada 2002–2009 tăierile pe suprafețe întinse au fost concentrate, în principiu, în 3–4 zone (Fig. 4.3.2), fără a le depăși pe cele din perioada 1993–2002, motiv pentru care valoarea TCA pentru clasa *pădure nefragmentată* este mai mică decât cea din perioada 1987–1993. Indicele TCA specific clasei *alte folosințe* a crescut în perioada 2002–2009 datorită tăierilor masive din cele câteva zone care au condus la extinderea suprafețelor ocupate de *alte folosințe*. Conform datelor din statistici, în ultimii 18 ani a fost tăiată sistematic o suprafață întinsă. Defrișările masive au început după 1995 în partea vestică a zonei studiate

după care, acestea au avansat spre centru-sud până când, între 2003 și 2006, pădurea a dispărut complet pe anumite suprafețe. În perioada studiată au dispărut practic peste 1000 ha de pădure de molid iar 650 ha au fost exploatate numai între 2003 și 2006.

Suprafața centrală medie disjunctă (MDCA) este o măsură a suprafețelor centrale individuale și este importantă în determinarea mărimii funcționale a habitatului din cadrul parcelelor pentru speciile sensibile la efectul de margine. Indicele MDCA sau suprafețele din interiorul parcelei rămân după specificarea unei zone tampon care arată efectul marginilor. Unul dintre principalele efecte ale fragmentării pădurii îl constituie conversia habitatului din interior în habitat al marginilor (Tinker *et al.* 1998). Indicele MDCA pentru clasa *pădure fragmentată* a avut valoarea cea mai mică în perioada 1987–1993 (Fig. 4.3.3i) dat fiind modul de fragmentare prin parcele dese și mici. Acest indice crește apoi în cele două perioade având în vedere că intervențiile din pădure au vizat din ce în ce mai mult lărgirea parcelelor în care au fost începute exploatarea necontrolate. Ca rezultat al creșterii indicelui MDCA specific clasei *pădure fragmentată* este descreșterea indicelui MDCA ce caracterizează clasa *pădure nefragmentată* pe întreaga perioadă analizată (Fig. 4.3.3i).

Indicele mediu al suprafeței centrale (MCAI) este un indice relativ care cuantifică suprafața centrală sub forma procentajului calculat din suprafața totală. Se bazează pe selectarea unei zone tampon care definește lățimea marginii ce caracterizează fenomenul care se investighează. Deoarece aceste cercetări sunt legate de procesul exploatării pădurilor în mod necontrolat și al tăierilor ilegale, alegerea unei zone tampon cu lățimea de 60 m s-a bazat pe răspunsurile potențiale ale păduri la asemenea acțiuni. Indicele MCAI este legat de conceptul habitatului interior care este foarte relevant pentru un anumit număr de specii (Batistella *et al.* 2003). Indicele MCAI pentru clasa *pădure fragmentată* a avut valoarea cea mai mică în perioada 1987–1993 și cea mai mare în perioada 1993–2002 (Fig. 4.3.3j). Indicele MCAI specific clasei *pădure nefragmentată* a scăzut pe întreaga perioadă, în 2002–2009 ajungând la 2,73%. Așadar, creșterea indicelui MCAI pentru clasa *pădure fragmentată* arată că în perioada studiată a avut loc o sporire a suprafețelor centrale ca urmare a tăierilor de pădure care s-au produs prin lărgirea suprafețelor inițiale. Evident că o valoare mare pentru indicele MCAI în cazul clasei *pădure fragmentată* înseamnă suprafețe întinse pe care s-au realizat tăieri. O scădere a indicelui MCAI pentru clasa *pădure nefragmentată* arată fragmentarea acesteia, cu suprafețe centrale reduse.

4.3.4. Concluzii

Rezultatele obținute prin analiza imaginilor satelitare *Landsat TM* și *ETM+* arată că în zona cercetată în perioada 1987–2009, a avut loc un proces amplu de fragmentare a pădurii datorită exploatarea forestiere necontrolate și al tăierilor ilegale. Acesta este un fenomen des întâlnit în pădurile României după anul 1989 când au fost retrocedate o parte din păduri către foștii proprietari care le-au exploatat, de cele mai multe ori, fără a respecta legislația silvică. În zona studiată exploatarea necontrolată a pădurilor și tăierile ilegale s-au realizat la început sporadic, la margine de masiv sau trupuri izolate, după care acestea s-au extins pe suprafețe mari. Fragmentarea pădurii a condus la pierderea mediului specific acesteia, la modificarea ecosistemelor din zonă, reducerea biodiversității, restrângerea sau chiar pierderea habitatului unor specii, apariția fenomenului de eroziune de suprafață.

4.4. Evaluarea și monitorizarea defrișărilor și regenerărilor de păduri prin metoda analizei schimbărilor vectoriale

4.4.1. Introducere

Monitorizarea schimbărilor legate de vegetație pe o anumită perioadă de timp permite evaluarea pierderilor de pădure provocate de exploatarea necontrolate și tăierile ilegale de păduri dar și a câștigului de pădure prin regenerarea acesteia. Clasificarea acestor tipuri de schimbări poate fi realizată folosind metoda CVA (Allen și Kupfer 2000; Lorena *et al.* 2002; Lunetta *et al.* 2004). Datele de intrare pentru metoda CVA pot fi imagini brute sau imagini obținute în urma unor transformări cum ar fi PCA (Lambin și Strahler 1994) sau TC (Allen și Kupfer 2000; Lorena *et al.* 2002; Lunetta *et al.* 2004). Prin

combinarea imaginilor care redau direcția și mărimea schimbărilor se pot obține categoriile de schimbări fără a fi necesară realizarea de clasificări (Kuzera *et al.* 2005). Aplicarea metodei CVA nu necesită eșantioane, nu implică mult timp și poate fi folosită pentru orice studiu legat de schimbările apărute în cadrul vegetației (Johnson și Kasischke 1998; Kuzera *et al.* 2005).

Obiectivul general al acestor cercetări a fost monitorizarea despăduririlor și a regenerărilor din Valea Troțușului folosind analiza schimbărilor vectoriale și imagini *Landsat 5 TM* în perioada 1986–2009. Obiectivele specifice ale cercetărilor au fost: (1) aplicarea metodei CVA pentru evidențierea despăduririlor și regenerărilor din zona studiată; (2) analiza cauzelor care au condus la despăduriri și a efectelor produse de acestea.

4.4.2. Materiale și metode

4.4.2.1. Zona studiată

Suprafața studiată este de 124724 ha din care pădurea ocupa 69880 ha în anul 1986,. Zona se găsește situată între 46°21'46,69"–46°39'49,23" latitudine nordică și 25°56'35,65"–26°25'37,92" longitudine estică. Aceasta cuprinde trecătoarea de pe cursul superior al Văii Troțușului, o parte din această suprafață fiind situată în partea nord-vestică a județului Bacău, la limita cu județele Neamț și Harghita, iar cealaltă parte, mai mică, este situată în partea nord-estică a județului Harghita (Fig. 4.4.1). Pe partea dreaptă a sensului de curgere al râului Troțuș se găsesc Munții Ciucului iar pe partea stângă Munții Tarcăului.

În apropierea Văii Troțușului relieful este deluros, acoperit mai mult de pajiști naturale, cu preponderență pe partea stângă a văii. Pe măsura depărtării de Valea Troțușului relieful devine muntos. Acesta este acoperit, în partea superioară, cu păduri de conifere reprezentate de molid (*Picea abies*), brad (*Abies alba*), pin (*Pinus silvestris*), în partea mijlocie cu păduri de amestec formate din rășinoase și foioase iar în partea inferioară pot fi găsite și păduri de foioase alcătuite din gorun (*Quercus petraea*), stejar (*Quercus robur*), carpen (*Carpinus betulus*) și paltin (*Acer pseudoplatanus*). Altitudinea zonei studiate este între 500 m (Comănești) și 1517 m (Vârful Cărunta). Clima prezentă este cea montană, cu temperatura medie anuală de 2–6° C și cu temperatura medie lunară de 5° C în luna ianuarie și 16° C în iulie. Precipitațiile medii anuale depășesc 1000 mm, iar perioada de cădere a precipitațiilor solide este în intervalul octombrie-aprilie.

4.4.2.2. Materiale folosite

În cercetări s-au folosit trei cadre decupate din imaginile satelitare *Landsat 5 TM* preluate pe 6.05.1986, 13.08.1993 și 7.07.2009. Rezoluția spațială a benzilor din multispectral este de 30 m. Imaginile au fost descărcate gratuit de pe Internet (<http://glovis.usgs.gov>), au nivelul de prelucrare 1T și sunt georeferențiate în sistemul de proiecție UTM, zona 35 N, datum WGS 84. Înregistrările aparțin orbitei 183 și rândului 28 și au fost fără acoperire noroasă pe zona studiată. Datele de referință au inclus hărți amenajistice, imagini Google Maps, date din amenajamentele silvice, ortofotoplanuri la scara 1 : 5000 și planuri cadastrale.



Fig. 4.4.1. Localizarea cercetărilor

4.4.2.3. Metode aplicate

Metoda folosită pentru normalizarea relativă a imaginilor a fost metoda setului de pixeli fără schimbări (no-change set) determinat după histogramme bidimensionale dezvoltată de Yuan și Elvidge (1993) (§ 2.2.2.3.4). În prezentul studiu imaginea *Landsat 5 TM* din 2009 s-a ales ca imagine de referință, aceasta fiind imaginea recentă și fără acoperire noroasă, iar imaginile din 1993 și 1986 au constituit imagini subiect.

Hărțile binare pădure/alte categorii de folosință s-au obținut prin aplicarea clasificării supervizate, algoritmul probabilității maxime și au fost folosite pentru a lua în considerare numai suprafețele cu pădure. Culegerea semnăturilor spectrale s-a realizat din 60 de eșantioane.

Componentele *TCB* și *TCG* specifice transformării *TC*, au fost calculate din benzile 1, 2, 3, 4, 5 și 7, pentru imaginile din 1986, 1993 și 2009. Metoda *CVA* s-a aplicat folosind primele două componente ale transformării *TC*, *TCG* și *TCB*, în urma cărora s-au obținut mărimea (ΔM) și direcția ($\tan \alpha_{TCB-TCG}$) schimbărilor cu relațiile (2.2.2) și (2.2.4).

Valorile prag pentru stabilirea claselor de intensitate au fost determinate pe baza histogramelor și a datelor statistice din imaginile care redau mărimea schimbărilor. În stabilirea acestora au fost folosite diferite abateri standard ($\pm 0,5s$, $\pm 0,75s$, $\pm 1s$, $\pm 1,5s$, $\pm 2,0s$ și $\pm 2,5s$) față de medie. Cea mai potrivită valoare prag, pentru fiecare imagine care redă mărimea schimbărilor, a fost selectată în final după calcularea preciziei totale și a coeficientului k folosind abaterile standard menționate. Acestea au fost stabilite la $-0,75$ abateri standard ($\pm 0,75s$) sau $+2,0$ abateri standard ($\pm 2,0s$) față de medie (Tab. 4.4.1).

Tabelul 4.4.1. Definierea claselor de intensitate

Clase de intensitate	1986–1993		1993–2009		1986–2009	
	min	max	min	max	min	max
Slab	0,00	5,30	0,00	5,27	0,00	9,76
Mediu	5,30	29,65	5,27	47,06	9,76	49,61
Puternic	29,65	182,06	47,06	221,89	49,61	214,99
Valoare prag	$-0,75s$	$+2,0s$	$-0,75s$	$+2,0s$	$-0,75s$	$+2,0s$

Direcția schimbărilor a fost analizată pe cele patru cadrane. Unghiurile măsurate între 0° și 90° și cele între 180° și 270° indică persistența adică zone fără schimbări. Unghiurile măsurate între 90° și 180° arată regenerarea vegetației în timp ce unghiurile cuprinse între 270° și 360° indică despăduririle. Imaginile care redau mărimea și direcția schimbărilor au fost *comparate încrucișat* și clasificate în 12 clase. Pentru fiecare clasă s-a obținut suprafața și s-au calculat procente pentru întreaga suprafață studiată și pe fiecare direcție. De asemenea, s-au realizat histogramme bidimensionale pe fiecare perioadă care conțin direcția schimbărilor și mărimea acestora.

Pentru validare procedurii, prin crearea matricei erorilor, au fost culese din cadrul datelor de referință 150 de puncte distribuite întâmplător și în mod egal pentru fiecare clasă. În clasa *persistență* au intrat arboretele care nu au suferit schimbări, în clasa *despădurire* cele care au fost tăiate (legal și ilegal) iar în clasa *regenerare* au fost cuprinse arboretele care au fost exploatate și au început să se regenereze pe cale naturală sau artificială. Punctele considerate în verificare au fost etichetate ca aparținând uneia din cele trei clase pe baza hărților amenajistice, a datelor din amenajamentele silvice, hărțile Google și prin interpretare vizuală.

4.4.3. Rezultate și discuții

Pentru întreaga perioadă analizată 1986–2009 s-a calculat matricea erorilor (Tab. 4.4.2). Precizia totală a fost de 86,67%, cu un coeficient k egal cu 0,80. Erorile de omitere mari s-au întâlnit în cazul clasei *persistență* (19,30%) urmată de clasa *regenerare* (12,73%). În cazul erorilor de comitere cea mai mare valoare s-a întâlnit în cazul clasei *despădurire* (28%) ceea ce înseamnă că o parte din suprafețele cu despăduriri au fost incluse în clasele *regenerare* și *persistență*. Aceasta datorită faptului că suprafețele respective nu au fost despădurite în întregime sau nu s-a instalat regenerarea vegetației. Același lucru s-a întâmplat și în cazul erorilor de omitere pentru clasa *persistență* când parte din aceste eșantioane au

fost incluse în clasa *despădurire*. Ca atare, între cele trei clase (regenerare, persistență și despădurire) au existat anumite incertitudini la identificare tocmai datorită prezenței vegetației, inclusiv erbacee, în diferite proporții în cadrul fiecărui pixel.

Tabelul 4.4.2. Matricea erorilor pentru perioada 1986–2009

Clasele de referință	Clasificare			Total	Precizia utilizatorului (%)
	Regenerare	Persistență	Despădurire		
Regenerare	48	2	0	50	96,00
Persistență	2	46	2	50	92,00
Despădurire	5	9	36	50	72,00
Total	55	57	38	150	
Precizia producătorului (%)	87,27	80,70	94,74		
Precizia totală: 86,67%					
Coeficientul k: 0,80					

Rezultatele privind suprafața totală cu schimbări pe fiecare clasă, obținute prin comparația încrucișată a imaginilor care redau direcția și mărimea schimbărilor sunt prezentate în Tabelul 4.4.3 și Figura 4.4.2. În perioada 1986–1993 despăduririle au apărut pe 2131 ha (3,05%), regenerările pe 12248 ha (17,52%) iar persistența pe 55502 ha (79,43%). În perioada 1993–2009 despăduririle au apărut pe 11845 ha (16,95%), regenerările pe 1947 ha (2,79%) iar pe 55788 ha (80,26%) nu au avut loc schimbări. Suprafețele cu despăduriri, regenerări și fără schimbări obținute după aplicare analizei schimbărilor vectoriale în perioada 1986–2009 sunt relevante. Majoritatea zonei studiate este clasificată ca persistență, adică fără schimbări, cu 59400 ha (85,00%) din totalul de 69880 ha. Despăduririle au apărut pe o suprafață de 6241 ha (8,93%) iar regenerările pe 4239 ha (6,07%). În cadrul despăduririlor, 54,35% sunt încadrate în clasa de intensitate *mediu*, 42,03% în clasa *slab* și 3,62% în clasa *puternic*; în cazul regenerărilor, 72,12% se găsesc în clasa *slab* iar 27,88% în clasa *mediu*.

Tabelul 4.4.3. Repartizarea suprafețelor cu despăduriri și regenerări pe sectoare și clase de intensitate

Clase de intensitate	1986–1993			1993–2009			1986–2009		
	ha	% din peisaj	% din categorie	ha	% din peisaj	% din categorie	ha	% din peisaj	% din categorie
Sector 1									
Slab	5029	7,20	18,98	5423	7,76	17,72	6590	9,43	27,53
Mediu	21426	30,66	80,84	25162	36,01	82,22	17302	24,76	72,29
Puternic	48	0,07	0,18	17	0,02	0,06	44	0,06	0,18
Total	26503	37,93	100,00	30602	43,79	100,00	23936	34,25	100,00
Sector 2									
Slab	5682	8,13	46,39	993	1,42	51,00	3057	4,38	72,12
Mediu	6566	9,39	53,61	943	1,35	48,43	1182	1,69	27,88
Puternic	0	0,00	0,00	11	0,02	0,57	0	0,00	0,00
Total	12248	17,52	100,00	1947	2,79	100,00	4239	6,07	100,00
Sector 3									
Slab	3671	5,25	12,66	3315	4,74	13,01	5917	8,47	16,68
Mediu	22133	31,67	76,32	18036	25,81	70,77	26568	38,02	74,92
Puternic	3195	4,58	11,02	4135	5,92	16,22	2979	4,26	8,40
Total	28999	41,50	100,00	25486	36,47	100,00	35464	50,75	100,00
Sector 4									
Slab	915	1,31	42,94	4970	7,11	41,96	2623	3,75	42,03
Mediu	1093	1,56	51,29	6670	9,55	56,31	3392	4,86	54,35
Puternic	123	0,18	5,77	205	0,29	1,73	226	0,32	3,62
Total	2131	3,05	100,00	11845	16,95	100,00	6241	8,93	100,00
Total general	69880	100,00	–	69880	100,00	–	69880	100,00	–

Histogramele bidimensionale sunt prezentate în Figura 4.4.3. Direcțiile schimbărilor au fost reprezentate pe abscisă în intervalul 0° – 360° , în timp ce mărimea schimbărilor a fost reprezentată pe ordonată. În toate perioadele, sectoarele 1 și 3 sunt caracterizate de o frecvență ridicată a pixelilor ceea ce înseamnă o suprafață mare care reprezintă zonele fără schimbări, adică persistență. În sectoarele 2 și

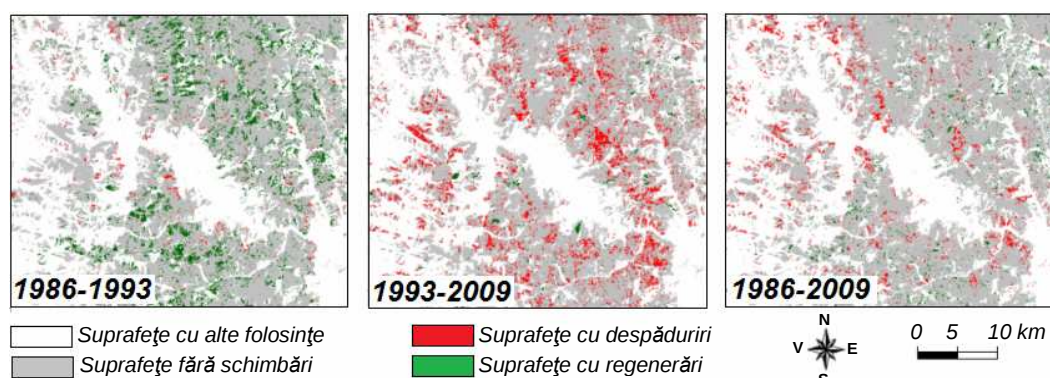


Fig. 4.4.2. Imagini obținute prin comparația încrucișată a componentelor TCG–TCB pentru perioadele 1986–1993, 1993–2009 și întreaga perioadă studiată 1986–2009

4 frecvența pixelilor este mai scăzută, diferă de la perioadă la perioadă, și reprezintă suprafețele cu regenerări și despăduriri.

Rezultatele obținute arată că în perioada 1986–2009 au avut loc despăduriri pe 6241 ha (8,93%) iar regenerări pe 4239 ha (6,07%). Așadar, pe suprafața de 2002 ha au avut loc despăduriri pe suprafețe care nu sunt încă regenerate. Rata de defrișare, pentru perioada 1986–2009 și suprafața totală studiată acoperită cu pădure, a fost de 2,86%. Schimbările apărute în pădure sunt în concordanță cu cele semnalate și în alte lucrări publicate care au arătat că în interiorul Parcurilor Naționale Călimani și Rodna și Parcului Natural Maramureș din România, în perioada 1987–2009, distorbanțele sunt de 4,20%, 4,72%, respectiv 4,69% (Knorn *et al.* 2012).

Rezultatele din fiecare perioadă arată că suprafața cea mai mare cu regenerări a fost în perioada 1986–1993, aceasta reprezentând 12248 ha (17,52%). Deși procentul este foarte ridicat comparativ cu celelalte perioade (2,79% în 1993–2009 și 6,07% în 1986–2009) regenerarea efectivă nu s-a produs pe o astfel de suprafață dar poate fi rezultatul creșterii vitalității pădurii datorită condițiilor de mediu și climatice favorabile. Pentru perioada 1986–2009 o suprafață de 72,12% din categoria regenerare se găsește în clasa *slab* ceea ce arată că suprafețele afectate sunt încă neregenerate, multe tăieri având loc în perioada 2000–2009. În Figura 4.4.4 este prezentată evoluția suprafețelor cu despăduriri și regenerări în cele două perioade, 1986–1993 și 1993–2009.

Despăduriri masive au fost identificate în câteva locații și anume, la nord-est de Bolovăniș, la est și nord-est de Ghimeș, la nord-est și sud-vest de Agăș, la vest de Asău, pe ambele părți ale Văii Troțușului. Despăduriri pe suprafețe mai mici au fost identificate pe toată suprafața studiată, cu precădere în apropierea drumurilor de acces. În această zonă un rol important l-a jucat factorul politic, statul pierzând controlul asupra anumitor zone cum este și Valea Troțușului (Giurgiu 2010). În acest fel multe păduri private nu au mai fost parcurse cu lucrări silviculturale și au fost exploatate ilegal. Efectul tăierilor ilegale din Valea Troțușului s-a soldat în ultimii 30 de ani cu producerea a 4 inundații catastrofale dintre care 3 au fost după 1990 când au avut loc tăierile ilegale de pădure. Datorită acestor inundații debitul Troțușului a crescut de la 50 m³/s, care era debitul normal, la 2800 m³/s. Conform statisticilor, după anul 2002 pe Valea Troțușului au fost retrocedate 11471,8 ha de pădure de cea mai bună calitate fără temei legal, dintre acestea aproape 9000 ha fiind în zona comunelor Agăș, Asău, Palanca și în împrejurimi. Parte din acestea au fost defrișate ilegal și au condus la apariția de suprafețe lipsite de vegetație.

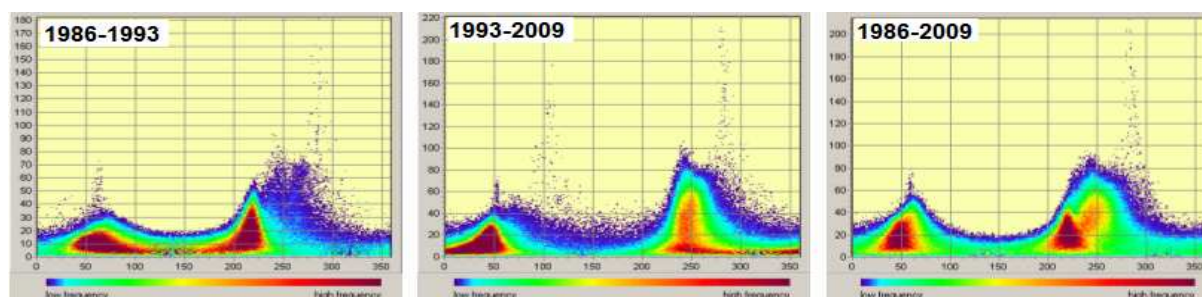


Fig. 4.4.3. Histograme bidimensionale care redau mărimea versus direcția schimbărilor

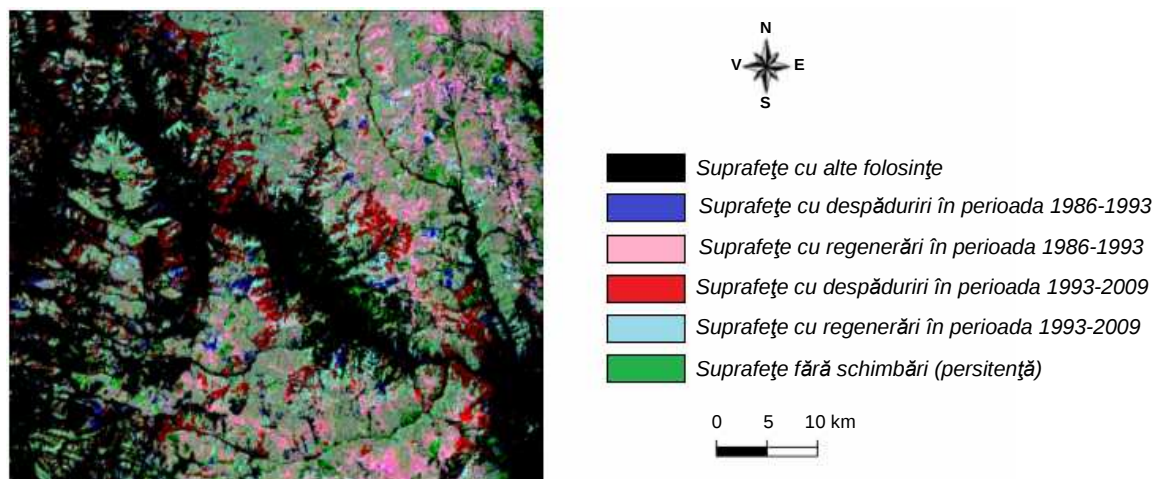


Fig. 4.4.4. Imagine RGB care redă despăduririle și regenerările din zona studiată pentru perioadele 1986–1993 și 1993–2009

4.4.4. Concluzii

În aceste cercetări s-a folosit metoda CVA pentru monitorizarea despăduririlor și regenerării vegetației pe baza componentelor *TCG* și *TCB* derivate din transformarea *TC*. Comparația încrucișată a componentelor *TCG* și *TCB* a permis obținerea unei hărți ușor interpretabile care redă despăduririle și regenerarea vegetației. Rezultatele arată că în perioada 1986–2009 pe Valea Troțușului au avut loc despăduriri pe suprafețe întinse provocate în principal de tăierile ilegale de pădure ca urmare a retrocedărilor, cu și fără temei legal, către proprietarii particulari. Regenerarea vegetației a apărut, cu intensități diferite, în suprafețele afectate de despăduriri. Acestea au fost evidențiate diferit pe cele două perioade și pe întreaga perioadă analizată.

5. Identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor produse de exploatările de suprafață pe baza indicilor de vegetație și a profilelor spectrale

5.1. Introducere

Evaluarea impactului activităților de exploatare la suprafață asupra mediului înconjurător constituie o problemă de dezvoltare susținută și management al resurselor. Conflictul dintre exploatările la suprafață și protecția mediului înconjurător s-a intensificat în ultimii ani subliniind nevoia actualizării informației legate de dinamica exploatărilor la scară locală și regională (Latifovic și *al.* 2005). Activitățile de exploatare la suprafață au în vedere exploatările de cărbune și de metal, de agregate (roci, pietriș și nisip), minerale industriale (potasiu, argilă) și de materiale de construcții (granit, piatră și marmură). Cartografierea acestor activități de suprafață și evaluarea mediului înconjurător reprezintă probleme complexe deoarece suprafețele afectate sunt, în general, mari. Monitorizarea schimbărilor devine mult mai dificilă și datorită costului și timpului mare de actualizare a hărților. Pe lângă acestea, o monitorizare de succes privind evaluarea exploatărilor la suprafață și a dinamicii lor la scară regională și locală necesită observații realizate în mod repetat, pe o perioadă mai lungă de timp, pentru diferențierea schimbărilor produse de cauzele naturale de cele antropice (Saroglu *et al.* 2005).

Un număr mare de studii de teledetecție satelitară arată utilitatea acestei științe la identificarea cu succes a zonelor cu exploatări la suprafață în vederea evaluării impactului asupra mediului înconjurător (Ress și Williams 1997; Schmidt și Glaesser 1998; Wright și Stow 1999; Olthof și King 2000). Acoperirea sinoptică și rezoluția temporală ridicată a imaginilor satelitare constituie principalele avantaje în monitorizarea efectelor negative produse de exploatările de suprafață (Irons *et al.* 1980; Parks *et al.* 1987), la evaluarea și monitorizarea reîmpăduririlor exploatărilor de suprafață și a terenurilor regenerate din diferite zone cu foste exploatări de suprafață (Kandrika și Dwivedi 2003).

Scopul cercetărilor a avut în vedere folosirea imaginilor satelitare *Landsat* pentru evaluarea impactului asupra mediului înconjurător referitor la: (1) identificarea exploatărilor de suprafață, în particular, a carierelor de calcar din apropierea fondului forestier; (2) evidențierea stadiului exploatării carierelor de calcar; (3) stabilirea intensității exploatărilor din carierele de calcar.

5.2. Zona studiată

Suprafața luată în studiu se găsește la $25^{\circ}33'23,77''$ latitudine nordică și $45^{\circ}38'38,17''$ longitudine estică. Aceasta constituie două cariere de calcar (Stejeriș și Răsăritul) aflate la marginea orașului Brașov din care s-a exploatat calcar pentru obținerea varului (Fig. 5.1). Mărimea acestora este de $16,3\text{ ha}$, respectiv, $9,8\text{ ha}$. Inițial acestea au făcut parte din fondul forestier gospodărit de Ocolul Silvic Brașov iar acum sunt gospodărite de Regia Publică Locală a Pădurilor Kronstadt. Pe parcursul timpului, terenurile au fost scoase temporar din fondul forestier și au fost exploatate pentru calcar.

Pe amplasamentul actual al celor două cariere de calcar au fost arborete de fag (*Fagus sylvatica*) și gorun (*Quercus petraea*) care au fost tăiate odată cu înaintarea exploatării de calcar. Astăzi, în jurul celor două cariere, în afară de partea nord-vestică pe unde se face accesul prin drumurile de exploatare, se găsesc arborete de fag și gorun care, de cele mai multe ori, au fost afectate de praful provenit din timpul exploatărilor. Acestea au vârste cuprinse între 80–120 de ani, sunt relativ echine și au o consistență de 0,7–0,9. Imaginile cuprind, de asemenea, orașul Brașov precum și terenurile agricole din apropiere.

5.3. Materiale și metode

În cercetări s-au folosit trei cadre decupate din imagini satelitare *Landsat 5 TM* preluate pe aceeași zonă la date diferite (04.08.1984, 09.07.1989, 24.07.2009). Imaginile au rezoluția spațială de 30 m și fac parte din orbita 183, rândul 28. Pentru analize comparative s-a folosit ortofotoplanul care acoperă zona studiată, cu o rezoluție spațială de $0,5 \times 0,5\text{ m}$ și asigurând o precizie de $1,5\text{ m}$. Ambele cariere au fost măsurate pe cale terestră folosind stația totală *Trimble M3*, în final întocmindu-se planul de situație pe care s-a reprezentat perimetrul exploatărilor la suprafață și detaliat zonele cu vegetație, cele cu calcar și căile de acces. În fiecare carieră s-au realizat profile al căror traseu a trecut prin terenul descoperit, porțiuni din cariere cu calcar și porțiuni cu vegetație instalată. Pentru validarea rezultatelor au fost efectuate deplasări în teren.

Metodele folosite în aceste cercetări au constat, în principal, din combinații ale benzilor, indicii de vegetație *NDVI*, *SAVI*, *TSAVI1* și *TSAVI2* și realizarea de profile spectrale. Preprocesarea imaginilor *Landsat TM* a presupus aplicarea de corecții radiometrice, atmosferice și geometrice tuturor benzilor, exclusiv banda termală. Prin corecțiile radiometrice s-au transformat valorile digitale în valori ale radianței folosind relațiile din literatura de specialitate (Chander și Markham 2003). Corecțiile

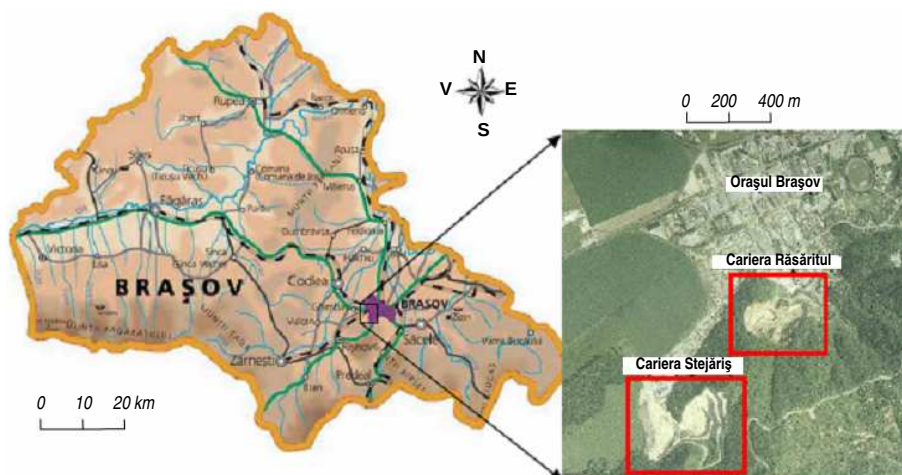


Fig. 5.1. Localizarea zonei studiate

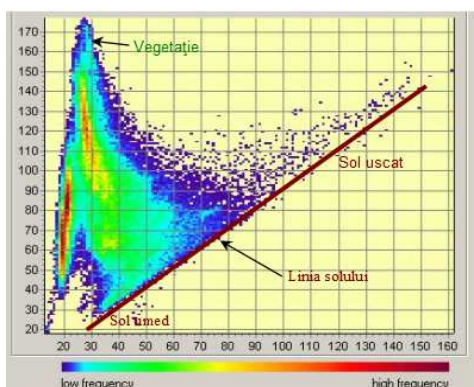


Fig. 5.2. Linia solului în spațiul roșu-infraroșu apropiat pentru imaginea Landsat 5 TM din 1989

geometrice s-au aplicat pe baza unui număr de 18 reperi terestri asigurându-se o precizie sub 0,5 pixeli. Sistemul de proiecție folosit a fost UTM, zona 35 N, datum WGS 84 iar metoda de resampling „vecinul cel mai apropiat”.

Prelucrările specifice au constatat în găsirea celei mai bune combinații RGB, care să ajute la identificarea clară a suprafețelor afectate de exploatările de suprafață, și calcularea indicilor de vegetație. Pentru comparație indicii au fost scalați în intervalul 0,0–1,0 folosind următoarea relație:

$$X_i = (R_i - R_{\min}) / (R_{\max} - R_{\min}) \quad (5.1)$$

în care R_i reprezintă valorile brute iar $R_{\min}$ și $R_{\max}$ sunt valorile minimă, respectiv maximă, din imagine.

Indicele NDVI s-a calculat cu relația (2.1.1) iar indicele SAVI s-a calculat cu relația din Tabelul 4.1.2 folosind factorul de ajustare L a cărui valoare s-a considerat egală cu 0,5. Indicele TSAVI a fost obținut pe baza parametrilor derivați din linia solului (Fig. 5.2). Obținerea acestora s-a făcut prin aplicarea regresiei liniare folosind benzile roșu (banda 3) și infraroșu apropiat (banda 4).

Intensitatea exploatărilor de calcar s-a analizat prin intermediul profilelor spectrale. Profilele realizate trec prin cele două cariere iar la extremități prin terenurile agricole și forestiere.

5.4. Rezultate și discuții

Identificarea exploatărilor de calcar este abordată în studiile de teledetecție prin folosirea combinației RGB realizată între componentele rezultate ca rapoarte între benzile spectrale 2/5 (R), 4/3 (G) și 5/4 (B) (Mohammad *et al.* 2001). În cercetările realizate identificarea exploatărilor de suprafață, în principiu carierele de calcar, a ridicat probleme datorită comportamentului spectral apropiat al acestora cu cel al detaliilor din orașul Brașov. În interiorul orașului se găsesc suprafețe întinse ocupate de construcții, parcuri, drumuri, străzi asfaltate și betonate etc. și care au comportamentul spectral apropiat ceea ce a condus la confuzii. În urma cercetărilor realizate s-a constatat că includerea indicelui NDVI în combinația RGB alături de alte benzi permite o identificare clară a carierelor de calcar din apropierea zonelor cu construcții. Combinația găsită este R (banda 5), G (NDVI) și B (banda 4) care permite afișarea imaginii, în speță a carierelor de calcar, în altă culoare comparativ cu suprafețele din intravilanul orașului (Fig. 5.3).

Stabilirea acestei combinații a condus la identificarea celor două cariere, lucru evidențiat în special pe imaginea preluată în anul 1989. În cazul imaginii Landsat 5 TM din 1984 în aceeași culoare apar și norii motiv pentru care diferențierea se realizează greu. În acest sens, pentru identificarea norilor s-a folosit folosind algoritmul ABT (Leung și Jordan 1995). Acesta a presupus, mai întâi, calcularea strălucirii medii din imaginile grayscale și pe baza acesteia s-a stabilit o valoare prag a strălucirii. Această valoare prag s-a aplicat imaginii cu acoperire noroasă pentru segmentarea ei în zone cu și fără acoperire noroasă. Norii astfel identificați pot fi înlăturați și înlocuiți cu date din altă imagine și din aceeași zonă. Procedul s-a repetat pentru fiecare bandă.

Stadiul exploatărilor din carierele analizate s-a făcut pe baza indicilor de vegetație. În acest sens, s-a constatat că valorile indicelui NDVI specifice celor două exploatări de suprafață descresc, astfel: pentru imaginea din 1984 valorile sunt cuprinse în intervalul 0,45–0,50; pentru imaginea din 1989 aceste valori sunt cuprinse în intervalul 0,30–0,35 iar în cazul înregistrării din 2009 intervalul valorilor este între 0,17–0,21 (Fig. 5.4). O analiză detaliată a acestora arată că valorile indicelui NDVI au scăzut considerabil în 15 ani ceea ce denotă faptul că exploatările s-au realizat intens în acești ani, terenul fiind descoperit, lipsit de vegetație. Acest lucru este dovedit și de combinațiile RGB realizate și prezentate mai sus unde se observă și mărirea suprafeței în care s-au făcut exploatări. Este de remarcat faptul că valorile mai mari sunt specifice carierei Răsăritul dat fiind faptul că în această carieră exploatarea a fost mai puțin intensă iar vegetația a început să se instaleze, în special pe margini.

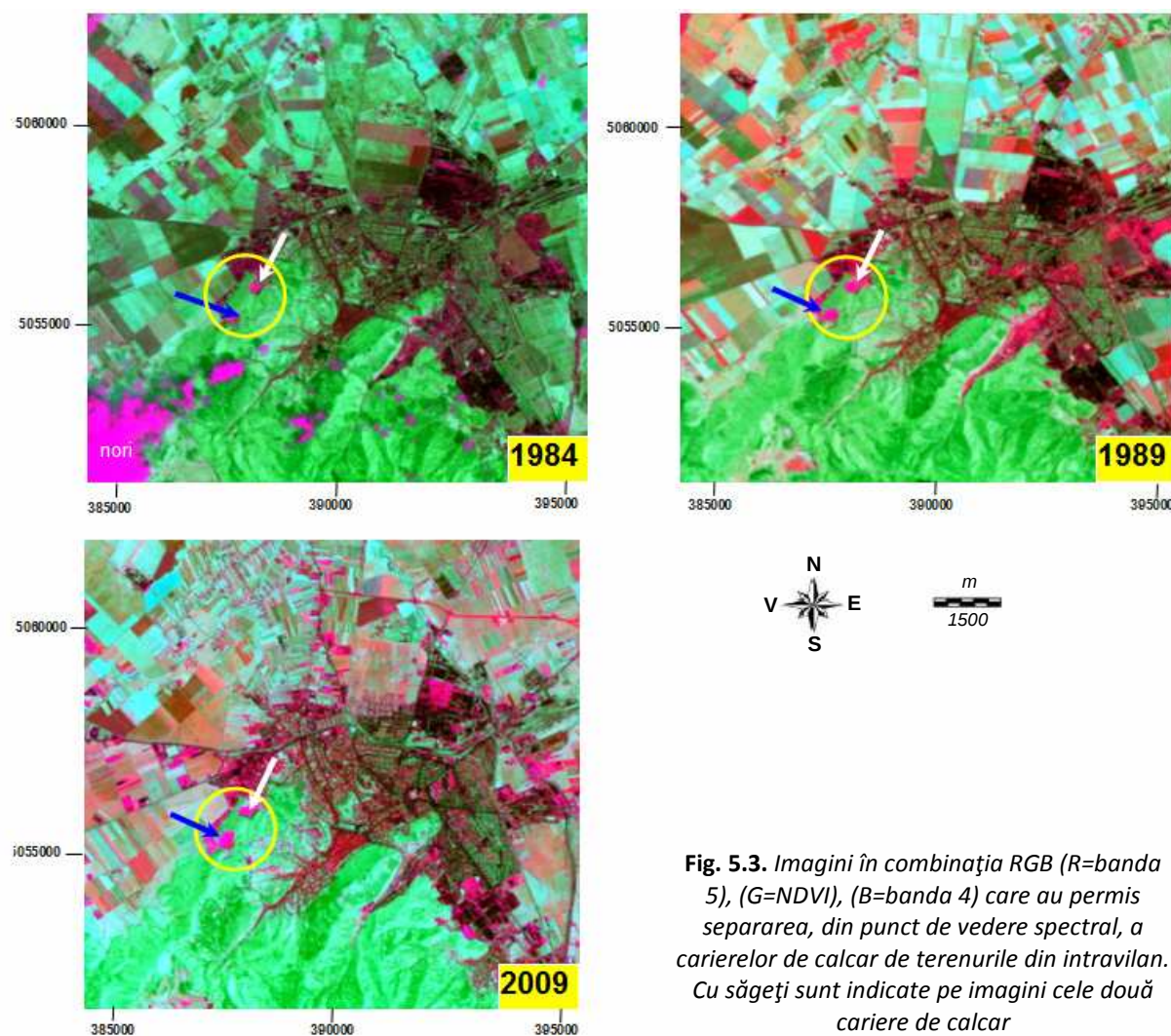


Fig. 5.3. Imagini în combinația RGB (R=banda 5), (G=NDVI), (B=banda 4) care au permis separarea, din punct de vedere spectral, a carierelor de calcar de terenurile din intravilan. Cu săgeți sunt indicate pe imagini cele două cariere de calcar

Valorile indicelui SAVI sunt foarte apropiate de cele ale indicelui NDVI. Realizarea regresiei liniare folosind cei doi indici, NDVI și SAVI, a condus la obținerea unor coeficienți de corelație foarte mari (Tab. 5.1.). În ceea ce privește indicii TSAVI1 și TSAVI2, calcularea lor a presupus mai întâi stabilirea ecuațiilor de regresie care redau linia solului (Tab. 5.2) (Fig. 5.5). Parametrii obținuți prin ecuațiile de regresie au fost folosiți în continuare ca date de intrare.

Tabelul 5.1. Coeficienții de corelație dintre NDVI și indicii SAVI, TSAVI1 și TSAVI2

Variabila independentă	Variabila dependentă	Coeficienți de corelație		
		Landsat 5 TM 1984	Landsat 5 TM 1989	Landsat 5 TM 2009
NDVI	SAVI	0,999703	0,999997	0,999999
	TSAVI1	0,996573	0,996887	0,996235
	TSAVI2	0,996432	0,996931	0,996263

Tabelul 5.2. Ecuațiile de regresie care redau linia solului

Imagine	Ecuații de regresie	Coeficienți de corelație
Landsat 5 TM 1984	$Y = 0,923435^* X + 2,683273^{**}$	0,991769
Landsat 5 TM 1989	$Y = 1,020054^* X + 2,572085^{**}$	0,991309
Landsat 5 TM 2009	$Y = 0,903222^* X + 3,288193^{**}$	0,992528

* panta dreptei solului

** punctul de intersecție al axei de coordonate

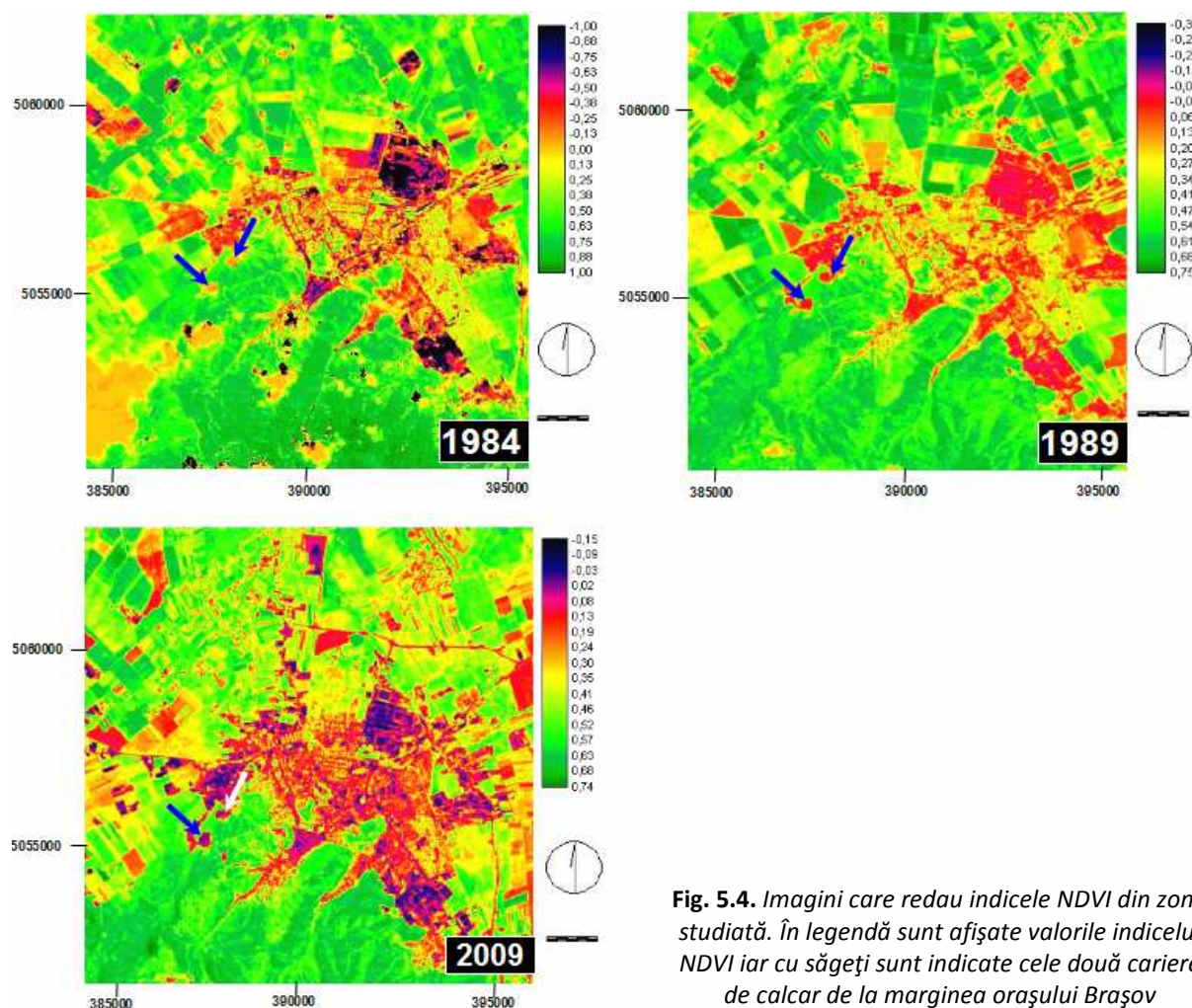


Fig. 5.4. Imagini care redau indicii NDVI din zona studiată. În legendă sunt afișate valorile indicelui NDVI iar cu săgeți sunt indicate cele două cariere de calcar de la marginea orașului Brașov

În vederea stabilirii modului de funcționare al indicilor TSAVI (TSAVI1 și TSAVI2), la fel ca și în cazul indicelui SAVI, s-a apelat la regresia liniară. Situația este similară, dat fiind faptul că s-au obținut coeficienți de corelație foarte mari (Tab. 5.1 și Fig. 5.6). Aceasta arată că indicii TSAVI ca și indicele SAVI, în cazul celor trei imagini și pentru zona studiată, pot fi utilizați în aceeași măsură și conduc la rezultate foarte apropiate, fiind din punct de vedere funcțional, apropiați de indicele NDVI. Deși s-a așteptat ca indicii SAVI și TSAVI să lucreze diferit față de indicele NDVI, conform rezultatelor obținute, aceștia au condus la valori apropiate. Aceasta deoarece pe cuprinsul zonei studiate este inclus întreg teritoriul orașului Brașov care are suprafețe considerabile acoperite de asfalt și beton. În această situație, la realizarea imaginii binare pentru stabilirea parametrilor liniei solului, este posibil ca pe lângă pixelii care

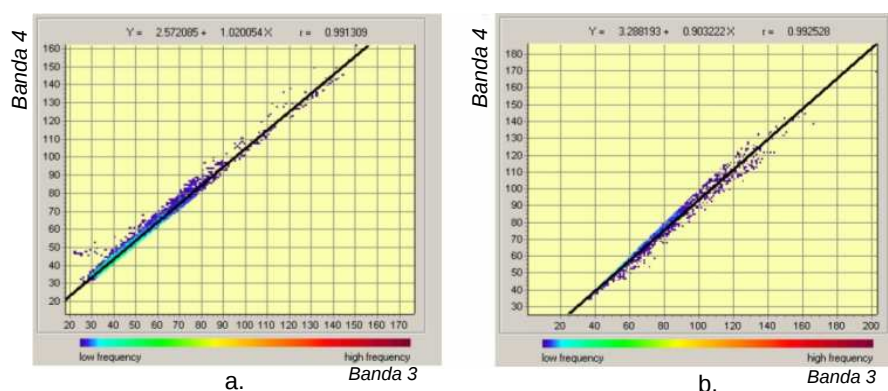


Fig. 5.5. Liniile de regresie dintre benzile 3 și 4 în cazul imaginilor Landsat 5 TM preluate în:
a) 1989; b) 2009

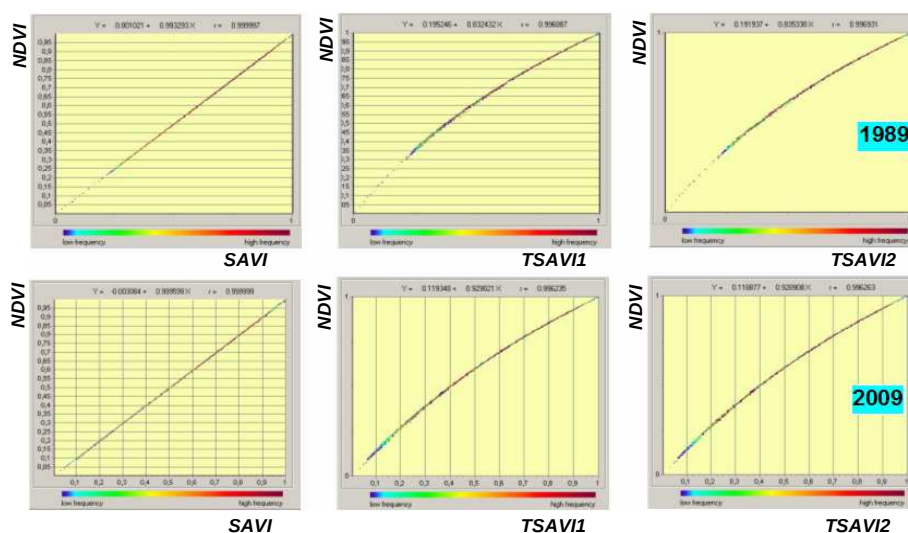


Fig. 5.6. Curbele de regresie în care indicele NDVI este variabila independentă iar indicii SAVI, TSAVI1 și TSAVI2 sunt variabile dependente

au reprezentat terenul lipsit de vegetație să fi fost incluși și pixeli care reprezentau suprafețe betonate și asfaltate.

Valorile indicilor de vegetație obținuți pentru zona luată în studiu se încadrează în valorile prezentate de literatura de specialitate (Schmidt și Karnieli 2001). Conform literaturii de specialitate, la un covor vegetal de 40%, nivelul zgomotului indicelui NDVI este mai mare, de circa 10 ori decât în cazul indicelui SAVI, corespunzând unei erori de estimare a vegetației de $\pm 23\%$ pentru NDVI și $\pm 2,5\%$ pentru SAVI (Qi *et. al* 1994). Deși indicele SAVI este un indicator al vegetației mult mai reprezentativ decât alți indici, stabilirea unui factor L optim a arătat că poate conduce în unele situații la creșterea valorii indicelui. Unele studii precedente au încercat definirea unui indice cumulativ care să estimeze starea peisajelor (Mouflis *et al.* 2008).

Analiza profilurilor spectrale arată, conform literaturii de specialitate, că în banda 3 vegetația are reflectanță scăzută pe când exploatarea de suprafață, dată fiind existența calcarului, au o reflectanță ridicată (Fig. 5.7). În banda 4 situația este inversată în sensul că vegetația prezintă reflectanță ridicată iar

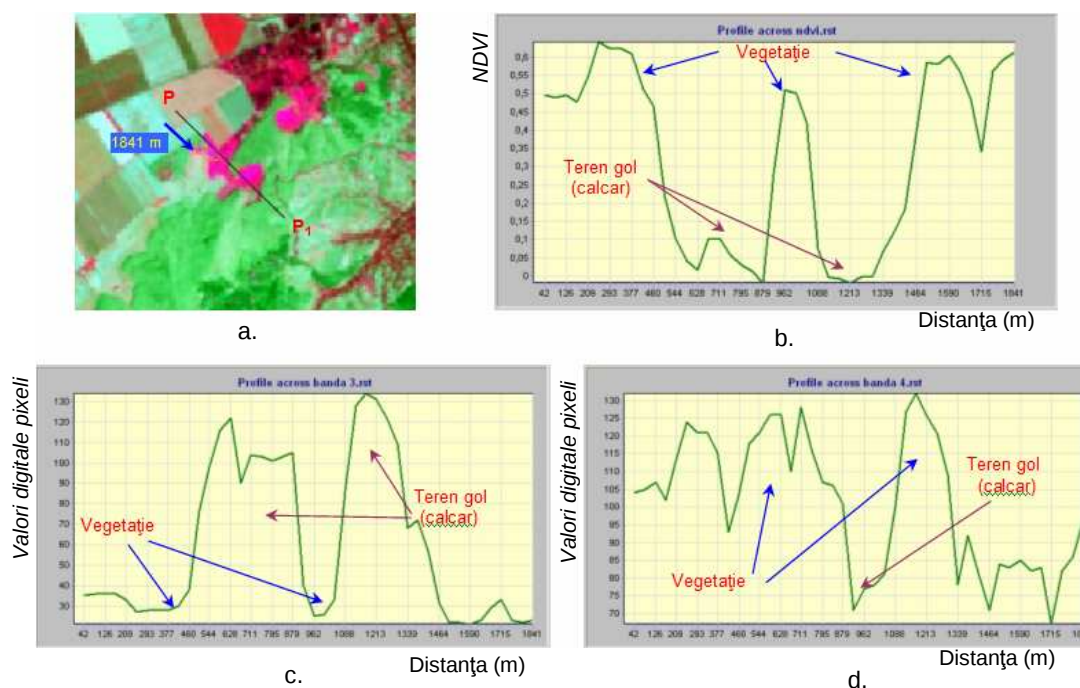


Fig. 5.7. Profil spectral realizat pe imaginea Landsat 5 TM preluată în 1989: a) localizarea profilului; b) pe imaginea NDVI; c) în banda roșu; d) în banda infraroșu apropiat

calcarul o reflectanță mai scăzută. Ca atare, cu cât reflectanța în banda 3 este mai intensă înseamnă că exploatările sunt încă active adică vegetația nu s-a instalat s-au există un pat de rocă compactă care nu permite instalarea vegetației.

La fel ca și în cazul altor studii folosind date ale teledetecției satelitare, rezultatele obținute arată că exploatările la suprafață au impact negativ asupra vegetației conducând la degradarea peisajului, reducerea zonelor împădurite și degradarea solului (Ranade 2007; Mouflis *et al.* 2008).

5.5. Concluzii

Identificarea carierelor de calcar pe imaginile satelitare *Landsat 5 TM* amplasate lângă zonele urbane și cu suprafețe mici ridică unele probleme datorită comportamentului spectral apropiat al rocilor din cariere și cel al suprafețelor asfaltate și betonate din intravilan. În acest sens, s-a constatat că folosirea indicelui *NDVI* în combinația *RGB* conduce la obținerea unor rezultate bune la identificarea carierelor de calcar. Stadiul exploatărilor de suprafață s-a analizat prin intermediul indicilor de vegetație și, în special, folosind indicii bazați pe linia solului. În porțiunile din cariere, cu vegetație instalată, indicii *NDVI* și *TSAVI1* prezintă valori mai ridicate. S-a constatat că indicele *TSAVI* are, în general, valori mai mari pentru suprafețele cu reflectanță redusă, în timp ce indicele *SAVI* este mai sensibil la detaliile cu reflectanță ridicată cum este calcarul. Utilizarea acestor indici în cazul fundalurilor închise conduce la supraestimarea vegetației din carierele abandonate. Intensitatea exploatărilor de calcar s-a analizat prin realizarea de profile spectrale. Dominarea spațiului spectral de către calcar arată că exploatările sunt active sau, dacă acestea sunt abandonate, nu există vegetație instalată. Dominarea spațiului spectral de vegetație arată că exploatarea la suprafață este abandonată.

6. Concluzii asupra cercetărilor originale

Cercetările realizate au cuprins, în general, sfera teledetecției satelitare și, în special, prelucrarea și interpretarea imaginilor satelitare *Landsat* deoarece aceste sunt, prin esență, dedicate monitorizării resurselor naturale ale Pământului, inclusiv a schimbărilor apărute în mediul înconjurător, pot fi descărcate gratuit de pe *Internet* și sunt larg utilizate în astfel de studii. În efectuarea cercetărilor s-au mai folosit cunoștințe legate de: (1) fotogrammetria clasică și digitală pentru interpretarea fotogramelor și imaginilor aeriene în cazul datelor de referință; (2) sistemele de poziționare globală *GNSS* folosite la determinarea coordonatelor reperilor terestri pentru georeferențierea imaginilor satelitare; (3) topografie, prin ridicările topografice realizate în unele cercetări pentru identificarea zonelor studiate, la stabilirea eșantioanelor folosite pentru culegerea semnăturilor spectrale sau la evaluarea preciziei clasificării conținutului imaginilor satelitare; (4) sisteme informaționale specifice domeniului de activitate, prin folosirea bazei de date cadastrale la identificarea eșantioanelor.

Prin cercetările realizate s-au identificat, evaluat și monitorizat probleme ale mediului înconjurător întâlnite în prezent, care au constituit practic și subdirecții de cercetare, și anume:

➤ *Schimbările legate de utilizarea/acoperirea terenurilor* după anul 1989 determinate, în principiu, de neutilizarea terenurilor agricole cultivate până atunci, creșterea suprafețelor ocupate de terenurile agricole necultivate și de pășuni, extinderea suprafeței terenurilor construite. Dintre cercetările realizate pe această direcție, studiul referitor la Copșa Mică a reliefat schimbările pozitive apărute pe timpul perioadei analizate în sensul reducerii semnificative a poluării provocate de negrul de fum și mai puțin a poluării solului produse de metalele grele. De asemenea, au fost obținute rezultate semnificative legate de analiza corelativă a indicelui *NDVI* cu temperatura de suprafață care au arătat că între acestea există o corelație negativă și orice schimbare legată de utilizarea/acoperirea terenurilor se reflectă imediat în valorile indicelui *NDVI* și, implicit, în cele ale temperaturii de suprafață.

➤ *Evaluarea riscului la deșertificare* în Dobrogea pe baza unei serii temporale de imagini satelitare preluate în cinci ani obținându-se în final, pentru fiecare an, hărți ale riscului la deșertificare și situația statistică a suprafețelor, pe grade de risc la deșertificare, care au reliefat trendul acestui fenomen pentru întreaga perioadă studiată. Alături de acestea s-au analizat și cauzele care au condus la apariția riscului de deșertificare.

➤ *Schimbările produse de factorii naturali și antropici în pădurile din zonele studiate.* În acest sens, au fost cercetate posibilitățile de utilizare a imaginilor satelitare la identificarea doborâturilor din pădurile de molid aparținând Ocolului Silvic Sânmartin din cadrul Direcției Silvice Miercurea Ciuc. Cercetările au arătat că folosirea anumitor metode de evidențiere a schimbărilor care i-au în considerare diferiți indici de vegetație sau componente conduc la identificarea doborâturilor de vânt cu precizii diferite dar apropiate. De asemenea, pentru zonele studiate, au fost identificate și evaluate pe imaginile satelitare exploatările forestiere necontrolate și tăierile ilegale de păduri și efectul acestora asupra mediului înconjurător, fenomen întâlnit de altfel în multe zone ale României. Toate aceste acțiuni, naturale sau antropice, au condus la pierderea mediului specific pădurii, la dezechilibre majore în ecosisteme, pierderea habitatului animalelor sălbatice și fragmentarea pădurilor. În acest ultim caz, au fost realizate cercetări privind efectul defrișărilor masive din Munții Giurgeului analizându-se mai mulți indicatori care caracterizează starea peisajelor și care au evidențiat, pe baza imaginilor satelitare, o puternică fragmentare a pădurilor din zona studiată.

➤ *Evaluarea și monitorizarea exploatărilor de suprafață,* în principiu a două cariere de calcar aflate la marginea orașului Brașov și a fondului forestier, folosind imagini satelitare și date culese pe cale terestră. Cercetările pe această direcție au vizat identificarea carierelor de calcar pe baza înregistrărilor satelitare dată fiind suprafața mică a carierelor și rezoluția spațială moderată, de 30 m, a imaginilor satelitare *Landsat*. În acest sens, s-a găsit cea mai bună combinație *RGB* prin care pot fi diferențiate exploatările de suprafață de detaliile cu comportament spectral asemănător din apropiere specifice terenurilor acoperite cu construcții din interiorul orașului. De asemenea, s-a urmărit stabilirea stadiului și intensității exploatărilor de calcar.

Metodele folosite au fost specifice teledetecției satelitare, în principal, cele care servesc la identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor:

➤ *Metoda diferenței dintre benzi, dintre indicii de vegetație sau dintre diferite componente* a fost folosită în cercetările legate de identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor, identificarea doborâturilor de vânt din arboretele de molid, la identificarea exploatărilor forestiere necontrolate și a tăierilor ilegale de păduri. Metoda a fost aplicată direct benzilor folosind banda *TM4* sau, de cele mai multe ori, indicilor de vegetație sau altor imagini obținute din diferite transformări. Folosirea în cercetări mai mult a combinațiilor de benzi s-a bazat pe faptul că acestea surprind mai bine schimbările subtile din mediul înconjurător. În acest sens, s-au folosit indicii *NDVI* și componenta *PC2* în analiza schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor, componentele *TCB*, *TCG*, *TCW* și indicii *NDVI*, *SAVI*, *RVI* pentru identificarea doborâturilor de vânt și indicii de disturbantă *DI* pentru identificarea exploatărilor forestiere necontrolate și a tăierilor ilegale de păduri.

➤ *Metoda analizei schimbărilor vectoriale* a fost folosită în cercetările legate de evaluarea și monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor, pentru identificarea doborâturilor de vânt, evaluarea și monitorizarea defrișărilor și regenerărilor de păduri. Această metodă s-a aplicat componentelor *TCB* și *TCG*, respectiv indicilor *NDVI* și *BI*, în cazul cercetărilor privind identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor de la Copșa Mică, componentelor *TCW* și *TCB*, respectiv *TCG*, *TCB* și *TCW* pentru identificarea doborâturilor de vânt și componentelor *TCB* și *TCG* folosite la identificarea, evaluarea și monitorizarea defrișărilor și regenerărilor de păduri.

➤ *Metoda analizei componentelor principale* s-a folosit în cazul identificărilor doborâturilor de vânt din arboretele de molid și a fost aplicată componentei *TCW* și indicilor *NDVI*, *SAVI* și *RVI*.

➤ *Metoda comparației postclasificare* folosită, în special, la evaluarea și monitorizarea schimbărilor utilizării/acoperirii terenurilor a permis obținerea de informații legate de cantitatea schimbărilor dar și de traiectoria lor. S-a bazat pe clasificarea individuală, în prealabil, a conținutului imaginilor satelitare prin metoda supervizată, algoritmul probabilității maxime.

Pe lângă acestea s-au mai folosit următoarele metode care au permis identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor din mediul înconjurător:

➤ *Metoda clasificării prin arbori de decizie*, a fost folosită la evaluarea riscului la deșertificare și a constat în realizarea unei clasificări care să redea gradele de risc la deșertificare pe baza indicatorilor *MSAVI1*, *MSDI* și *Albedo*.

➤ *Metoda corelației dintre indicii NDVI și indicatorul LST* care a fost folosită în cercetările privind evidențierea impactului pe care îl au schimbările legate de utilizarea/acoperirea terenurilor

asupra temperaturii de suprafață. Schimbarea utilizării/acoperirii terenurilor a fost studiată prin intermediul indicelui NDVI.

➤ *Metoda profilelor spectrale* realizate pentru evidențierea stării exploatărilor la suprafață.

➤ *Metoda comparației indicilor de vegetație* aplicată pentru evidențierea intensității exploatărilor la suprafață. În acest sens, au fost folosiți indicii NDVI, SAVI, TSAVI1 și TSAVI2.

Rezultatele cercetărilor au permis identificarea, evaluarea și monitorizarea schimbărilor apărute într-o anumită perioadă de timp. În acest sens, schimbările legate de utilizarea/acoperirea terenurilor sunt cele mai des întâlnite, au fost produse de cauze naturale sau antropice, cele mai multe fiind în sens negativ motiv pentru care trebuie monitorizate și luate măsuri de refacere. Unele cercetări, în principiu, cele legate de poluarea de la Copșa Mică au reliefat schimbări ale acoperirii terenurilor în sens pozitiv adică o revenire a zonei studiate aproape de limitele normale.

Pentru fiecare fenomen studiat au fost întocmite hărți care redau situația la momentul respectiv, hărți ale schimbărilor pentru perioadele intermediare și pe întreaga perioadă analizată și hărți care arată trecerea dintr-o clasă în alta a utilizării/acoperirii terenurilor, toate obținute pe baza metodelor teledetecției satelitare și a imaginilor satelitare *Landsat*. Produsele finale sunt relevante, constituie produse cartografice tematice, care pot fi obținute într-un timp relativ redus având în vedere mărimea suprafețelor ce se analizează și la un cost scăzut. Alături de acestea au fost obținute și date statistice legate de suprafețele afectate, intensitatea fenomenelor studiate, suprafețe grupate în diferite clase sau categorii, temperaturi de suprafață etc.

(B-ii) Planuri de evoluție și dezvoltare a carierei

1. Evoluția profesională și activitatea de cercetare științifică

1.1. Studii absolvite

Studii universitare:

1985–1991 – Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere din cadrul Universității Transilvania din Brașov – inginer silvic.

1991–1997 – Facultatea de Științe Economice din cadrul Universității Transilvania din Brașov – economist, specializarea marketing.

2006–2010 – Facultatea de Științe din cadrul Universității „1 Decembrie 1918” Alba Iulia – inginer geodez.

2010–2012 – Facultatea de Științe din cadrul Universității „1 Decembrie 1918” Alba Iulia – master în Inginerie geodezică, programul de studii Sisteme Informaționale Cadastrale și Organizarea Teritoriului.

Studii postuniversitare:

1995–2005 – Universitatea Transilvania din Brașov – doctorat în domeniul silvicultură cu lucrarea *Cercetări privind posibilitățile de utilizare a imaginilor satelitare în lucrările de amenajarea pădurilor*, conducător științific prof. univ. dr. ing. Nicolae Boș.

1.2. Activitatea profesională

După absolvirea Facultății de Silvicultură și Exploatare Forestiere în anul 1991 am fost angajat un an de zile în cadrul Direcției Silvice Brașov. În perioada 1992–1994 am fost angajatul Institutului de Cercetări și Amenajări Silvice, Stațiunea Brașov, în cadrul colectivului de Corectarea Torenților (un an) și al colectivului de Amenajarea Pădurilor (un an). Din anul 1994, am fost angajat în cadrul Universității Transilvania din Brașov, Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, Catedra de Amenajarea Pădurilor, la disciplinele *Topografie* și *Fotogrametrie*, ocupând prin concurs și parcurgând toate treptele învățământului universitar:

- martie 1994 – martie 1996 preparator universitar;
- martie 1996 – martie 2000 asistent universitar;
- martie 2000 – octombrie 2004 șef lucrări universitar;
- octombrie 2004 – octombrie 2006 asistent universitar;
- octombrie 2006 – octombrie 2014 conferențiar universitar;
- octombrie 2014 – prezent profesor universitar în cadrul Departamentului de Exploatare Forestiere, Amenajarea Pădurilor și Măsurători Terestre (EFAPMT), Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere, Universitatea Transilvania din Brașov.

Activitatea pe care o desfășor se realizează în cadrul a două domenii și anume *Silvicultură* și *Inginerie geodezică*. În cadrul domeniului *Silvicultură* predau cursul de *Topografie-Geodezie* care se întinde pe două semestre și coordonez practica la disciplina *Topografie* iar în anii anteriori am predat și lucrările practice. De asemenea, predau cursul de *Fotogrametrie* și lucrările de laborator la programele de studii Silvicultură și Exploatare Forestiere.

În cadrul domeniului *Inginerie geodezică*, la programul de studii *Măsurători Terestre și Cadastru* (MTC), predau cursurile și lucrările practice la disciplinele *Fotogrametrie analogică*, *Fotogrametrie analitică*, *Fotogrametrie digitală*, *Teledetecție* și *Sisteme informaționale specifice domeniului de activitate*. În perioada 2007–2010 am predat cursul și seminariile la disciplina *Legislație cadastrală*. De asemenea, în perioada 1998–2005 am predat lucrările practice la disciplinele *Topografie* și *Cadastru*. Tot

în cadrul programului de studii *MTC* am coordonat practica studenților din anul I (topografie), II (geodezie) și III (cadastru și topografie inginerescă) și sunt tutore la anul IV. Sunt responsabilul programului de studii *MTC* și am contribuit activ la întocmirea dosarelor de acreditare din anii 2011 și 2013 pentru acest program.

În cadrul *Facultății de Construcții* am predat cursul de *Topografie* în perioada 1999–2013 și, aproape pe întreaga perioadă, cu excepția a 3 ani, am predat și lucrările practice. La sfârșitul fiecărui an universitar am efectuat practica la *Topografie* cu studenții acestei facultăți.

În anul universitar 2014–2015 am predat cursurile de *Topografie inginerescă* și *Fotogrammetrie* la Facultatea Transfrontalieră de Științe Umaniste, Economice și Inginerești din cadrul Universității „Dunărea de Jos” Galați, cursuri predate la Cahul, Republica Moldova.

În cadrul Universității *Transilvania* din Brașov, Facultatea de Silvicultură și Exploatare Forestiere am fost sau sunt membru în diferite structuri, după cum urmează:

- 2000–2004 - membru în Consiliul Facultății de Silvicultură;
- 2000–2004 - secretar științific al Catedrei Amenajarea Pădurilor;
- 2004–2008 - adjunct șef de Catedră Amenajarea Pădurilor;
- 2012–prezent - membru în Consiliul Departamentului *EFAPMT*;
- 2012–prezent - membru în Senatul Universității *Transilvania* din Brașov;
- 2012–prezent - membru în Comisia de Buget Finanțe a Senatului Universității *Transilvania* din Brașov;

• 2014–prezent – membru în comisia de inventariere a patrimoniului Universității *Transilvania* din Brașov.

Din 2014 sunt evaluator *ARACIS* pe domeniul *Silvicultură*.

Am fost membru în comisiile de licență la programul de studii *MTC* iar în anii 2013 și 2014 am fost președintele comisiei de licență la același program de studii. De asemenea, în anul 2010 am fost membru în comisia de licență la programul de studii *Exploatare Forestiere*. În anul 2007 am fost membru al comisiei de licență la Facultatea de Știința și Ingineria Alimentelor din cadrul Universității „Dunărea de Jos” Galați.

Am îndrumat studenți de la programul de studii *MTC* la sesiunile științifice studențești și la conferința anuală *Absolvenți în Fața Companiilor* (AFCO). De asemenea, din anul 2000 și până în prezent am fost coordonator la proiectele de diplomă pentru studenți din cadrul programelor de studii Silvicultură, Exploatare Forestiere și *MTC*.

Calitatea activităților didactice este reflectată în aprecierea studenților, obținând regulat un punctaj între 4,5 și 5,0 pe o scară de la 1 la 5. Prezentarea cursurilor se face prin metode moderne folosind proiectorul, calculatorul și diferite programe specifice disciplinelor pe care le predau.

Experiența profesională a fost acumulată și în cadrul altor instituții, altele decât Universitatea *Transilvania* din Brașov, prin obținerea unor burse și efectuarea de vizite de studiu în alte țări:

- 1999 – bursă *Tempus* de 3 luni la *Myerscough College* din Preston (Anglia) unde m-am specializat în utilizarea tehnicii *GNSS* la realizarea măsurătorilor terestre;
- 2001 – stagiu de pregătire în domeniul topografiei și fotogrammetriei în cadrul firmei *Vermessung Angst* din Viena (Austria);
- 2003 – stagiu de pregătire la Freiburg (Germania), Facultatea de Silvicultură, Departamentul de Fotogrammetrie și Teledetecție unde m-am perfecționat în prelucrarea imaginilor satelitare folosind programul *ERDAS Imagine*.

În paralel cu activitatea didactică am fost șef de proiect timp de doi ani (2000–2002) la firma *S.C. Silvproiect S.R.L.*, perioadă în care am participat la elaborarea de proiecte în amenajarea pădurilor. De asemenea, pe întreaga carieră de până acum am întocmit documentații tehnice topografice și documentații cadastrale în urma cărora am acumulat o vastă experiență în domeniul măsurătorilor terestre și cadastrului fiind autorizat de Oficiul de Cadastru și Publicitate Imobiliară Brașov.

1.3. Activitatea de cercetare științifică

Relevanța și impactul rezultatelor științifice s-au concretizat în cărțile și articolele publicate. Prin cărțile publicate am căutat să îmbunătățesc activitatea didactică și să aduc în prim plan noutățile dat

fiind faptul că majoritatea disciplinelor pe care le predau sunt din domenii în care progresul tehnic este foarte rapid. Aceste cărți arată capacitatea de transpunere în material didactic a cunoștințelor dobândite în cadrul activităților didactice, de cercetare și documentare precum și preocuparea permanentă pentru domeniile în care m-am specializat. În ceea ce privește lucrările publicate în revistele de specialitate și în volumele unor manifestări științifice naționale și internaționale, acestea arată principalele direcții spre care m-am orientat în cercetare, dovedesc capacitatea de sinteză și demonstrează nivelul tehnico-științific dobândit.

Lucrările elaborate pe parcursul carierei didactice sunt:

- 10 cărți, din care 3 cărți în calitate de unic autor, 1 carte ca prim autor și 6 cărți la care sunt coautor, toate în edituri recunoscute CNCS (Editura Universității Transilvania din Brașov, Editura Matrix Rom București, Editura Lux Libris). Lucrările publicate în calitate de unic autor se bucură de prestigiu în rândul lucrărilor de specialitate, două dintre acestea (Fotogrammetrie și Teledetecție satelitară) servind ca referință în multe universități din țară care au programe de studii la care se predau aceste discipline;

- 4 suporturi de curs în calitate de coautor;

- 1 îndrumar ca unic autor;

- 8 articole publicate în reviste cotate ISI Thomson Reuters, toate cu factor de impact, (*Environmental Monitoring and Assessment, Environmental Engineering and Management Journal, International Journal of Environmental and Pollution, Journal of Environmental Protection and Ecology*) din care la 7 sunt unic autor, iar dintre acestea 3 au FI = 1,679 și SRI = 0,749.

- 11 articole publicate în volume indexate ISI Proceedings din care la 5 sunt prim autor;

- 28 articole publicate în reviste și volumele unor manifestări științifice indexate în alte baze de date internaționale (CABI, Scopus, Index Copernicus, EBSCO, ProQuest), din care la 20 sunt unic autor sau prim autor;

- 16 articole publicate în extenso (13 unic sau prim autor), apărute în lucrări ale principalelor conferințe internaționale de specialitate;

- 44 articole publicate în reviste și volume ale diferitelor manifestări științifice. Unul dintre acestea este publicat sub Editura Academiei Române;

- 2 proiecte ca director/responsabil și 6 proiecte în care am fost membru în echipă (2 internaționale, 2 proiecte CEE, 1 proiect POSDRU). În cadrul unui proiect internațional am fost reprezentatul României la Sofia.

Numărul total de lucrări publicate (cărți și articole) este de 122.

Sunt recenzor și membru în colectivul de redacție al conferințelor sau revistelor:

- Simpozionul Internațional *Forest and Sustainable Development*;

- *Revista de Geodezie*;

- *Bulletin of the Transilvania University of Brasov, Series II - Forestry • Wood Industry • Agricultural Food Engineering*;

- *Journal of Environmental Treatment Techniques*.

În perioada 2008–2012 am fost membru al Comitetului de Management din cadrul Acțiunii COST FP0701 *Post-Fire Forest Management in Southern Europe* unde am participat activ la întâlniri realizate în Belgia și Spania.

Am fost referent științific în cadrul Departamentului EFAPMT la 5 teze de doctorat și referent în comisia de analiză, numit prin *Ordin al Rectorului*, la 7 teze de doctorat susținute în cadrul Universității Transilvania din Brașov. Toate tezele au fost în domeniul Silvicultură, patru dintre acestea având teme din domeniul măsurătorilor terestre și cadastrului iar trei din dendrometrie, auxologie și amenajarea pădurilor. De asemenea, am făcut parte și fac parte în continuare din colectivul de îndrumare al unor doctoranzi din cadrul Departamentului EFAPMT.

În ultima perioadă am participat la întruniri realizate de Agenția Spațială Română legate de identificarea unor nișe pentru participarea României, în cadrul Agenției Spațiale Europene, la realizarea viitorului satelit *Biomass* care va fi lansat cel mai curând în anul 2020.

2. Planuri de dezvoltare a carierei

2.1. Planuri de dezvoltare a activității didactice

Activitatea didactică constituie o sarcină prioritară prin care informațiile sunt transmise studenților în vederea formării și dezvoltării intelectuale a acestora. Dezvoltarea activității didactice se va baza pe îmbunătățirea continuă a metodologiei de predare sprijinind și implicând studenții în procesul de învățare și cercetare. În vederea creșterii competențelor didactice îmi propun următoarele:

- Elaborarea de cursuri și îndrumare de laborator pentru acoperirea disciplinelor pe care le predau, inclusiv în format electronic, atât pentru programele de studii *Silvicultură*, *Exploatare Forestiere* cât și pentru *MTC* și actualizarea lor o dată la cinci ani. Prin această activitate voi asigura mult mai ușor accesul studenților la informații actualizate, conforme cu schimbările foarte rapide de pe plan național și internațional din domeniile teledetecției satelitare, fotogrammetriei digitale, topografiei și geodeziei.
- Ridicarea calității cursurilor predate și punerea accentului pe latura practică și aplicativă a laboratoarelor și proiectelor.
- Găsirea unor modalități de predare care se bazează pe diferite tehnici precum învățarea prin cooperare, în cadrul echipelor, învățarea centrată pe succes și apreciere.
- Implicarea, în calitate de coordonator al programului de studii *MTC*, în reactualizarea planurilor de învățământ și a programelor analitice în conformitate cu standardele în vigoare. Reactualizarea va avea în vedere toate disciplinele și va ține seama de cerințele reale de pe piața muncii și de planurile de învățământ ale altor facultăți din domeniu.
- Informatizarea sistemului de predare și de evaluare, proces început la unele discipline și pe care voi încerca să-l implementez și la celelalte discipline pe care le predau în vederea eliminării subiectivismului în evaluarea studenților.
- Sprijinirea și încurajarea studenților să participe la cercurile științifice studențești, activități de cercetare, conferințe și simpozioane.
- Asigurarea condițiilor necesare efectuării practicii la disciplina Topografie pentru studenții din cadrul specializării *Silvicultură*.
- Îmbunătățirea conținutului lucrărilor de licență prin revizuirea temelor astfel încât să determine studenții să participe efectiv la culegerea datelor din teren și să-și aducă contribuții științifice originale la întocmirea acestora.
- Dezvoltarea în cadrul studenților a simțului de responsabilitate și apropierea acestora de viața reală, cea întâlnită în producție.
- Stabilirea unei relații de parteneriat cu studenții.
- Implicare activă în toate activitățile didactice.
- Invitarea reprezentanților firmelor care comercializează aparatură topografică, fotogrammetrică și instrumente de înaltă performanță folosite în măsurătorile terestre pentru prezentarea studenților în cadrul unor ore de laborator pe care le predau.
- Participarea la stagii în universități din străinătate, pentru a asigura un schimb de experiență și de informații care să fie benefic pentru cariera mea, pentru instituția în care lucrez și evident pentru studenți.
- Îndrumarea doctoranzilor la elaborarea lucrărilor de doctorat cu caracter interdisciplinar și încercarea de a forma absolvenți interesați într-o carieră universitară.

Planul legat de dezvoltarea activității didactice se va reflecta în cursurile și laboratoarele pe care le predau și în interacțiunea cu studenții. Elementele centrale ale planului vor fi folosirea metodelor moderne de predare, punerea unui accent deosebit pe lucrările practice în care fiecare student să poată fi implicat cât mai mult, utilizarea feedback-ului în obținerea de informații, transparența.

2.2. Planuri de dezvoltare a activității de cercetare științifică

Dezvoltarea activității de cercetare științifică se va baza, ca și până acum, pe participarea la evenimente științifice naționale și internaționale, prin publicarea și diseminarea rezultatelor activității

de cercetare. În mod concret, pentru a crește relevanța și impactul lucrărilor științifice pe care le voi elabora îmi propun următoarele:

- Publicarea constantă de articole în reviste indexate *ISI Thompson Reuters* cu factor de impact și scor relativ de influență și în bazele de date internaționale recunoscute de Consiliul Național al Cercetării Științifice (CNCS) în domeniile pe care le predau (topografie-geodezie, fotogrammetrie, teledetecție, sisteme informaționale specifice domeniului de activitate). În general, voi căuta să public în reviste cât mai diversificate din punct de vedere al conținutului și al ariei geografice dar care publică, prin tematica lor, rezultate ale cercetărilor din domeniile pe care sunt specializat.
- Participarea la conferințele desfășurate în domeniu, cu precădere de nivel internațional și pe cât posibil indexate *ISI*, desfășurate atât în țară, cât și în străinătate.
- Publicarea de cărți de specialitate în edituri naționale recunoscute *CNCS*.
- Participarea în cadrul unor rețele de cercetare naționale și internaționale. Pe plan național voi urmări participarea în diferite echipe de cercetare din cadrul unor proiecte axate pe cercetare în silvicultură dar și în măsurătorile terestre și cadastru. Pe plan internațional, voi încerca să particip la diferite acțiuni *COST* care au ca obiect aria cercetărilor pe care le realizez.
- Abordarea în cercetările următoare a unor teme de maximă actualitate din domeniul teledetecției satelitare, fotogrammetriei digitale dar și din domeniile apropiate. În acest sens, voi căuta să mă axez, în special, pe aplicații ale teledetecției satelitare și fotogrammetriei digitale în sectorul forestier, dar și în alte sectoare (mediu înconjurător, ecologie, studiul schimbărilor în timp în cadrul ecosistemelor etc.).
- Depunerea de propuneri în calitate de coordonator pentru proiecte de cercetare la competițiile naționale și internaționale în vederea câștigării și atragerii de fonduri.
- Participarea ca membru în echipe de cercetare și publicarea de articole în calitate de prim autor sau coautor cu alți membri ai echipelor de cercetare în care voi fi implicat.
- Atragerea de fonduri prin contracte cu terți sau proiecte de consultanță.
- Implicarea în dezvoltarea laboratorului de cercetare care aparține Departamentului *EFAPMT* de la *Institutul de Cercetare și Dezvoltare* al Universității *Transilvania* din Brașov. În cadrul acestuia, voi încerca să formez o echipă de cercetare compusă din cadrele didactice, doctoranzi dar și studenți interesați de cercetarea din domeniul silviculturii și măsurătorilor terestre.
- Participarea activă în echipa de organizare la sesiunile științifice organizate la interval de doi ani în cadrul Facultății de Silvicultură și Exploatare Forestiere. În acest sens, voi susține și ajuta existența unei secțiuni în cadrul sesiunii științifice cu tematică din domeniul măsurătorilor terestre realizate în fondul forestier și cadastrului, inclusiv cel forestier, unde să fie invitați specialiști din acest domeniu de la alte universități cu tradiție în măsurători terestre și din cadrul marilor firme de specialitate.
- Dezvoltarea de relații de colaborare cu grupuri de cercetători din profil.
- Selectarea unor studenți din cadrul programelor de studii *Silvicultură, Exploatare Forestiere și MTC* care să poată fi implicați în activități de cercetare care au ca principal obiect teledetecția satelitară.
- Participarea la scoli de vară desfășurate la în cadrul unor universități din țară și străinătate în domeniile în care m-am specializat.

Planul dezvoltării activității de cercetare științifică se va baza pe relațiile stabilite cu alte grupuri de cercetare și colaborarea la proiecte naționale și internaționale. În acest sens, o să mă bazez pe experiența acumulată, pe încrederea în colaboratori și pe rezultatele obținute în alte proiecte de cercetare. Evident că rezultatele viitoare obținute împreună cu membrii proiectelor de cercetare vor fi publicate în articole în cadrul unor reviste indexate *ISI Thompson Reuters* sau reviste din bazele de date internaționale.

Direcțiile de cercetare viitoare se vor baza pe direcțiile de cercetare actuale și vor viza *teledetecția satelitară, fotogrammetria digitală și topografia-geodezia-sistemele informaționale specifice domeniului de activitate*. Toate direcțiile de cercetare sunt apropiate, se întrepătrund, fac parte din științele măsurătorilor terestre, și dau astfel caracterul interdisciplinar al cercetărilor. Direcțiile de cercetare sunt caracterizate de faptul că se bazează pe discipline de vârf din domeniul măsurătorilor terestre și cadastrului, inclusiv din sectorul forestier, ceea ce determină ca realizările de pe plan național și, în special, internațional, să fie rapide și spectaculoase datorită progresului tehnic și științific.

Teledetecția satelitară constituie una dintre direcțiile abordate cel mai mult și care va fi abordată în continuare iar obiectivele de cercetare ale acestei direcții vor avea în vedere: prelucrarea și interpretarea imaginilor satelitare, monitorizarea schimbărilor apărute în mediul înconjurător pe baza imaginilor satelitare, utilizarea indicilor de vegetație în analiza stării de sănătate a covorului vegetal folosind imagini satelitare multispectrale, analiza stării ecosistemelor forestiere pe baza imaginilor satelitare, fuzionarea de imagini satelitare cu alte tipuri de date geospațiale, modalitățile de obținere a modelului digital pe baza imaginilor satelitare, conceperea diferitelor programe în cadrul soft-urilor de teledetecție satelitară care să permită rezolvarea unor probleme specifice.

Pe această direcție am început cercetările legate de folosirea imaginilor satelitare *Landsat* la evaluarea și monitorizarea terenurilor degradate din Câmpia Bărăganului folosind clasificarea *SMA* cunoscută ca fiind superioară clasificărilor clasice. Acest tip de clasificare a conținutului imaginilor satelitare se bazează pe identificarea în imagini a pixelilor puri (endmembers) care să constituie modele în clasificare. Folosirea acestei metode permite realizarea de clasificări la nivel de subpixel ținând cont că cei mai mulți pixeli din imaginile satelitare sunt pixeli amestecați adică conțin cel puțin două clase de utilizare/acoperire a terenurilor. În acest sens, s-a ales o serie temporală de imagini satelitare (1988–2011) care sunt în prelucrare pentru culegerea de pixeli puri din punct de vedere spectral pe baza histogramelor bidimensionale. Cercetările au în vedere identificarea celor mai potrivite combinații de pixeli puri, verificarea acestora și realizarea unor clasificări *SMA*. Pe baza imaginilor obținute se va aplica metoda *arborilor de decizie* pentru întocmirea unor hărți ale schimbărilor care să redea, pentru perioada studiată și pe grade, riscul la degradare al terenurilor din Câmpia Bărăganului. Pe aceeași temă se are în vedere o identificare, evaluare și monitorizare a terenurilor supuse riscului la deșertificare din sudul României.

Alte cercetări, care continuă cercetările expuse în prezenta lucrare, se referă la folosirea indicilor de analiză a peisajelor. Pe această linie, au fost finalizate cercetările legate de cuantificarea complexității peisajului și evaluarea schimbărilor acoperirii terenurilor din *Parcul Național Piatra Craiului* (PNPC) și *Parcul Natural Bucegi* (PNB) folosind imagini satelitare și indicii de cuantificare a peisajului. În cadrul acestora au fost alese două perioade, 1987–2010 pentru *PNPC* și 1987–2009 pentru *PNB*, în care s-au analizat distorbanțele apărute în cele două parcuri folosind imagini satelitare *Landsat* și indicii specifici de cuantificare a peisajelor (McGarigal și Marks 1995). Acești indici au fost determinați folosind programul *FRAGSTATS* și imagini satelitare clasificate în trei clase de acoperire a terenurilor (PNPC), respectiv cinci clase (PNB). Rezultatele acestor cercetări arată că în ambele parcuri, pentru perioadele studiate, au avut loc fragmentări ale peisajului din cauze diferite. În *PNPC* fenomenul de fragmentare a afectat pădurile datorită exploatării necontrolate și a tăierilor ilegale din suprafața parcului aflată în județul Argeș. În *PNB* fragmentarea a afectat pășunile alpine datorită fenomenelor de eroziune la care este supusă zona alpină și platoul Munților Bucegi. Articolul este finalizat și este acum sub recenzie. Cercetări asemănătoare se vor realiza și în cazul altor păduri afectate de exploatare forestieră necontrolată și tăierile ilegale de pădure (Munții Apuseni, Maramureș etc.).

Alte cercetări propuse vor avea în vedere folosirea diferitelor modele specifice teledetecției satelitare, cum este modelul *RUSLE* și modelul *RUSLE îmbunătățit* pentru evaluarea degradării terenurilor și, implicit, a evaluării pierderii lunare a cantității de sol prin eroziune. De asemenea, cercetările legate de folosirea imaginilor satelitare la identificarea, evaluarea și monitorizarea exploatărilor de suprafață vor continua avându-se în vedere și alte zone cu exploatare la suprafață care au condus la degradarea mediului înconjurător (Roșia Montana, Zlatna).

Fotogrammetria digitală a fost mai puțin abordată în cercetările de până acum dar se va avea în vedere și această direcție deoarece imaginile aeriene preluate prin această tehnică au fost și sunt folosite ca date de referință la interpretarea imaginilor satelitare. În acest sens, se va avea în vedere atât latura metrică a acestor produse cât și cea de interpretare. De asemenea, un loc important va ocupa prelucrarea imaginilor aeriene, dat fiind faptul că metodele de prelucrare sunt foarte apropiate de cele ale teledetecției satelitare, folosirea tehnicii *GNSS* la georeferențierea imaginilor aeriene, stabilirea preciziei produselor fotogrammetrice obținute pe baza imaginilor aeriene preluate în diferite condiții (înălțime de zbor, terenuri cu pante diferite). O altă direcție de cercetare din cadrul acestei discipline va avea în vedere folosirea imaginilor aeriene preluate deasupra fondului forestier ca date de referință pentru identificarea și analiza diferitelor tipuri de arborete pe imaginile satelitare. Tot pe

aceeași direcție se va avea în vedere folosirea imaginilor aeriene preluate cu dronele ca date de referință pentru identificarea, evaluarea și monitorizarea diferitelor fenomene și schimbări apărute în mediul înconjurător, inclusiv în cadrul pădurilor.

Topografie-geodezie-sisteme informaționale specifice domeniului de activitate constituie, de asemenea, o altă latură a cercetărilor dat fiind faptul că datele achiziționate cu aparatura specifică acestor discipline sunt folosite ca „adevărul teren” în cercetările din teledetecția satelitară. Astfel de date sunt culese atât pentru constituirea eșantioanelor din care se culeg semnături spectrale dar și pentru eșantioane folosite la evaluarea preciziei clasificării conținutului imaginilor satelitare. De asemenea, la aparatura topo-geodezică și tehnica GNSS se apelează pe scară largă pentru determinarea coordonatelor punctelor folosite la georeferențierea imaginilor satelitare. Pe această direcție se are în vedere proiectarea rețelelor geo-topografice, folosirea aparaturii moderne (stații totale, sisteme GNSS) în realizarea de rețele geo-topografice, compensarea rețelelor geo-topografice prin diferite metode și analiza preciziilor obținute.

2.3. Cadrul de dezvoltare a carierei

Dezvoltarea carierei se va baza pe comunicare, transparență, deschidere la nou și lucrul în echipă, elemente pe care mă voi baza din partea colectivelor Departamentelor EFAPM și Silvicultură. În acest sens, planul pe care l-am propus pentru dezvoltarea carierei este corelat cu planul de dezvoltare al Facultății de Silvicultură și Exploatare Forestiere și al Universității Transilvania din Brașov. Comunicarea în cadrul colectivelor celor două departamente, în echipele de cercetare în care voi fi implicat și cu studenții este esențială deoarece, pe baza feedback-ului, pot fi obținute informații care ajută să te evaluezi și să te dezvolti. În funcție de aceste informații mă voi putea autocorecta și perfecționa continuu. Transparența permite circulația informației lucru care ajută foarte mult la construirea echipelor de cercetare din cadrul proiectelor. Lucrul în echipă este esențial, în special, în cadrul proiectelor de cercetare pluridisciplinare și interdisciplinare.

Deschiderea la nou este unul dintre elementele pe care îl am în vedere date fiind disciplinele pe care le predau și care sunt tot timpul sub impulsul progresului tehnic. În acest sens, îmi propun să fiu un cadru didactic interesat de nou iar aceste noutăți să fie materializate în lucrări de cercetare, articole, cărți. Prezentarea noilor programe de prelucrare a imaginilor satelitare și a metodelor de prelucrare, analiză și interpretare a înregistrărilor satelitare folosite în diverse aplicații, inclusiv în silvicultură, a fost și rămâne o preocupare permanentă.

Consider că dezvoltarea carierei este dependentă de respectarea și susținerea acestor elemente. Prin cariera pe care doresc să o dezvolt în continuare vreau să performez, iar lucrările științifice pe care le voi elabora să asigure o vizibilitate națională și internațională Facultății de Silvicultură și Exploatare Forestiere și, implicit, Universității Transilvania din Brașov. Printre instrumentele utilizate pentru dezvoltarea carierei universitare pot fi enumerate colaborarea cu cadrele didactice și cu studenții, menținerea și creșterea standardelor de excelență academică și profesională, participarea la manifestările științifice.

(B-iii) Bibliografie

1. Ahrens, C. D. (2006). *Meteorology today. An introduction to weather, climate, and the environment* (8th ed.). Belmont: Thompson, Brooks/Cole.
2. Alberti, M., Weeks, R., & Coe, S. (2004). Urban land cover change analysis in Central Puget Sound. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **70**, 1043–1052.
3. Allan, R. (2011). Combining satellite data and models to estimate cloud radiative effect at the surface and in the atmosphere. *Meteorological Applications*, **18**(3), 324–333.
4. Allen, T. R., & Kupfer, J. A. (2000). Application of spherical statistics to change vector analysis of Landsat data: Southern Appalachian spruce-fir forests. *Remote Sensing of Environment*, **74**(3), 482–493.
5. Allen, T. R., & Kupfer, J. A. (2001). Spectral response and spatial pattern of Fraser fir mortality and regeneration, Great Smoky Mountains, USA. *Plant Ecology*, **156**, 59–74.
6. Armenakis, C., Leduc, F., Cyr, I., Savopol, F., & Cavayas, F. (2003). A comparative analysis of scanned maps and imagery for mapping applications. *International Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, **57**(5–6), 304–314.
7. Arnab, K., & Dipanwita, D. (2011). Monitoring desertification risk through climate change and human interference using remote sensing and GIS technique. *International Journal of Geomatics and Geosciences*, **2**(1), 21–33.
8. Ayala-Silva, T., & Twumasi, Y. A. (2004). Hurricane Georges and vegetation change in Puerto Rico using AVHRR satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, **25**, 1629–1640.
9. Badea, O., Tanase, M., Georgeta, J., Amisoara, L., Peiov, A., Hana, U., Bucha, T., Wawrzoniak, J., & Shparyk, Y. (2002). *Forest health status in the Carpathian Mountains, Europe: 1997–1999*. In Szaro, R. C., Bytnerowicz, A., 314 Oszlanyi, J. (Eds), *Effects of air pollution on forest health and biodiversity in forests of the Carpathian Mountains*. NATO Science Series, I. Life and Behavioural Sciences. Vol. 345, IOS Press, Amsterdam, 69–75.
10. Badea, O., Neagu, Ș., & Robu D. (2006). Starea de sănătate a pădurilor din România în perioada anilor 1990–2005 evaluată prin sistemul de monitoring forestier. *Revista Pădurilor*, **1**, 8–13.
11. Badea, O., Neagu, S., Bytnerowicz, A., Silaghi, D., Barbu, I., & Iacoban, C. (2011). Long-term monitoring of air pollution effects on selected forest ecosystems in the Bucegi-Piatra Craiului and Retezat Mountains, southern Carpathians (Romania). *iForest-Biogeosciences and Forestry*, **4**, 49–60.
12. Badea, O., Bytnerowicz, A., Silaghi, D., Neagu, S., Barbu, I., Iacoban, C., et al. (2012). Status of the Southern Carpatian forests in the long-term ecological research network. *Environmental Monitoring and Assessment*, **184**(12), 7491–7515.
13. Badea, O., Silaghi, D., Neagu, S., Taut, I., & Leca, S. (2013). Forest monitoring – assessment, analysis and warning system for forest ecosystem status. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, **41**(2), 613–625.
14. Baker, C., Lawrence, R. L., Montagne, C., & Patten, D. (2007). Change detection of wetland ecosystems using Landsat imagery and change vector analysis. *Wetlands*, **27**(3), 610–619.
15. Batistella, M., Robeson, S., & Moran, E. (2003). Settlement design, forest fragmentation, and landscape change in Rondonia, Amazonia. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **7**, 805–812.
16. Baudron, F., Corbeels, M., Andersson, J. A., Sibanda, M. & Giller K. E. (2011). Delineating the drivers of waning wildlife habitat: the predominance of cotton farming on the fringe of protected areas in the Mid-Zambezi Valley, Zimbabwe. *Biological Conservation*, **144**(5), 1481–1493.
17. Baumann, M., Kuemmerle, T., Elbakidze, M., Ozdogan, M., Radeloff, V. C., Keuler, N. S., Prishchepov, A. V. Kruhlov, I., & Hostert, P. (2011). Patterns and drivers of post-socialist farmland abandonment in Western Ukraine. *Land Use Policy*, **28**(3), 552–562.
18. Berberoglu, S., Lloyd, C. D., Atkinson, P. M., & Curran, P. J. (2000). The integration of spectral and textural information using neural networks for land cover mapping in the Mediterranean. *Computers and Geosciences*, **26**(4), 385–396.
19. Biging, G. S., Colby, D. R., & Congalton, R. G. (1998). Sampling systems for change detection accuracy assessment. In: Lunetta RS, Elvidge CD (Eds.), *Remote sensing change detection: Environmental monitoring methods and applications* (pp. 281–308). London: Taylor & Francis.
20. Blaj, R., Marginean, M., & Stanciu, M. (2009). Aspects regarding to ecological reconstruction at Copsa Mica, Sibiu county. *Research Journal of Agricultural Science*, **41**(2), 23–28.
21. Bonnan, G. B. (2008). Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, **320**(5882), 1444–1449.

22. Bormann, F. H., & Likens, G. E. (1979). *Pattern and Process in a Forested Ecosystem: Disturbance, Development, and the Steady State Based on the Hubbard Brook Ecosystem Study*. New York: Springer-Verlag.
23. Bosneagu, R., Chiotoroiu, B., Jipa, D., Malciu, V., Juganaru, M., Marin, M., et al. (2010). Consequences of geo-climatic changes on sustainable development in Dobrogea. Research Raport. http://www.globe-cnmp.ro/Raport_6_5.pdf. Accessed 02.11.2013.
24. Brasov Metropolitan Agency, (2012), Sustainable development strategy of the Metropolitan Area Brasov 2012-2020. <http://metropolabrasov.ro/htm/strategiavb.html>. Accessed 12.01.2013.
25. Brasov Statistical Yearbook, (2010). <http://www.brasov.insse.ro/main.php>. Accessed 12.01.2013.
26. Burrough, P.A. (1986). *Principles of Geographical Information Systems for Land Resource Assessment*. Oxford University Press. Oxford, England.
27. Bytnerowicz, A., Badea, O., Popescu, F., Musselman, R., Tanase, M., Barbu, L. et al. (2005). Air pollution, precipitation chemistry and forest health in the Retezat Mountains, Southern Carpathians, Romania. *Environmental Pollution*, **137**(3), 546–567.
28. Bytnerowicz, A., Badea, O., Fleischer, P., & Grodzinska, K. (2004). Science, land management and policy in international studies on the effects of air pollution on carpathian forest ecosystems. *Scandinavian Journal of Forest Research*, **10**, 129–137.
29. Cenușă, R. (1986). *Aspecte privind stabilitatea pădurilor naturale de molid*. A III-a Conferință națională de ecologie Arad, iunie 1986.
30. Cenușă, R. (1994). *Prognoză asupra evoluției arboretelor de molid*. Sesiunea științifică jubiliară „45 de ani de cercetare și proiectare silvică în Stațiunea Brașov”, Brașov, 22-23 iunie 1994.
31. Cenușă, R. (1996). *Cercetări asupra structurii și funcționalității ecosistemelor naturale de molid*. Recomandări tehnice pentru gospodărirea pădurilor montane, Stațiunea Experimentală de Cultura Molidului, 51–54.
32. Chander, G., & Markham, B. L. (2003). Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures, and post-calibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **41**(11), 2674–2677.
33. Chander, G., Markham, B. L., & Helder, D. L. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI Sensors. *Remote Sensing of Environment*, **113**, 893–903.
34. Chavez, P. S., & Kwarteng, A. Y. (1989). Extracting spectral contrast in Landsat Thematic Mapper image data using selective principal component analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **55**, 339–348.
35. Chavez, P. S. (1996). Image-based atmospheric corrections revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **62**(2), 1025–1036.
36. Chen, D., & Brutsaert, W. (1998). Satellite-sensed distribution and spatial patterns of vegetation parameters over a tallgrass prairie. *Journal of the Atmospheric Sciences*, **55**(7), 1225–1238.
37. Cho, A-Ra., & Suh, M-S. (2013). Evaluation of land surface temperature operationally retrieved from Korean geostationary satellite (COMS) Data. *Remote Sensing*, **5**(8), 3951–3970.
38. Chopping, M., Su, L. H., Rango, A., Martonchik, J. V., Peters, D. P. C., & Laliberte, A. (2008). Remote sensing of woody shrub cover in desert grasslands using MISR with a geometric-optical canopy reflectance model. *Remote Sensing of Environment*, **112**(1), 19–34.
39. Cohen, W. B., Fiorella, M., Gray, J., Helmer, E., & Anderson, K. (1998). An efficient and accurate method for mapping forest clear-cuts in the Pacific Northwest using Landsat imagery. *Photogrammetry Engineering and Remote Sensing*, **64**(4), 293–300.
40. Cohen, W. B., Yang Z., & Kennedy R. (2010). Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. Timesync — Tools for Calibration and Validation. *Remote Sensing of Environment*, **114**, 2911–2924.
41. Collins, J. B., & Woodcock, C. E. (1996). An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multitemporal Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, **56**, 66–77.
42. Colwell, J. E., & Weber, F. P. (1981). *Forest change detection*, Proc. 15th Int. Symp. on Remote Sensing of Environment, Ann Arbor, vol. 1, 839–852.
43. Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, **37**(1), 35–46.
44. Congalton, R. G., & Macleod, R. D. (1994). *Change detection accuracy assessment on the NOAA Chesapeake Bay Pilot Study*, Proc. of the Int. Symp. on the Spatial Accuracy of Natural Resources Data Bases, ASPRS, Williamsburg, Virginia, vol. 1, 78–87.
45. Congalton, R. G., & Green, K. (2009). *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and Practices*. London, New York: CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton.
46. Coppin, P. R., Bauer, M. E. (1994), Processing of multitemporal Landsat TM imagery to optimize extraction of forest cover change features. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **32**, 918–927.
47. Coppin, P. R., & Bauer, M. E. (1996). Digital change detection in forest ecosystems with remote sensing imagery. *Remote Sensing Reviews*, **13**(3-4), 207–234.
48. Coppin, P., Nackaerts, K., Queen, L., & Brewer, K. (2001). Operational monitoring of green biomass change for forest management. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **67**(5), 603–611.
49. Coppin, P., Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B., Lambin, E., (2004). Digital change detection methods in ecosystem monitoring: A review. *International Journal of Remote Sensing*, **25**, 1565–1596.

50. Crist, E. P., & Cicone, R. C. (1984). Application of the Tasseled Cap concept to simulated Thematic Mapper data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **50**(3), 343–352.
51. Deng, C. & Wu, C. (2013). Examining the impacts of urban biophysical compositions on surface urban heat island: A spectral unmixing and thermal mixing approach. *Remote Sensing of Environment*, **131**, 262–274.
52. DeRose, R.J., Long, J.N., & Ramsey, D. (2011). Combining dendrochronological data and the disturbance index to assess Engelmann spruce mortality caused by a spruce beetle outbreak in Southern Utah, USA. *Remote Sensing of Environment*, **115**, 2342–2349.
53. Duy, N. B., & Giang, T. T. H. (2012). Study on vegetation indices selection and changing detection thresholds selection in Land cover change detection assessment using change vector analysis. <http://www.iemss.org/society/index.php/iemss-2012-proceedings>. Accessed 29.09.2013.
54. Eldridge, C. D., Yuan, D., Weerackoon, R. D., & Lunetta, R. S. (1995). Relative radiometric normalization of Landsat Multispectral Scanner (MSS) data using an automatic scattergram-controlled regression. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **61**(10), 1255–1260.
55. Eshleman, K. N., McNeil, B. E., & Townsend, P. A. (2009). Validation of a remote sensing based index of forest disturbance using streamwater nitrogen data. *Ecological Indicators*, **9**, 476–484.
56. FAO. (2010). Global forest resource assessment 2010, In: Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ed.), 35–59.
57. Fichera, C. R., Modica, G., & Pollino, M. (2012). Land cover classification and change-detection analysis using multi-temporal remote sensed imagery and landscape metrics. *European Journal of Remote Sensing*, **45**, 1–18.
58. Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., et al. (2005). Global consequences of land use. *Science*, **309**(570), 570–574.
59. Franklin, S. E., Moskal, L. M., Lavigne, M. B., & Pugh, K. (2000). Interpretation and classification of partially harvested forest stands in the Fundy model forest using multitemporal Landsat TM digital data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **26**, 318–333.
60. Frohn, R. C. (1998). Remote sensing for landscape ecology: new metric indicators for monitoring, modeling and assessment of ecosystems. Florida: Boca Raton, Lewis Publishers.
61. Fuller, R. M., Smith, G. M., & Devereux, B. J. (2003). The characterization and measurement of land cover change through remote sensing: Problems in operational applications. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, **4**, 243–253.
62. Fung, T., & LeDrew, E. (1987). Application of principal components analysis to change detection. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **53**, 1649–1657.
63. Fung, T. (1990). An assessment of TM imagery for land-cover change detection. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, **28**(4), 681–684.
64. Fung, T., & Siu, W. (2000). Environmental quality and its changes, and analysis using NDVI. *International Journal of Remote Sensing*, **21**(5), 1011–1024.
65. Giurgiu, V. (2010). Consideration on the situation of forests in Romania. *Forests Magazine*, **2**, 3–16.
66. Goetz, S. J., Varlyguin, D., Smith, A. J., Wright, R. K., Prince, S. D., Mazzacato M. E., et al. (2004). *Application of multitemporal Landsat data to map and monitor land cover and land use change in the Chesapeake Bay watershed*, In: *Analysis of Multi-temporal Remote Sensing Images*, Smits P., Bruzzone L. (Eds), World Scientific Publishers, Singapore, 223–232.
67. Goodale, C. L., & Aber, J. D. (2001). The long-term effects of land-use history on nitrogen cycling in northern hardwood forests. *Ecological Applications*, **11**, 253–267.
68. Grodzinska, K., Godzik, B., Fraczek, W., Badea, O., Oszlanyi, J., Postelnicu, D., Shpartyk, Y. (2004). Vegetation of the selected forest stands and land use in the Carpathian Mountains. *Environmental Pollution*, **130**(1), 17–32.
69. Guo, J., Li, X., Zhu, B., & Zhou, Y. (2010). Using TM thermal image to retrieve land surface temperature. *Proceedings of the 6th Conference on Atmospheric and Environmental Remote Sensing Data Processing and Utilization*. 1 August. San Diego, California, United States.
70. Hagner, O., & Rigina, O. (1998). Detection of forest decline in Monchegorsk area - Seminar on remote sensing of forest decline attributed to air pollution. *Remote Sensing of Environment*, **63**(1), 11–23.
71. Hanafi, A., & Jauffret, S. (2008). Are long-term vegetation dynamics useful in monitoring and assessing desertification processes in the arid steppe, southern Tunisia. *Journal of Arid Environments*, **72**(4), 557–572.
72. Hatfield, J. L., Kanemasu, E. T., Asrar, G., Jackson, R. D., Pinter, P. J., Reginato, R. J., & Idso, S. B. (1985). Leaf-area estimates from spectral measurements over various planting dates of wheat. *International Journal of Remote Sensing*, **6**, 167–175.
73. Healey, S. P., Cohen, W. B., Yang, Z. Q., & Krankina, O. N. (2005). Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structures for use in forest disturbance detection. *Remote Sensing of Environment*, **3**, 301–310.
74. Helldén, U. (1991). Desertification - Time for an assessment? *Ambio*, **20**(8), 372–383.
75. Hill, J., Stellmes, M., Udelhoven, T., & Sommer, A. R. S. (2008). Mediterranean desertification and land degradation: mapping related land use change syndromes based on satellite observations. *Global and Planetary Change*, **64**(3–4), 146–157.
76. Huang, S., & Siegert, F. (2006). Land cover classification optimized to detect areas at risk of desertification in North China based on Spot Vegetation imagery. *Journal of Arid Environments*, **67**(2), 308–327.

77. Hudak, A. T., Morgan, P., Bobbitt, M., & Lentile, L. (2007). Characterizing stand-replacing harvest and fire disturbance patches in a forested landscape: A case study from Cooney Ridge Montana. In: Wulder, M.A., Franklin, S.E. (Eds.), *Understanding Forest Disturbance and Spatial Pattern: Remote Sensing and GIS Approaches*. CRC Press (Taylor and Francis), Boca Raton, Florida, 209–231.
78. Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, **25**, 295–309.
79. Huete, A. R., Liu, H. Q., Batchily, K., & Van Leeuwen, W. J. D. (1997). A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote Sens. Environ*, **59**, 440–451.
80. Ianculescu, M., Ionescu, M., Lucaci, D., Neagu, S., & Măcărescu, C. M. (2009). Dynamic of pollutants concentration in forest stands from Copsa Mica industrial area. *Annals of Forest Research*, **52**, 207–226.
81. ICAS. (2008). Definirea, evaluarea și zonarea riscurilor pentru pădurile României – CLIDOIN. http://www.icasbv.ro/?page_id=532. Accessed 10.08.2010.
82. Ioraș, F. (2003). Trends in Romanian biodiversity conservation policy. *Biodiversity and Conservation*, **12**(1), 9–23.
83. Ioraș, F., & Abrudan, I. V. (2006). The Romanian forestry sector: privatisation facts. *International Forestry Review*, **8**(3), 361–367.
84. Ioraș, F., & Ignea, Gh. (2006). *Assessing sustainable development in the context of sustainable forest management and climate change mitigation*. Lucrările sesiunii științifice Pădurea și Dezvoltarea Durabilă, Brașov, Romania, 2005, 595–600.
85. Ioraș, F., Abrudan, I. V., Spârchez, Gh., Oprea, I., Simon, D., Ignea, Gh., & Chițea, Gh. (2007). *High conservation value forest identification and management in Romania*. Lucrările sesiunii științifice bienale cu participare internațională Pădurea și Dezvoltarea Durabilă Brașov, Romania, 27–28 octombrie 2006, 661–670.
86. Ioraș, F., Bandara, I., & Kemp, C. (2014). Introduction to climate change and land degradation. In: *Climate change and restoration of degraded land* (Arraiza, M.P., Santamarta, J.C., Ioras, F., García-Rodríguez, J.L., Abrudan, I.V., Korjus, H., Borála, G. (ed). Madrid: Colegio de Ingenieros de Montes.
87. Irons, J. R., Lachhowsky, H., & Peterson, C. (1980). *Remote sensing of surface mines: A comparative study of sensor systems*, Proc. 14th Int. Symp. on Remote Sensing of the Environment, San Jose, vol. 1, 1041.
88. Jafari, R., Lewis, M. M., & Ostendorf, B. (2008). An image-based diversity index for assessing land degradation in an arid environment in South Australia. *Journal of Arid Environments*, **72**(7), 1282–1293.
89. Jamalabad, M. S., & Abkar, A. A. (2004). *Forest canopy density monitoring, using satellite images*. <http://www.isprs.org/istanbul2004/comm7/papers/48.pdf>. Accessed 20.08.2013.
90. Jensen, J. R. (1996). *Introductory digital image processing: a remote sensing perspective*. Second Edition. New Jersey: Prentice-Hall, Upper Saddle River.
91. Jensen, J. R. (2004). *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective*. Third Edition. New Jersey: Prentice-Hall, Upper Saddle River.
92. Ji, L., & Peters, A. J. (2007). Performance evaluation of spectral vegetation indices using a statistical sensitivity function. *Remote Sensing of Environment*, **106**, 59–65.
93. Johnson, R. D., & Kasischke, E. S. (1998). Change vector analysis: a technique for the multispectral monitoring of land cover and condition. *International Journal of Remote Sensing*, **19**, 411–426.
94. Jordan, C. F. (1969). Derivation of leaf area index from quality of light on the forest floor. *Ecology*, **50**, 663–666.
95. Kandrika, S., & Dwivedi, R. S. (2003). Assessment of the impact of mining on agricultural land using erosion-deposition model and space borne multispectral data. *Journal of Spatial Hydrology*, **3**, 1–17.
96. Karnieli, A., Agam, N., Pinker, R. T., Anderson, M., Imhoff, M. L., Gutman, G. G., et al. (2010). Use of NDVI and land surface temperature for drought assessment: merits and limitations. *Journal of Climate*, **23**(3), 618–633.
97. Kaufmann, R. K., & Seto, K. C. (2001). Change detection, accuracy, and bias in a sequential analysis of Landsat imagery in the Pearl River Delta, China: econometric techniques. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85**, 95–105.
98. Kennedy, R. E., Cohen, W. B., & Schroeder, T. A. (2007). Trajectory-based change detection for automated characterization of forest disturbance dynamics. *Remote Sensing of Environment*, **110**, 370–386.
99. Knorn, J., Kuemmerle, T., Radeloff, V. C., Szabo, A., Mîndrescu, M., Keeton, W. S., Abrudan, I. V., et al. (2012). Forest restitution and protected area effectiveness in post-socialist Romania. *Biological Conservation*, **146**(1), 204–212.
100. Kuemmerle, T., Chaskovskyy, O., Knorn, J., Radeloff, V. C., Kruhlov, I., Keeton, W. S., & Hostert P. (2009). Forest cover change and illegal logging in the Ukrainian Carpathians in the transition period from 1988 to 2007. *Remote Sensing of Environment*, **113**(6), 1194–1207.
101. Kuenzer, C., Zhang, J., Tetzlaff, A., van Dijk, P., Voigt, S., Mehl, H., & Wagner, W. (2007). Uncontrolled coal fires and their environmental impacts: Investigating two arid mining regions in north-central China. *Applied Geography*, **27**(1), 42–62.
102. Kumar, K.S., Bhaskar, P.U., & Padmakumari, K. (2012). Estimation of land surface temperature to study urban heat island effect using Landsat ETM+ image. *International Journal of Engineering Science and Technology*, **4**(2), 771–778.

103. Kuzera, K., Rogan, J., & Eastman, J. R. (2005). Monitoring vegetation regeneration and deforestation using change vector analysis: MT. ST. Helens study area. In: *ASPRS, 2005, Annual Conference Baltimore*, Maryland – March 7–11, 2005.
104. Lăcătușu, R., & Lăcătușu, A. R. (2010). Evolution of heavy metals pollution from Copsa Mica. *Scientific Papers, Series A, LIII*, (85–92).
105. Lambin, E. F., & Strahler, A. H. (1994). Indicators of land cover change for change vector analysis in multitemporal space at coarse spatial scales. *International Journal of Remote Sensing*, **15**(10), 2099–2119.
106. Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., et al. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, **11**(4), 261–269.
107. Lambin, E. F., Geist, H. J., & Lepers, E. (2003). Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, **28**(1), 205–241.
108. Landsat Project Science Office, (2002). Landsat 7 Science Data User's Handbook. http://ltpwww.gsfc.nasa.gov/IAS/handbook/handbook_toc.html. Accessed 10.10.2013.
109. Latifovic, L., Fytas, K., Chen, J., & Paraszczak, J. (2005). Assessing land cover change resulting from large surface mining development. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, **7**, 29–48.
110. Leung, I. J. H., & Jordan, J. E. (1995). Image processing for weather satellite cloud segmentation. *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, **51**, 953–95.
111. Li, J., Song, C., Cao, L., Zhu, F., Meng, X. & Wu, J. (2011). Impacts of landscape structure on surface urban heat islands: A case study of Shanghai, China. *Remote Sensing of Environment*, **115**, 3249–3263.
112. Li, Z. F., Li, X. B., Wei, D. D., Xu, X., & Wang, H. (2010). An assessment of correlation on MODIS-NDVI and EVI with natural vegetation coverage in Northern Hebei Province, China. *Procedia Environmental Sciences*, **2**, 964–969.
113. Lillesand, T. M., Kiefer, R. W., & Chipman, J. W. (2008). *Remote Sensing and Image Interpretation*. NewYork: John Wiley and Sons.
114. Liu, H., Zhou C., Cheng, W., Long, E., & Li, R. (2008). Monitoring sandy desertification of Otindag Sandy Land based on multi-date remote sensing images. *Acta Ecologica Sinica*, **28**(2), 627–635.
115. Liu, L., & Zhang, Y. (2011). Urban heat island analysis using the Landsat TM data and ASTER data: A case study in Hong Kong. *Remote Sensing*, **3**(7), 1535–1552.
116. Lorena, R. B., dos Santos, J. R., Shimabukuro, Y. E., Brown, I. F., & Kux, H. J. H. (2002). A change vector analysis technique to monitor land use/land cover change in SW Brazilian Amazon: Acre Site. Proceeding from Integrated Remote Sensing at the Global, Regional, and Local Scale: *ISPRS Commission I Mid-Term Symposium in Conjunction with Pecora 15/Land Satellite Information IV Conference*, November 10–15, 2002, Denver, Colorado, USA. 8 p.
117. Lu, D., Moran, E., & Batistella, M. (2003). Linear mixture model applied to Amazonian vegetation classification. *Remote Sensing of Environment*, **87**, 456–469.
118. Lu, D. S., Mausel, P., Brondizio, E. S., & Moran, E. (2004). Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, **25**(12), 2365–2407.
119. Lu, D. S., Mausel, P., Batistella, M., & Moran, E. (2005). Land-cover binary change detection methods for use in the moist tropical region of the Amazon: a comparative study. *International Journal of Remote Sensing*, **26**(1), 101–114.
120. Ludwig, J. A. & Tongway, D. J. (1997). A landscape approach to rangeland ecology. In Ludwig, J., Tongway, D., Freudenberger, D., Noble, J. C., & Hodgkinson, K. (Eds.), *Landscape Ecology Function and Management: Principles from Australia's Rangelands* (pp. 1–12). Melbourne: CSIRO.
121. Lunetta R. S., & Balogh, M. (1999). Application of multi-temporal Landsat 5 TM imagery for wetland identification. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **65**, 1303–1310.
122. Lunetta, R. S., Johnson, D. M., Lyon, J. G., & Crotwell, J. (2004). Impacts of imagery temporal frequency on land-cover change detection monitoring. *Remote Sensing of Environment*, **89**, 444–454.
123. Macleod, R. D., & Congalton, R. G. (1998). A quantitative comparison of change detection algorithms for monitoring eelgrass from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **64**(3), 207–216.
124. Mas, J. F. (1999). Monitoring land-cover changes: A comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, **20**(1), 139–152.
125. McGarigal K., & Marks, B. J. (1995). FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351.
126. Meng, F., Shan, B., & Liu, M. (2014). Remote-sensing evaluation of the relationship between urban heat islands and urban biophysical descriptors in Jinan, China. <http://remotesensing.spiedigitallibrary.org/article.aspx?articleid=1814420>. Accessed 8.02.2014.
127. Mikkola, K. (1996). A remote sensing analysis of vegetation damage around metal smelters in the Kola Peninsula, Russia. *International Journal of Remote Sensing*, **17**(18), 3675–3690.

128. Miles, V. V., Bobylev, L. P., Maximov, S. V., Johannessen, O., & Pitulko, V. M. (2003). An approach for assessing boreal forest conditions based on combined use of satellite SAR and multi-spectral data. *International Journal of Remote Sensing*, **24**(22), 4447–4466.
129. Mouat, D., Lancaster, J., Wade, T., Wickham, J., Fox, C., Kepner, W., et al. (1997). Desertification evaluated using an integrated environmental assessment model. *Environmental Monitoring and Assessment*, **48**(2), 139–156.
130. Mouflis, G. D., Gitas, I. Z., Iliadou, S., & Mitri, G. H. (2008). Assessment of the visual impact of marble quarry expansion (1984–2000) on the landscape of Thasos island, NE Greece. *Landscape and Urban Planning*, **86**, 92–102.
131. Neagu, S., Badea, O., Chira, D., Nețoiu, C., Olenici, N., Silaghi, D., & Leca, S. (2011). Evaluarea stării de sănătate a pădurilor în rețeaua de supraveghere intensivă în anul 2009. *Revista pădurilor*, **126**(3–4), 21–27.
132. Nichiforel, L., & Schanz, H. (2011). Property rights distribution and entrepreneurial rent-seeking in Romanian forestry: a perspective of private forest owners. *European Journal of Forest Research*, **130**(3), 369–381.
133. Oettera, D. R., Cohenb, W. B., Berterretchea, M., Maierspergera, T. K., & Kennedy, R. E. (2000). Land cover mapping in an agricultural setting using multiseasonal Thematic Mapper data. *Remote Sensing of Environment*, **76**, 139–155.
134. Okwen, R. T., Pu, R., & Cunningham, J. A. (2011). Remote sensing of temperature variations around major power plants as point sources of heat. *International Journal of Remote Sensing*, **32**(13), 3791–3805.
135. Olthof, I., & King, D. J. (2000). Development of a forest health index using multispectral airborne digital camera imagery. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **26**, 166–176.
136. Onishi, A., Cao, X., Ito, T., Shi, F., & Imura, H. (2010). Evaluating the potential for urban heat-island mitigation by greening parking lots. *Urban Forestry and Urban Greening*, **9**(4), 323–332.
137. Pan, J., & Li, T. (2013). Extracting desertification from Landsat TM imagery based on spectral mixture analysis and Albedo-Vegetation feature space. *Natural Hazards*, **68**(2), 915–927.
138. Parks, N. F., Peterson, G. W., & Baumer, G. M. (1987). High resolution remote sensing of spatially and spectrally complex coal surface mines of Central Pennsylvania: A comparison between SPOT, MSS and Landsat-TM. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **53**, 415–420.
139. Parmenter, A. P., Hansen, A., Kennedy, R., Cohen, W., Langner, U., Lawrence, R., et al. (2003). Land use and land cover change in the Greater Yellowstone Ecosystem: 1975–95. *Ecological Applications*, **13**(3), 687–703.
140. Patton, D. R. (1975). A diversity index for quantifying habitat „Edge”. *Wildlife Society Bulletin*, **3**, 171–173.
141. Pickup, G. (1990). Remote sensing of landscape processes. In Hobbs, R. J. & Mooney, H. A. (Eds.), *Remote Sensing of Biosphere Functioning* (pp. 221–247). New York: Springer-Verlag.
142. Pitblado, J. R., & Amiro, B. D. (1982). Landsat mapping of the industrially disturbed vegetation communities of Sudbury, Canada. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **8**(1), 17–28.
143. Popa, I. (2000). Modelarea ciclicității doborâturilor produse de vânt. *Revista Pădurilor*, **115**(3), 32–38.
144. Popa, I. (2005). Doborâturi produse de vânt – factor de risc în ecosistemele forestiere montane. *Analele ICAS*, **48**, 3–28.
145. Popa, I. (2007). *Managementul riscului la doborâturi produse de vânt*. București: Editura Tehnică Silvică.
146. Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A. R., Kerr, Y. H., & Sorooshian, A. (1994). A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, **48**(2), 119–126.
147. Radeloff, V. C., Mladenoff, D. J., & Boyce, M. S. (2000). Effects of interacting disturbances on landscape patterns: Budworm defoliation and salvage logging. *Ecological Applications*, **10**(1), 233–247.
148. Ramsey, E. W., Hodgson, M. E., Sapkota, S. K., & Nelson, G. A. (2001). Forest impact estimated with NOAA AVHRR and Landsat TM data related to an empirical hurricane wind-field distribution. *Remote Sensing of Environment*, **77**, 279–292.
149. Ranade, P. (2007). Environmental impact assessment of land use planing around the leased limestone mine using remote sensing technique. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*, **1**, 61–65.
150. Rees, W., & Williams, M. (1997). Monitoring changes in land cover induced by atmospheric pollution in the Kola Peninsula, Russia, using Landsat MSS-data. *International Journal of Remote Sensing*, **18**(8), 1703–1723.
151. Rigina, O., Baklanov, A., Hagner, O., & Olson, H. (1999). Monitoring of forest damage in the Kola Peninsula, Northern Russia due to smelting industry. *The Science of the Total Environment*, **229**(3), 147–163.
152. Rikimaru, A., & Miyatake, S. (1997). Development of forest canopy density mapping and monitoring model using indices of vegetation, bare soil and shadow. In: *Proceeding of the 18th Asian Conference on Remote Sensing*, Kuala Lumpur, Malaysia, 1–6.
153. Rogan, J., Franklin, J., & Roberts, D. A. (2002). A comparison of methods for monitoring multitemporal vegetation change using Thematic Mapper imagery. *Remote Sensing of Environment*, **80**(1), 143–156.
154. Rogan, J., Miller, J., Stow, D., Franklin, J., Levien, L., & Fischer, C. (2003). Land cover change mapping in California using classification trees with Landsat TM and ancillary data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **69**(7), 793–804.
155. Rogan, J., & Chen, D. (2004). Remote sensing technology for mapping and monitoring land-cover and land-use change. *Progress in Planning*, **61**(4), 301–325.

156. Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: *Proceedings third Earth resources technology satellite-1 symposium*, Greenbelt, NASA SP-351, Vol. 1, 3010–3017.
157. Sanda, V., Öllerer, K., & Burescu, P. (2008). *Phytocoenosis in Romania. Sintaxonomy, structure, dynamics and evolution*. Bucuresti: Ars Docendi Publishing House.
158. Santini, M., Caccamo, G., Laurenti, A., Noce, S., & Valentini, R. (2010). A multi-component GIS framework for desertification risk assessment by an integrated index. *Applied Geography*, **30**(3), 394–415.
159. Saroglu, E., Bektas, F., Dogru, A. O., Ormeci, C., Musaoglu, N., & Kaya, S. (2005). Environmental impact analyses of quarries located on the Asian side of Istanbul using remotely sensed data. http://web.itu.edu.tr/~dogruahm/Dogru%20et%20al_environmental%20Impact%20Analysis.pdf. Accessed 15.08.2010.
160. Schmidt, H., & Glaesser, C. (1998). Multitemporal analysis of satellite data their use in the monitoring of the environmental impact of open cast mining areas in Eastern Germany. *International Journal Remote Sensing*, **19**, 2245–2260.
161. Schmidt, H., & Karnieli, K. (2001). Sensitivity of vegetation indices to substrate brightness in hyper-arid environment: the Makhtesh Ramon Crater (Israel) case study. *International Journal Remote Sensing*, **22**, 3503–3520.
162. Schoppmann, M. W., & Tyler, W. A. (1996). Chernobyl revisited: monitoring change with change vector analysis. *Geocarto International*, **11**(1), 13–27.
163. Sellers, P. J. (1985). Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. *International Journal of Remote Sensing*, **6**(8), 1335–1372.
164. Sibiu Forestry Department. (2008). *Ecological reconstruction from Copsa Mica*. http://www.copsa-mica.ro/fileadmin/copsa/Files/brosura_Copsa.pdf. Accessed 10.08.2013.
165. Silaghi, D., & Badea, O. (2012). Monitoring of ozone in selected forest ecosystems in Southern Carpathian and Romanian Intensive Monitoring Network (level II). *Journal of Environmental Monitoring*, **14**(6), 1710–1717.
166. Singh, A. (1986). Change detection in the tropical forest environment of Northeastern India using Landsat. In: *Remote Sensing and Tropical Land Management* (pp. 237–254). New York: John Wiley and Sons Ltd.
167. Singh, A. (1989). Digital change detection techniques using remotely sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, **10**, 989–1003.
168. Siwe, R. N., & Koch, B. (2008). Change vector analysis to categorise land cover change processes using the tasselled cap as biophysical indicator. *Environmental Monitoring and Assessment*, **145**(1-3), 227–235.
169. Story, M., & Congalton, R. G. (1986). Accuracy assessment: A user's perspective. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **52**(3), 397–399.
170. Stow, D. A., Tinney, L., & Estes, J. (1980). Deriving land use/land cover change statistics from Landsat: a study of prime agricultural land. In: *Proceedings of the 14th International Symposium on Remote Sensing of the Environment*, Ann Arbor Press, Chelsea, 1227–1237.
171. Stow, D. (1995). Monitoring ecosystem response to global change: multitemporal remote sensing analyses. In: Moreno J, Oechel W (Eds), *Ecological Studies* (pp. 254–286). Springer Verlag, Heidelberg.
172. Șofletea, N., & Curtu, A. L. (2000). *Dendrologie*. Vol I. Brașov: Editura „Pentru Viață”.
173. Șofletea, N., & Curtu, A. L. (2001). *Dendrologie*. Vol II. Brașov: Editura „Pentru Viață”.
174. Șofletea, N., & Curtu, A. L. (2007). *Dendrologie*. Brașov: Editura Universității Transilvania.
175. Tan, K. C., Lim, H. S., MatJafri, M. Z., & Abdullah, K. (2010). Land surface temperature retrieval by using ATCOR3_T and Normalized Difference Vegetation Index methods in Penang Island. *American Journal of Applied Sciences*, **7**(5), 717–723.
176. Tan K. C., Lim, H. S., MatJafri, M. Z., & Abdullah, K. (2012). A comparison of radiometric correction techniques in the evaluation of the relationship between LST and NDVI in Landsat imagery. *Environmental Monitoring and Assessment*, **184**(6), 3813–3829.
177. Tanser, F. C. (1997). *The application of a landscape diversity index using remote sensing and geographical information systems to identify degradation patterns in the Great Fish River Valley, Eastern Cape Province, South Africa*. M.Sc. thesis, Rhodes University: Grahamstown, 181 p.
178. Tanser, F. C., & Palmer, A. R. (1999). The application of a remotely-sensed diversity index to monitor degradation patterns in a semi-arid, heterogeneous, South African landscape. *Journal of Arid Environments*, **43**(4), 477–484.
179. Tereșneanu, C. C. (2008). Possibilities for realizing the calculations in the GIS databases. *RevCAD Journal of Geodesy and Cadastre*, **1**, 175–184.
180. Tinker, D. B., Resor, C. A. C., Beauvais, G. P., Kipfmüller, K. F., Fernandes, C. I., & Baker, W. L. (1998). Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape Ecology*, **13**, 149–165.
181. Tokola, T., Löfman, S., & Erkkilä, A. (1999). Relative calibration of multitemporal Landsat data for forest cover change detection. *Remote Sensing of Environment*, **68**(1), 1–11.

182. Tømmervik, H., Johansen, B. E., & Pedersen, J. P. (1995). Monitoring the effects of air pollution on terrestrial ecosystems in Varanger (Norway) and Nikel-Pechenga (Russia) using remote sensing. *The Science of the Total Environment*, **160/161**, 753–767.
183. Tote, C., Reusen, I., Delalieux, S., Goossens, M., & Kolodyazhnyy, O. (2010). Report on the limitations and potentials of satellite EO data. European Commission. http://www.impactmin.eu/downloads/impactmin_d41.pdf. Accessed 10.09.2013.
184. Ucuncuoglu, E., Arli, O., & Eronat, A. H. (2006). Evaluating the impact of coastal land uses on water-clarity conditions from Landsat TM/ETM+ imagery: Candarli Bay, Aegean Sea. *International Journal of Remote Sensing*, **27**, 3627–3643.
185. Valor, E., & Caselles, V. (1997). Towards the use of temperature in desertification monitoring: results of DeMon-I Project. In Spiteri, A. (Ed.), *Remote Sensing '96: Integrated Applications for Risk Assessment and Disaster Prevention for the Mediterranean* (pp. 305–310). Rotterdam: A. A. Balkema.
186. Vasilescu, M. M. (2004). Perdelele forestiere de protecție – istoric, problematică, etape în dezvoltarea concepției despre perdele. *Revista Pădurilor*, **6**, 7–14.
187. Virtanen, T., Mikkola, K., Patova, E., & Nikula, A. (2002). Satellite image analysis of human caused changes in the tundra vegetation around the city of Vorkuta, north-european Russia. *Environmental Pollution*, **120**(3), 647–658.
188. Vlad, R. (1997). Researches concerning the wind and snow impact on the resinous forests from high risk. http://www.icassv.ro/publicatii/raport_anual/1998/vlad1.htm. Accessed 15.07.2011.
189. Vorovencii, I. (2011). The assessment of the impact on the environment of the limestone quarries using satellite images. *Environmental Engineering and Management Journal*, **10**(10), 1511–1522.
190. Vorovencii, I., Ienciu, I., Oprea, L., & Popescu, C. (2013). *Identification of illegal loggings in Harghita Mountains, Romania, using Landsat satellite images*. 13th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2013. Vol. II - Informatics, Geoinformatics and Remote Sensing. 16-22 June, 2013, Albena, Bulgaria, 609–616.
191. Vorovencii, I., & Iordache, E. (2013a). *Identification and analysis of forest disturbances and fragmentation in Gurgeu Mountains, Romania, using Landsat data*. The sixth international scientific conference Rural Development 2013 Innovations and Sustainability. November, 2013, Aleksandras Stulginskis University, Lithuania, 513–518.
192. Vorovencii, I. (2013b). Analysis of the changes in the metropolitan area of Brasov, Romania, using Landsat multitemporal satellite images. http://omicron.ch.tuiasi.ro/EEMJ/pdfs/accepted/394_94_Vorovencii_13.pdf. Accesed 20.10.2013.
193. Vorovencii, I. (2014a). Detection of environmental changes due to windthrows using Landsat 7 ETM+ satellite images. *Environmental Engineering and Management Journal*, **13**(3), 565–576.
194. Vorovencii, I. (2014b). Assessment of some remote sensing techniques used to detect land use/land cover changes in south-east Transilvania, Romania. *Environmental Monitoring and Assessment*, **186**(5), 2685–2699.
195. Vorovencii, I. (2014c). A change vector analysis technique for monitoring land cover changes in Copsa Mica, Romania, in the period 1985–2011. *Environmental Monitoring and Assessment*, **186**(9), 5951–5968.
196. Vorovencii, I. (2014d). A multi-temporal Landsat data analysis of land use and land cover changes on the land surface temperature. *International Journal of Environment and Pollution*, **56**(1/2/3/4), 109–128.
197. Vorovencii, I. (2015a). *Monitoring deforestation and vegetation regeneration in Trotusului Valley, Romania, using change vector analysis and Landsat imagery*. Proceedings of the Biennial International Symposium, *Forest and Sustainable Development*, Braşov, Romania, 24-25th of October 2014, 350–355.
198. Vorovencii, I. (2015b). Assessing and monitoring the risk of desertification in Dobrogea, Romania, using Landsat data and decision tree classifier. *Environmental Monitoring and Assessment*, **187**(4), Article 204.
199. Vorovencii, I. (2015c). *Teledetecție satelitară*. Bucureşti: Editura Matrix Rom.
200. Wang, F., & Xu, Y. J. (2010). Comparison of remote sensing change detection techniques for assessing hurricane damage to forests. *Environmental Monitoring and Assessment*, **162**, 311–326.
201. Wessels, K. J., Prince, S. D., Frost, P. E., & Zyl, D. V. (2004). Assessing the effects of human-induced land degradation in the former homelands of northern South Africa with a 1 km AVHRR NDVI time-series. *Remote Sensing of Environment*, **91**(1), 47–67.
202. William, E. R., William, B. M., & Turner, B. L. (1994). Modeling land use and land cover as part of global environmental change. *Climatic Change*, **28**(1-2), 45–64.
203. Wright, P., & Stow, R. (1999). Detecting mining subsidence from space. *International Journal Remote Sensing*, **20**, 1183–1188.
204. Wu, J. D., Wang, D., & Bauer, M. E. (2007). Assessing broadband vegetation indices and QuickBird data in estimating leaf area index of corn and potato canopies. *Field Crops Research*, **102**(1), 33–42.
205. Wulder, M. A., & Franklin, S. E. (2007). *Understanding forest disturbance, information needs, and new approaches*, In: *Understanding forest disturbance and spatial pattern: Remote sensing and GIS approaches*, CRC Press (Ed), Taylor and Francis, Boca Raton, 233–243.
206. Xiong, Y., Huang, S., Chen, F., Ye, H., Wang, C., & Zhu, C. (2012). The impacts of rapid urbanization on the thermal environment: A remote sensing study of Guangzhou, South China. *Remote Sensing*, **4**(7), 2033–2056.

207. Xu, D., Kang, X., Qiu, D., Zhuang, D., & Pan, J. (2009). Quantitative assessment of desertification using Landsat data on a regional scale – A case study in the Ordos Plateau, China. *Sensors*, **9**(3), 1738–1753.
208. Xu, D. Y., Kang, X. W., Zhuang, D. F., & Pan, J. J. (2010). Multi-scale quantitative assessment of the relative roles of climate change and human activities in desertification – a case study of the Ordos Plateau, China. *Journal of Arid Environments*, **74**(4), 498–507.
209. Xue, X., Guo, J., Han, B. S., Sun, Q. W., & Liu, L. C. (2009). The effect of climate warming and permafrost thaw on desertification in the Qinghai–Tibetan Plateau. *Geomorphology*, **108**(3–4), 182–190.
210. Yan, C. Z., Song, X., Zhou, Y. M., Duan, H. C., & Li, S. (2009). Assessment of aeolian desertification trends from 1975's to 2005's in the watershed of the Longyangxia Reservoir in the upper reaches of China's Yellow River. *Geomorphology*, **112**(3–4), 205–211.
211. Yool, S. R., Makaio, M. J., & Watts, J. M. (1997). Techniques for computerassisted mapping of rangeland change. *Journal of Range Management*, **50**(3), 307–314.
212. Young, S. S., & Wang, C. Y. (2001). Land-cover change analysis of China using global-scale pathfinder AVHRR Landcover (PAL) data, 1982–1992. *International Journal of Remote Sensing*, **22**(8), 1457–1477.
213. Yuan, D., & Elvidge, C. D. (1993). Application of relative radiometric rectification procedure to Landsat data for use in change detection. In: *Proceedings of the workshop on atmospheric correction of Landsat imagery*, vol. 1, Torrance, California, 162–166.
214. Yuan, D., & Elvidge, C. D. (1996). Comparison of relative radiometric normalization techniques. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, **51**(3), 117–126.
215. Yuan, D., Elvidge, C. D., & Lunetta, R. S. (1998). Survey of multi-spectral methods for land cover change analysis. In: Lunetta RS, Elvidge CD (Eds.), *Remote sensing change detection: Environmental monitoring methods and applications* (pp.21–39). London: Taylor & Francis.
216. Yuan, F., Kali Sawaya, K. E., Loeffelholz, B. C., & Bauer, M. E. (2005). Land cover classification and change analysis of the Twin Cities (Minnesota) Metropolitan Area by multitemporal Landsat remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, **98**(2), 317 – 328.
217. Zhang, Y., Chen, Z., Zhu, B., Lou X., Guan, Y., Guo, S., et al. (2008). Land desertification monitoring and assessment in Yulin of Northwest China using remote sensing and geographic information systems (GIS). *Environmental Monitoring and Assessment*, **148**(1–3), 327–337.