



**Academia Română
Institutul Național de Cercetări Economice “Costin C. Kirilescu”**

***Dezvoltarea capacității administrative a Ministerului
Mediului de a implementa politica în domeniul
biodiversității
SIPOCA 22***

RAPORT ȘTIINȚIFIC FINAL

Activitatea 1.4

Cartarea ecosistemelor naturale și seminaturale degradate la nivel național



METODOLOGIE

Nume partener: Institutul Național de Cercetări Economice "Costin C. Kirițescu"

Cod SMIS: SIPOCA 22 - "Dezvoltarea capacității administrative a Ministerului Mediului de a implementa politica în domeniul biodiversității"

Activitate:

A.1.4 Cartarea ecosistemelor naturale și seminaturale degradate la nivel național

Ecosistem: Lacuri

Introducere

La nivel global, ecosistemele, habitatele și speciile sunt în permanență supuse degradării, ca urmare a desfășurării activităților umane, în scopul creșterii calității vieții și satisfacerea nevoilor umane (Newbold et al., 2015). Se impune evaluarea schimbărilor induse de om în urma degradării ecosistemelor pentru a înțelege unde s-au produs aceste schimbări, dimensiunea lor și unde trebuie și poate să se intervină.

Uniunea Europeană a creat astfel *cadrul strategic* pentru aceasta prin intermediul Celui de-al VII-lea Program de Acțiune pentru Mediu, asumându-și implementarea strategiilor existente în domeniul protecției capitalului natural, revizuirea și aplicarea legislației în acest domeniu. Astfel a fost elaborată Strategia Europeană pentru Biodiversitate (2011), care preia țintele AICHI stabilite la nivel global în cadrul Convenției pentru Diversitatea Biologică (1992).

În cadrul Strategiei Europene pentru Biodiversitate au fost fixate o serie de ținte și acțiuni pentru a îndeplini obiectivele fixate. Dintre acestea Ținta numărul 2 vizează menținerea și refacerea ecosistemelor la nivel european și a serviciilor pe care acestea le oferă. În vederea atingerii acestei ținte, statele membre trebuie să *carteze și să evalueze starea ecosistemelor*, funcție de tipul de ecosistem, pentru a elabora politici și instrumente care să contribuie la protecția și refacerea ecosistemelor, respectiv să se refacă starea a 15% din ecosistemele degradate la nivel european până la nivelul anului 2020.

Scopul acestui studiu îl reprezintă elaborarea unei metodologii pentru cartarea ecosistemelor lacustre naturale și seminaturale degradate existente la nivelul României și evaluarea modului în care această metodologie se poate aplica la nivel comunitar și global.

Un prim obiectiv l-a reprezentat analiza structurii ecosistemelor lacustre pentru definirea domeniului de analiză, aspecte ce au stat la baza elaborării metodologiei de delimitare spațială a ecosistemelor lacustre. *Al doilea obiectiv* important a fost reprezentat de elaborarea unei metodologii pentru evaluarea stării de degradare a ecosistemelor lacustre și clasificarea acestora în trei categorii funcție de gradul de degradare (lacuri naturale, semidegradate și degradate), având la bază o serie de criterii de evaluare. *Ultimul demers* a fost reprezentat de validarea metodologiei propuse în cadrul studiului prin aplicarea acesteia la nivelul lacurilor selectate ca studii de caz. Această metodologie și rezultatele ce pot fi obținute constituie un element suport în pregătirea cadrului pentru activitățile de restaurare/reabilitare necesare cu precădere în cazul celor lacurilor degradate.

Cadru conceptual

În cadrul Raportului Comisiei Europene intitulat *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* (2016), ecosistemele lacustre sunt incluse spre analiză în categoria ecosistemelor de apă dulce, din care fac parte râurile și lacurile.

Studiul ecosistemelor lacustre și activitatea de cartare a stării lor de degradare presupune definirea unor termeni utilizați:

- *Lac*
 - un corp de apă stătătoare de suprafață (EU, 2000, *Directiva cadru Apă*);
 - corp de apă cu scurgere foarte lentă, cantonat într-o formă negativă de relief care nu are contact direct cu apa mării sau oceanelor (Dodds, 2002).
- *Ecosistem*:
 - un complex dinamic de plante, animale și comunități de microorganisme și mediul lor de viață, care interacționează ca o unitate funcțională. Omul este parte integrantă a ecosistemelor (United Nation, 1992, Convenția pentru Diversitate Biologică; MA, 2005);
 - un complex format din organismele vii (factori biotici) și mediul lor de viață (factori abiotici) (Christopherson, 1997);
- *Evaluarea ecosistemelor* – un proces social prin care rezultatele cercetării științifice privind schimbările ecosistemelor și consecințele asupra managementului acestora sunt instituționalizate, prin integrarea acestora în politici și strategii (UK-NEA, 2015);
- *Starea unui ecosistem* – starea fizică, chimică și biologică a unui ecosistem la un anumit moment din timp, respectiv capacitatea ecosistemului de a oferi servicii ecosistemice la nivelul capacității sale potențiale (MA, 2005);
- *Degradarea unui ecosistem* – o reducere de durată a capacității ecosistemelor de a oferi servicii ecosistemice (MA, 2005);
- *Vectori de schimbare a ecosistemelor* – orice factor de origine naturală sau antropică care cauzează schimbări în funcționalitatea unui ecosistem. Factorii direcți provoacă schimbări ale proceselor ce se produc într-un ecosistem, schimbări ce pot fi măsurate și cuantificate cu un anumit grad de acuratețe. Factorii indirecți influențează nivelul la care factorii direcți pot provoca schimbări, cuantificarea influenței acestora fiind de multe ori extrem de dificilă.

În România, potențialul lacustru este bogat și diversificat din punct de vedere genetic și morfometric, fiind identificate atât lacuri naturale, cât și antropice. Cu toate acestea, lacurile naturale dețin o pondere nesemnificativă din potențialul de apă dulce din țara noastră, aproximativ 1% (Pișota și Zaharia, 2002).

Conform clasificării și descrierii realizate de Pătru et al. (2006) și Gâștescu (1963), în România există următoarele categorii de lacuri:

A. Lacuri naturale, distribuite la nivelul tuturor unităților de relief.

Astfel, în *regiunile montane* din țara noastră se întâlnesc lacuri glaciare, aproximativ 183 de lacuri (Bucura, Zănoaga, Bâlea, Capra etc.), lacuri vulcanice (Sf. Ana), lacuri de baraj natural (Lacul Roșu), lacuri carstice (Vărășoia), lacuri dezvoltate pe depozite de sare (Ocna Șugatag) sau lacuri formate pe polițe structurale (Lacul Vulturilor).

În regiunile deluroase și de podiș, se întâlnesc lacuri dezvoltate pe masive de sare, carsto-saline (Ocna Mari, Praid), lacuri pseudocarstice (Meledic), lacuri formate pe calcar (Zăton), lacuri formate pe gips (Nucșoara), lacuri formate între valuri de alunecare (cu caracter temporar).

Conform aceleiași clasificări, în regiunile de câmpie și de luncă se întâlnesc, ca și categorii, lacurile de luncă (bălți) (Suhăia, Maglavit), limanuri fluviatile (Oltina), lacurile clastocarstice (Ianca), lacurile eoliene (Balta Belia, Dolj) etc.

În zona litorală, se întâlnesc limanuri fluvio- marine (Tașaul) și numeroase lagune (Zmeica, Sinoie).

B. Lacuri artificiale, create de către om în diferite scopuri.

Ca și subtipuri au fost individualizate: iazurile (Drăcșani, Costești- bazinul Jijiei), heleșteele (Cefa), benturile (cu apă permanentă). Cele mai importante sunt lacurile create în interes hidroenergetic (Porțile de Fier, Siriu, Vidraru etc.).

Structura ecosistemelor lacustre

Delimitarea ecosistemelor lacustre presupune activități ample de cercetare bibliografică în domeniul ecologiei lacurilor și limnologiei, punând accent pe rapoartele elaborate la nivelul Comisiei Europene cu privire la cartarea ecosistemelor naturale și seminaturale degradate.

În Raportul Comisiei Europene, *Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: Progress and challenges* (2016), se recomandă ca limita ecosistemului lacustru să corespundă cu sistemul de clasificare a habitatelor EUNICE, nivel 2, în cadrul căruia ecosistemul lacustru este considerat **luciu de apă**.

Lacurile prezintă o mare variabilitate orizontală și verticală, de natură chimică, fizică, biotică, a cărei cunoaștere este vitală pentru înțelegerea funcțiilor ecosistemului lentic.

Dacă anumite tipuri de variații sunt specifice anumitor lacuri, studiile de specialitate au pus în evidență o serie de categorii de organizare spațială a ecosistemelor lacustre care pot fi aplicate la nivelul tuturor lacurilor (Tabelul 4.1).

Tabel 4.1. Sisteme de zonare spațială a ecosistemelor lacustre

Zonare	Variabilitate temporală	Descriere
Orizontal	Stabil	
Zona pelagică		În larg (valoarea iradierii de fund < 1%)
Zona litorală		Lângă mal (valoarea iradierii de fund > 1%)
Vertical	Stabil	
Coloana de apă		Apa extinsă de la suprafața lacului până la fundul său
Sedimente lacustre		Sedimente sub coloana de apă
Zona bentică		Interfața dintre coloana de apă și fundul lacului
Vertical	Seasonal	
Epilimnion (mixed layer)		Strat de densitate de suprafață (cald)
Metalimnion		Strat de densitate de mijloc (de tranziție)
Hipolimnion		Strat de densitate de fund (rece)
Vertical	Dinamic	

Zona eufotică		Porțiuni ale lacului în care pătrunde $\geq 1\%$ lumină
Zona afotică		Porțiuni ale lacului în care pătrunde $< 1\%$ lumină

Sursa: Likens, 2010

Lacurile au o zonare verticală care cuprinde *coloana de apă*, *sedimentele lacustre* și *zona bentică*, care se extinde la interfața dintre sedimentele lacustre și apă (figura 4.1). Coloana de apă se extinde pe orizontală atât în zona pelagică, cât și în cea litorală, fiind împinsă de curenții de apă dinspre zona pelagică înspre cea litorală și invers.

Prin urmare, componentele chimice și fizice (gaze dizolvate, materii fizice în suspensie, materii organice în suspensie etc.) dincoloana de apă de la suprafață (deoarece numai aici sunt activi curenții) sunt supuse unor schimburi continue între zona litorală și pelagică.

Diferențele în compoziția chimică dintre zona litorală și partea de suprafață a zonei pelagice sunt induse doar de anumite procese biologice și doar acolo unde curenții de apă sunt mai slabi ca intensitate. Coloana de apă este deci un element comun zonei litorale și pelagice a ecosistemului lacustru.

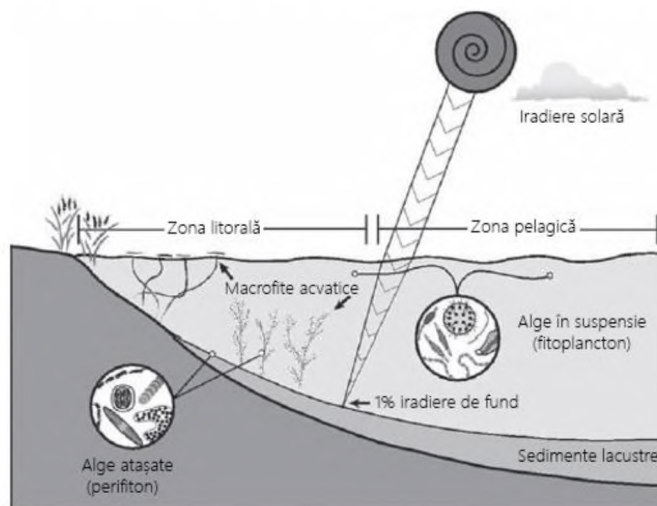


Figura 4.1. Zonele litorale și pelagice ale ecosistemelor lacustre

(Sursa: Likens, 2010)

Nu același lucru se poate spune și despre sedimentele lacustre. Acestea apar în zona pelagică, dar pot lipsi din zona litorală, deoarece curenții de apă tind să deplaseze materialele sedimentare mai fine și să se sedimenteze astfel în porțiunile mai adânci ale lacului, putând chiar lipsi din unele porțiuni ale zonei litorale (figura 4.2).

Zona litorală din cadrul ecosistemului lacustru este reprezentată de zona din imediata apropiere a zonei terestre adiacente și zona pelagică. Este zona unde cel puțin 1% din radiația solară pătrunde în apă și permite dezvoltarea producătorilor primari (alge și macrofite).

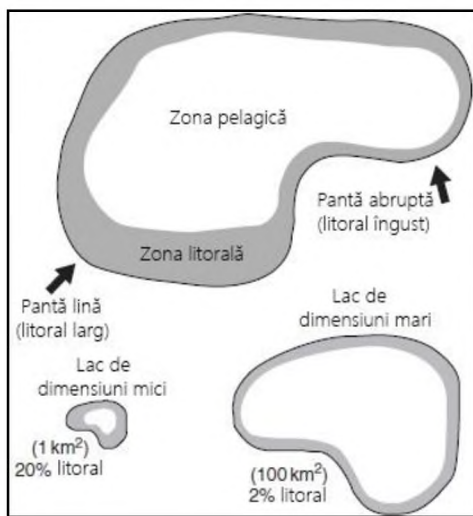


Figura 4.2. Reprezentare în plan a zonelor litorale și pelagice ale ecosistemelor lacustre

(Sursa: Likens, 2010)

Zona litorală a ecosistemului lacustru este extrem de importantă. Astfel, ca zonă de interfață, zona litorală influențează radical mișcarea fluxurilor materiale înspre lac, punându-și amprenta asupra procesele fizice și biologice care au loc în cadrul ecosistemului. De asemenea, zona litorală este în general zona cea mai productivă din ecosistemele lacustre, în special în ceea ce privește nevertebratele și plantele acvatice,

În general, zona litorală a ecosistemelor lacustre este împărțită în *litoralul superior*, *mijlociu și inferior* (figura 4.3). Zona litorală superioară conține și vegetație emergentă, zona mijlocie plante plutitoare, în timp ce zona litorală inferioară conține doar plante submerse.

Sedimentele lacustre susțin existența organismelor eucariote (alge, protozoare, nevertebrate, vertebrate), numai dacă acestea conțin oxigen dizolvat. Dacă stratul de fund al coloanei de apă conține oxigen dizolvat, atunci și interfața dintre acesta și sedimente poate conține oxigen (câțiva milimetri). Sub acest strat de câțiva milimetri cantitatea de oxigen scade de obicei din cauza respirației organismelor microbiale din sedimente, dar nu total, nevertebratele contribuind la menținerea unei anumite cantități de oxigen dizolvat în aceste sedimente (până la 50% din cantitatea stratului superior).

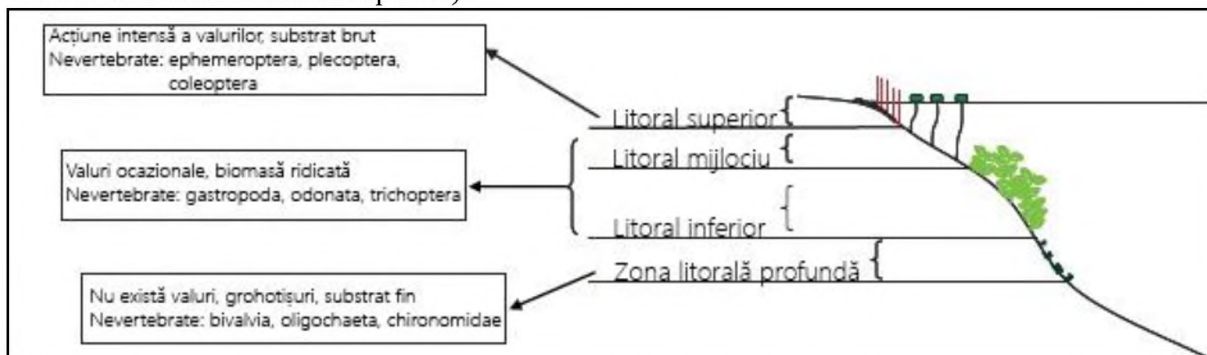


Figura 4.3. Zona litorală a ecosistemelor lacustre

(Sursa: Likens, 2010)

În afara acestui strat subțire de sedimente de la interfața cu coloana de apă, restul, care pot ajunge la o grosime de câțiva metri, sunt anoxice, adică nu conțin oxigen dizolvat și pot susține doar viața unor organisme cu metabolism anaerobic.

Pe măsură ce înaintăm înspre baza stratului de sedimente lacustre și activitatea organismelor anaerobe scade pentru că agenții de oxidare precum nitrații și sulfații scad în concentrație. Prin urmare, rata metabolică microbială scade progresiv o dată cu adâncimea sedimentelor, cele mai adânci fiind aproape inerte din punct de vedere biologic. Interfața dintre coloana de apă și sedimentele lacustre (numită și zona bentică) este extrem de importantă din punctul de vedere al funcționării ecosistemului, în ciuda dimenisunii reduse.

Organismele care trăiesc la suprafața sedimentelor lacustre sau până la adâncimi de până la 20 de centimetri poartă numele de *bentos*. În sedimentele de sub zona pelagică, bentosul nu conține organisme autotrofe, datorită lipsei luminii. Bentosul este bogat în nevertebrate, acolo unde există oxigen, care dau o mare valoare biotică ecosistemului lacustru. Zona bentică se extinde atât în zona pelagică, cât și în cea litorală.

Cât privește stratificarea pe verticală a ecositemului lacustru, datorită diferențelor de temperatură și densitate, ecosistemul lacustru se dezvoltă pe straturi, cu importanță majoră din punct de vedere ecologic (figura 4.4). Grosimea acestor starturi variază și sezonier, în funcție de temperatura aerului. Epilimnionul este stratul de apă care se dezvoltă la suprafața lacului, cu temperatura cea mai ridicată și cel mai puțin dens dintre cele trei straturi. Grosimea sa este influențată de dimensiunea lacului, lacurile mai mari având și un eilimpion de o grosime mai mare. Lacurile de dimenisuni mai reduse au un epilimnion de câțiva metri, în timp ceîn cazul lacurilor mai mari acesta poate ajunge până la 15-20 de metri. Epilimnionul de obicei beneficiază de radiație solară care să favorizeze fotosinteza și se extinde atât în zona pelagică, cât și în cea litorală. Sub epilimnion se dezvoltă un strat de tranziție, denumit metalimnion, putând în unele cazuri să susțină fenomenul de fotosinteză.

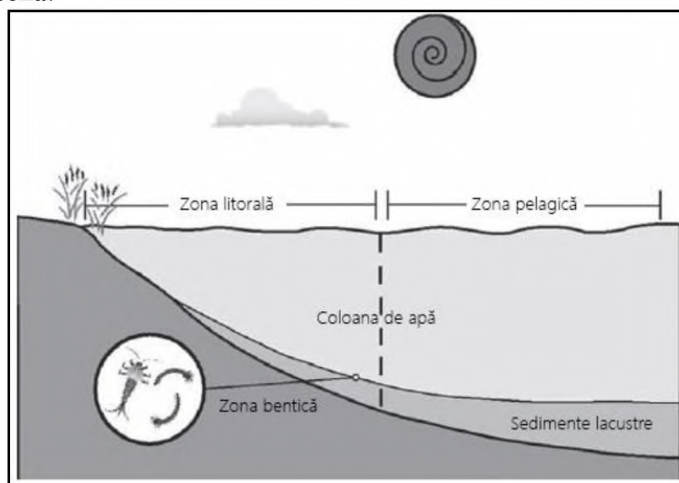


Figura 4.4. Componentele verticale ale ecositemului lacustru: coloana de apă, sedimentele lacustre, zona de interfață (bentică) (Sursa: Likens, 2010)

Grosimea metalimnionului variază extrem de mult, fiind în general de circa 2 m, putând ajunge în unele cazuri și până la 20 de m (figura 4.5). Hipolimnionul sau stratul de fund are un grad de turbulență extrem de redus, nu susține fenomenul de fotosinteză, are o temperatură scăzută și este oarecum izolat de condițiile de suprafață. Lipsa fotosintezei și izolarea față de straturile superioare face ca hipolimnionul să se confrunte cu o pierdere continuă de oxigen, cu efecte negative din punct de vedere ecosistemic, organismele eucariote neputând supraviețui în lipsa oxigenului.

Ecosistemul lacustru mai poate fi clasificat și în zone cu dimensiuni dinamice, respectiv cele *eufotice* și *afotice*. Fenomenul de fotosinteză în coloana de apă a ecosistemului lacustru este dependent de capacitatea de penetrare a radiației solare. O scădere progresivă a radiației conduce la declinul ratei de fotosinteză, la circa 1% din valoarea radiației la suprafață, rata de fotosinteză ajungând la zero.

Astfel, acumularea de biomasă nu este posibilă, organismele fotosintetizatoare murind sau intrând în stare pasivă până reajung din nou la suprafață și se reactivează. Prin urmare, zona lacustră care permite pătrunderea radiației solare în proporție mai mare de 1% este zona eufotică, restul fiind zona afotică. Grosimea zonei afotice depinde de gradul de transparență al apei, care la rândul său depinde de tipul și proporția materiilor în suspensie, de organismele vii etc. Deoarece aceste elemente care determină transparența apei sunt în permanentă schimbare, în intervale reduse de timp, împărțirea ecosistemului lacustru în zona fotică și afotică este considerată dinamică.

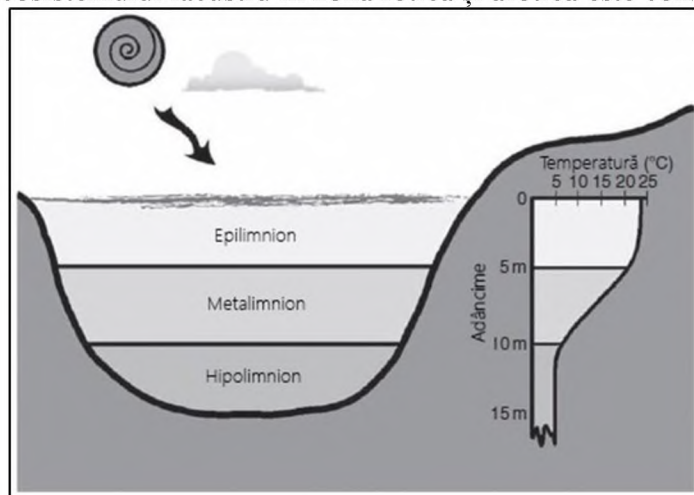


Figura 4.5. Stratificarea pe verticală a ecosistemului lacustru în funcție de temperatură și densitate
(Sursa: Likens, 2010)

Analiza privind *structura ecosistemului lacustru* evidențiază faptul că acest ecosistem are o serie de componente clar delimitate, fiind tratat separat de ecosistemul riparian. Sunt ecosisteme diferite, cu structuri și funcții diverse, care se analizează după criterii individuale.

Ecosistemul riparian face legătura dintre volumul de apă și suprafața terestră. Din cauza proximității fizice cu cursurile de apă, ecosistemele ripariene influențează structura comunităților ecvatice sau terestre înalte și afectează procesele funcționale în corpul de apă. Astfel, ecosistemul riparian se constituie într-un instrument util în restaurarea și managementul râurilor, inclusiv a lacurilor în ceea ce privește reducerea sedimentelor, modificarea temperaturii apei, reducerea

nutrienților. Funcție de aceste aspecte, zona ripariană are lățimi diferite, până la 50 m. Cu toate acestea, *nu este un element utilizat în delimitarea și cartarea ecosistemelor lacustre* sau ecosistemele râurilor (Osborne și Covacic, 1993).

Între cele două ecosisteme există în mod evident interferențe, în sensul că ecosistemul riparian contribuie la diminuarea efectelor negative înregistrate în cazul ecosistemelor lacustre, pe de o parte, dar se constituie și în sursă de degradare a calității ecosistemelor lacustre.

Impactul surselor de degradare asupra ecosistemelor lacustre

Sursele de degradare a ecosistemelor lacustre pot fi atât naturale, cât și antropice. La nivel global, principalele presiuni asupra ecosistemelor lacustre sunt reprezentate de creșterea populației și dezvoltarea economică, degradând aceste ecosisteme în special prin intensificarea agriculturii, dezvoltarea infrastructurii, amploarea defrișărilor etc.

Eutrofizarea

Aceasta reprezintă un proces lent și natural în istoria geologică a unui ecosistem lacustru prin intermediul căruia lacul își reduce volumul ca urmare a umplerii acestuia cu sedimente. Aceasta conduce la o creștere a condițiilor trofice, chiar dacă nu sunt schimbări în încărcătura de nutrienți. În ultima perioadă, procesul de eutrofizare a multor lacuri la nivel mondial s-a intensificat, cercetările punând în evidență o contribuție semnificativă a omului și a activităților acestuia. Există un consens în lumea științifică cu privire la faptul că unul dintre principalele motive ale intensificării eutrofizării ecosistemelor lacustre este aportul crescut de nutrienți, mai ales fosforul. Deversarea de ape uzate, detergenții domestici cu conținut de fosfor, utilizarea intensivă a fertilizanților în agricultură sunt principalele surse de creștere a conținutului de nutrienți în lacuri.

Una dintre cele mai importante consecințe ale eutrofizării lacurilor este dezvoltarea largă a algelor albastre-verzi, care tind să acopere suprafața luciului de apă și care emană mirosuri puternice și modifică trăsăturile organoleptice ale apei. Pe de altă parte, straturile de alge împiedică penetrarea luminii, care determină apoi o scădere drastică a fitoplanctonului. Consumul intens de oxigen din hipolimnion duce la scăderea drastică a conținutului acestuia, cu efecte adverse intense asupra tuturor viețuitoarelor din ecosistem.

Combaterea eutrofizării implică în primul rând un control al poluanților/nutrienților care sunt deversați în lacuri ca efect al activităților umane.

Acidifierea

Reprezintă al doilea fenomen ca importanță care afectează starea ecosistemelor lacustre. În regim normal, apa are un pH de 5.6. Precipitațiile din țările puternic dezvoltate au tot mai frecvent un pH mai acid, de sub 4.7. Principalele surse ale creșterii acidității precipitațiilor le constituie emanațiile de dioxid de sulf și oxizi de azot, eliberați în atmosferă ca urmare a arderii combustibililor fosili. Impactul ploilor acide asupra ecosistemului lacustru depinde de capacitatea de suport a apei și de tipul de sol din bazinul imediat de recepție. Lacurile din zonele calcaroase nu sunt afectate de ploile acide, cele dezvoltate în regiuni granitice fiind în schimb mai vulnerabile.

Efectele acidifierii asupra ecosistemului lacustru sunt determinate în primul rând de alterarea condițiilor de solubilitate, mai ales în cazul metalelor grele, care în condiții de apă mai acidă devin mai solubile (cadmiu, aluminiu, plumb, nichel, zinc) sau dimpotrivă, mai puțin solubile (mercur, vanadiu). Mobilizarea mai intensă a aluminiului conduce și la schimbarea condițiilor de precipitare a fosforului, care conduc ecosistemul lacustru către condiții oligotrofe.

Schimbările climatice

Ecosistemele acvatice în general, inclusiv cele lacustre, sunt afectate și de către schimbările climatice. Ca urmare a dublării emisiilor de dioxid de carbon în atmosferă, conform predicțiilor științifice, condițiile climatice ale Europei în perioada 2070-2100 se vor modifica față de perioada de referință 1960-1990 după cum urmează:

- Temperatura medie anuală va crește cu 3-5⁰C;
- Temperatura medie de iarnă va crește cu 5-10⁰C;
- Creșterea frecvenței evenimentelor climatice extreme.

Efectele acestor schimbări atmosferice asupra stării ecosistemelor lacustre se vor manifesta în primul rând asupra zonării termice sezoniere pe verticală a apei lacurilor, cu influențe asupra întregului ecosistem (Lampert & Sommer, 2007).

Ca și surse antropice, în ultimul timp au devenit foarte importante și activitățile turistice și de recreere, materializate prin activități de pescuit și utilizarea ambarcațiunilor nautice pentru agrement. Tot ca și surse de degradare sunt evidențiate și supraexploatarea resurselor de apă ce afectează direct speciile de plante și animale din cadrul ecosistemului, dezvoltarea speciilor invazive în cadrul ecosistemului lacustru etc.

Sursele naturale de degradare pot fi reprezentate de precipitațiile extreme și inundații, incendiile naturale și eroziunea, care pot duce la creșterea cantității de nutrienți din apă sau creșterea volumului de apă.

Metodologie de delimitare spațială, cartare și de evaluare a stării de degradare a ecosistemelor lacustre

4.5.1. Metodologia de delimitare spațială a ecosistemelor lacustre

Prima etapă în vederea evaluării stării de conservare a ecosistemelor lacustre este reprezentată de stabilirea modului de delimitare spațială a ecosistemelor ce vor fi evaluate. În acest sens, au fost analizate o serie de metode de delimitare, excluzându-se delimitarea prin digitizare. Această metodă este dificil de aplicat, factorii de restrictivitate fiind reprezentați de scara la care se lucrează (nivel național) și timpul redus.

De asemenea, în urma studiilor efectuate, baza de date CORINE 2012 a fost exclusă din cauzasuprafeței minime de reprezentare (25 ha). Suprafața mică de reprezentare a constituit o restrictivitate în ceea ce privește identificarea unui număr foarte mare de lacuri (sub 25 ha).

Analizând aceste restricții, în scopul delimitării spațiale a ecosistemelor lacustre s-a optat pentru utilizarea geometriilor bazei de date *Copernicus Pan-European High Resolution Permanent Water Bodies*. Activitatea Copernicus referitoare la straturile de rezoluție ridicată s-a desfășurat în perioada 2011-2013, acoperind cinci principale categorii de folosință a terenului: păduri, pășuni, zone umede, ape permanente și suprafețe antropizate. Ulterior, acestea au fost separate prin reducerea la straturi binare (prezența sau absența elementului). Produsele rezultate au fost generate cu o rezoluție spațială de 20 m, în sistem de proiecție ecuatorial, echivalent, Lambert, ETRS-89 (bazat pe elipsoidul GRS80).

În mod particular, datele referitoare la ecosistemul lentic delimitează corpurile de apă permanente (lacuri, iazuri, râuri, lagune și estuare), excluzând mările și oceanele, dar și bazinele de deversare a deșeurilor lichide sau bazinele de decantare. Delimitarea acestora s-a făcut folosind imagini de înaltă rezoluție spațială și imagini satelitare sezoniere de rezoluție medie, înregistrate între 2006 și 2012. Analiza inițială a fost realizată pe imagini satelitare IRS-P6/ResourcSat-2, completată cu date înregistrate de programele SPOT 4 și 5. Ulterior, delimitările au fost îmbunătățite folosind achizițiile RapidEye și ca ultimă etapă, folosind imagini IRS, SPOT și Landsat ETM+. Clasificarea s-a realizat prin analiză la nivel de pixel. Depășirea pragului de 90% din suprafața de 20m x 20m, a asociat pixelul analizat clasei "apă".

Datele preluate din programul Copernicus presupun efectuarea unui control supervizat, eșantionat, privind rezoluția spațială și calitatea de delimitare, cât și a unui control prin compararea cu valori de referință determinate individual.

Pentru realizarea setului de date de referință, s-au folosit înregistrări satelitare din programul Landsat 8 OLI/THIRS. Rezoluția spațială ridicată (30m pe benzile 1-7 și 9, 15m pe banda 8 Pancromatică și 100m pentru benzile 10-11) permite obținerea de rezultate cu un grad ridicat de calitate (tabelul 4.2). Benzile dedicate noilor senzori, OLI și THIRS, aduc un plus de calitate în postprocesarea referitoare la analiza corpurilor de apă. Ambii senzori au suferit îmbunătățiri cu privire la raportul SNR (signal to noise), cât și la rezoluția radiometrică, cuantificată la un interval de 12 biti, echivalentul a 4096 nuanțe per interval spectral. Produsul final este livrat în format 16 biti sau 55000 niveluri de culoare.

Tabel 4.2. Descrierea benzilor Landsat 8

Nume bandă	Interval spectral (μm)	Rezoluție spațială (m)
Banda 1 Costieră	0.43 – 0.45	30
Banda 2 Albastru	0.45 – 0.51	30
Banda 3 Verde	0.53 – 0.59	30
Banda 4 Roșu	0.64 – 0.67	30
Banda 5 Infraroșu Apropiat	0.85 – 0.88	30
Banda 6 Infraroșu de undă scurtă 1	1.57 – 1.65	30
Banda 7 Infraroșu de undă scurtă 2	2.11 – 2.29	30
Banda 8 Pancromatic	0.50 – 0.68	15

Banda 9 Cirrus	1.36 – 1.38	30
Banda 10 Infraroșu termal 1	10.6 – 11.19	100
Banda 11 Infraroșu termal 2	11.5 – 12.51	100

Metoda folosită pentru delimitarea corpurilor permanente de apă este diferită de cea folosită în programul Copernicus, pentru a putea fi folosită ca referință. Metodele de determinare a diferențelor dintre corpurile de apă și uscat sunt numeroase. Dintre acestea, literatura de specialitate evidențiază *Normalized Difference Water Index (NDWI)* și *Tasseled Cap (TCW)*.

Normalized Difference Water Index (NDWI) este un indice folosit în monitorizarea schimbărilor ce au loc în regiunile acoperite cu apă folosind benzile verde și infraroșu apropiat (McFeeters, 1996). Semnătura spectrală a apei este evidențiată prin contrastarea reflectanței înregistrată în benzi diferite și eliminarea unei porțiuni semnificative din zgomot (Gao, 1996). Efectul este determinat de scăderea reflectanței apei, odată cu creșterea lungimii de undă. În intervalul spectral al NIR (tabelul 2), apa prezintă o puternică absorbție (figura 4.6).

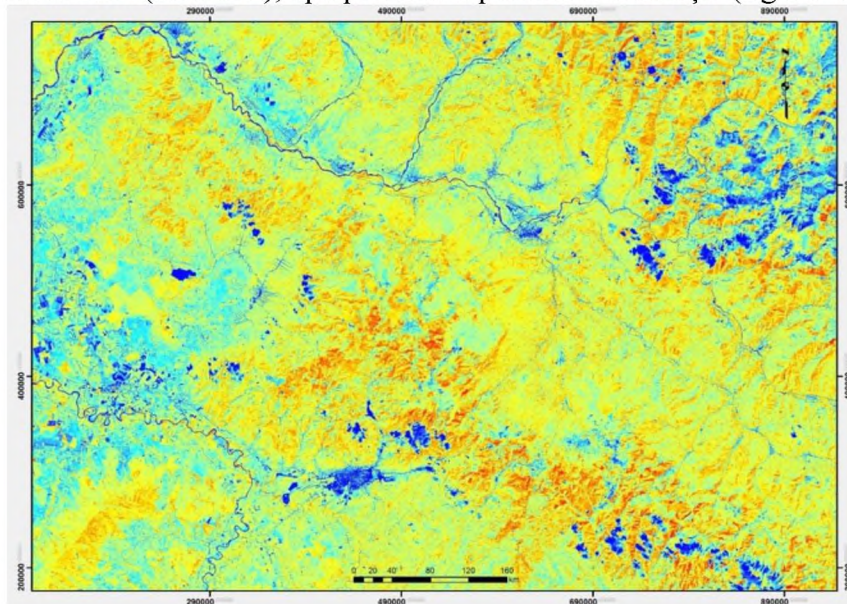


Figura 4.6. Indicatorul NDWI

Așa cum se poate observa, dezavantajul indicelui este sensibilitatea la conținutul de apă. Seceta poate afecta valorile indicatorului. De asemenea, prezența norilor este o problemă importantă, aceștia fiind confundați cu corpurile de apă.

Tasseled Cap (TCW) transformă datele inițiale în trei indicatori individuali, numiți *greenness*, *brightness* și *wetness*. Componenta *wetness* asigură rezultate bune în delimitările corpurilor de apă, și râurile putând fi extrase integral, nu ca și corpurile de apă individuale, cum rezultă din folosirea indicatorului *NDWI*. Dezavantajul acestui indicator este însă incapacitatea de a distinge între umbre și zonele umede (figura 4.7).

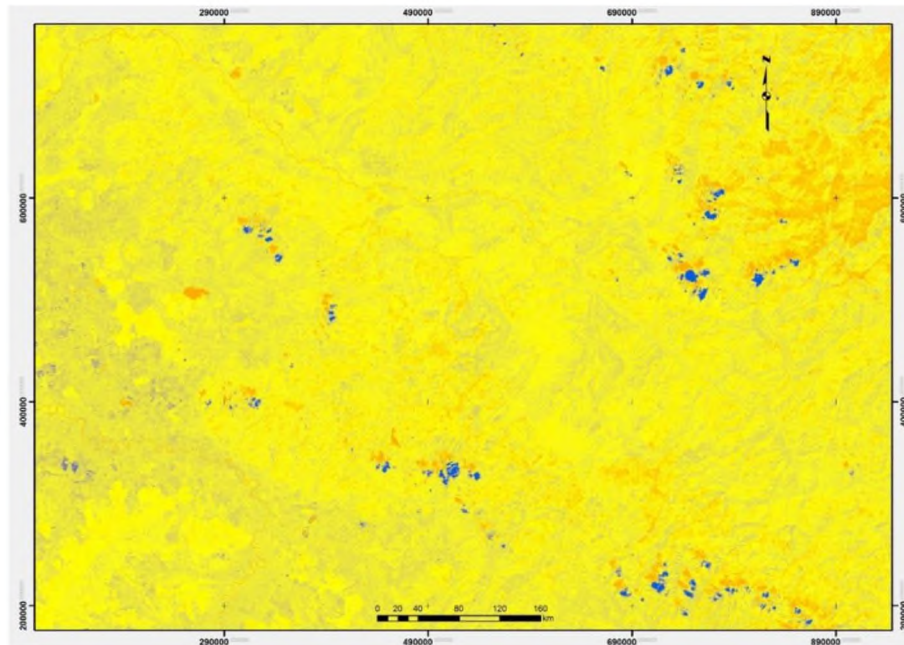


Figura 4.7. Indicatorul TCW

Metoda folosită în acest studiu este derivată din cea propusă de Bangyu (2016). Aspectul modular, bazat pe mulți indicatori, ține cont de avantajele fiecărei metode, anulând reciproc dezavantajele. Pentru delimitarea corpurilor de apă, s-a recurs la patru etape.

Inițial s-a realizat un compozit din setul de benzi specifice Landsat 8, care să evidențieze caracteristicile apei în dezavantajul altor clase. Folosirea benzilor 5, 6 și 4 ca substitut pentru benzile roșu, verde și albastru, ce formează o imagine în colorit normal, a fost versiunea aleasă.

- Banda 5 înregistrează în spectrul ideal identificării apei, deoarece aceasta prezintă un grad ridicat de absorbție în acest interval;
- Banda 6, este sensibilă la turbiditate și conținut de apă, reducând totodată diferența dintre zonele urbane și zonele agricole, facilitând separarea ulterioară în clase;
- Banda 4, este sensibilă la conținutul ridicat de clorofilă și la medii cu un ridicat conținut de apă. Dezavantajul său este deci incapacitatea de a diferenția vegetația de apă, ambele fiind înregistrate în tonuri închise.

Această combinație între infraroșu apropiat, infraroșu de undă scurtă și roșu oferă o definiție mai clară a limitei dintre apă și sol și scoate în evidență detalii imposibil de sesizat în spectrul vizibil. Utilizarea de două benzi infraroșu crește precizia de identificare a corpurilor de apă. Cu această combinație de benzi, vegetația capătă nuanțe de maro, kaki și portocaliu. Solul necoperit este de asemenea evidențiat în aceleași culori, cu nuanțe ce se închid odată cu creșterea conținutului de apă. Corpurile de apă, datorită absorbției crescute în intervalul infraroșu, capătă nuanțe negru și bleumarin, în funcție de adâncime și de limpezime (figura 4.8).

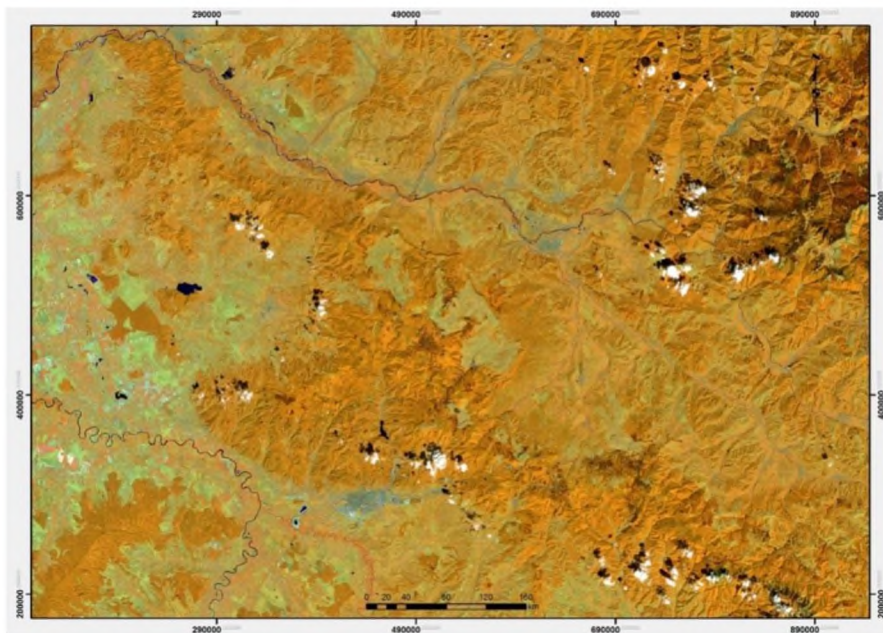


Figura 4.8. Compozit RGB/564

Următoarea etapă este clasificarea nesupervizată pentru o extragere inițială a corpurilor de apă dintre celelalte clase. Metoda folosită a fost *Iso Cluster*, din cadrul *ArcGIS*. Acest algoritm de clasificare nesupervizată folosește iterații optimizate pentru gruparea pixelilor vecini pe baza minimului distanței euclidiene dintr-o clasă definită și un pixel neclasificat (figura 4.9).

Rezultatul astfel obținut este reclasificat, eliminând astfel clasele nefavorabile și reținând clasele ce definesc apa (figura 4.10 a). Acest nou produs rasterial este folosit apoi ca și mască pentru o reclasificare, de această dată supervizată. În cazul de față, s-a folosit metoda *Maximum Likelihood*. Algoritmul ia în considerare atât varianța, cât și covarianța fiecărei clase atunci când asociază un pixel. Pentru aceasta, are nevoie de semnăturile spectrale ale claselor urmărite. În acest scop, s-au folosit uneltele tool-ului *Image Classification* din *ArcGIS*.

Această etapă are drept scop diferențierea între apă și nori, respectiv umbra acestora. Accentul s-a pus pe determinarea de regiuni de interes din zonele acoperite de apă sau umbrite de nori. Pe baza acestora, s-au calculat semnăturile spectrale folosite în algoritmul *Maximum Likelihood*. Rezultatul este binarizat, reținând valori doar pentru pixeli ce reprezintă prezența apei. Funcția folosită este *Raster to Float* din cadrul *Conversion*.

Următoarea etapă este calculul indicelui *NDWI*, utilizând formula:

$$(B3 - B5)/(B3 + B5)$$

Rezultatul este reclasificat, păstrându-se numai valorile ce definesc apa, ce sunt apoi binarizate ca și în cazul determinării anterioare (figura 4.10 b).

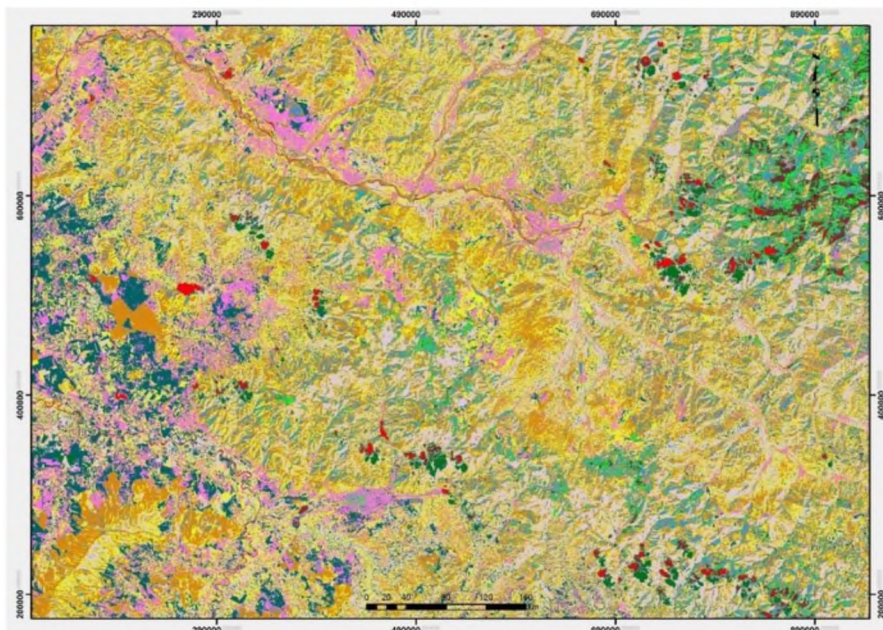


Figura 4.9. Iso Cluster

Penultima etapă este calculul indicelui *TCW*. Neexistând acest tip de analiză în cadrul uneltelor *ArcGIS*, s-a recurs la dezvoltarea unui algoritm *Python* de calcul al său. Analiza utilizează o combinație liniară între benzile 2 – 7 ale Landsat 8, folosind formula:

$$\text{Index} = (c_2 * B_2) + (c_3 * B_3) + (c_4 * B_4) + (c_5 * B_5) + (c_6 * B_6) + (c_7 * B_7)$$

unde **c** sunt coeficienții *brightness*, *greenness*, *wetness* și **B** sunt benzile Landsat 8 (Muhammad, 2014). Valorile coeficienților sunt preluați din literatura de specialitate (tabelul 4.3).

Calculul s-a realizat folosind *Raster Calculator* și rezultatele s-au însumat folosind *Raster Math > Plus*.

Tabel 4.3. Coeficienții TCW

Index	Banda 2	Banda 3	Banda 4	Banda 5	Banda 6	Banda 7
<i>Brightness</i>	0.3029	0.2786	0.4733	0.5599	0.508	0.1872
<i>Greenness</i>	-0.2941	-0.243	-0.5424	0.7276	0.0713	-0.1608
<i>Wetness</i>	0.1511	0.1973	0.3283	0.3407	-0.7117	-0.4559

Rasterul TCW a fost reclasificat și binarizat ca și rezultatele celorlalte două clasificări (figura 4.10 c).

Analizând figura 4.10 a,b,c și figura 4.11, se poate observa diferențele dintre indicatorii testați, cu toate că scopul lor a fost același, respectiv delimitarea apelor de suprafață.

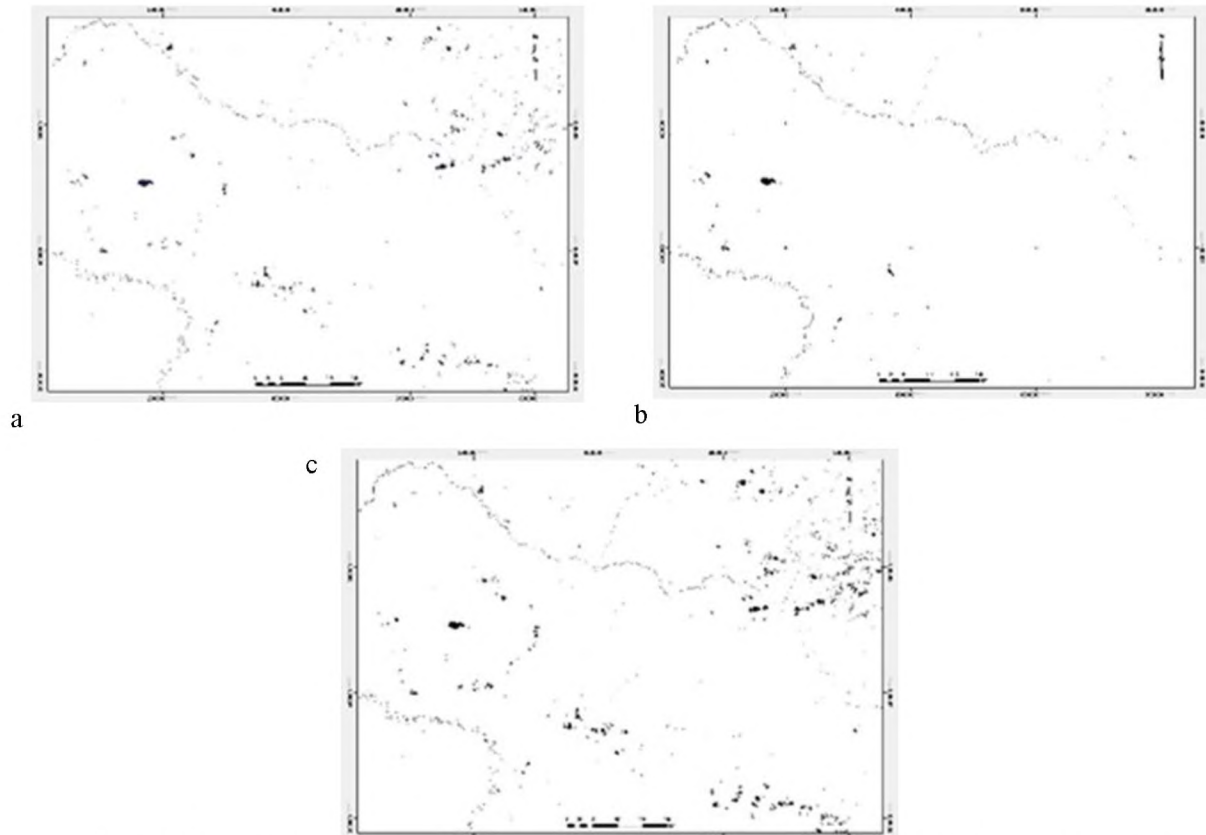


Figura 4.10. Iso Cluster reclassificat (a); NDWI reclassificat (b); TCW reclassificat (c)

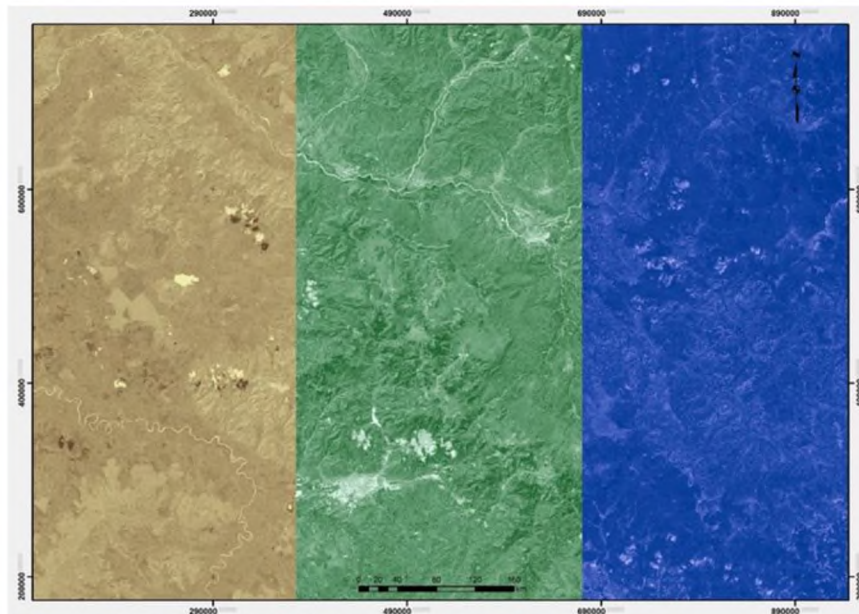


Figura 4.11. Brightness, Greenness, Wetness

Ca ultimă etapă, s-a realizat un calcul rasterial ce a ținut cont de avantajele și dezavantajele celor trei metode folosite. Prin reuniunea (*Mosaic to New Raster*) dintre *TCW* reclassificat și *NDWI*

reclasificat, se obțin toate corpurile de apă, clar delimitate, cu dezavantajul confundării acestora cu umbrele și norii din imaginea satelitară. Însă, aplicând ulterior o intersecție între rezultatul reuniunii și imaginea binară a clasificării *Maximum Likelihood*, se extrag numai acele corpuri de apă care se suprapun cu determinarea supervizată ce identifică clar limita dintre apă și umbră. Astfel se obține un rezultat caracterizat de rezoluția spațială a *TCW*, sensibilitatea în spectrul infraroșu (deci implicit la umiditate) a *NDWI* și delimitarea supervizată a *Maximum Likelihood* (figura 4.12).

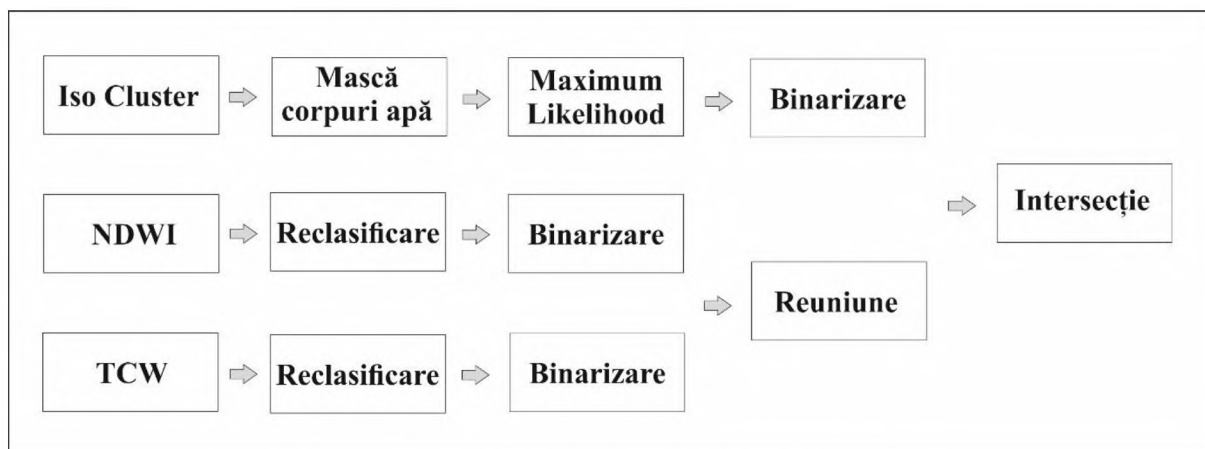


Figura 4.12. Schema logică ML & NDWI & TCW

Rasterul obținut este transformat în poligoane via *Raster to Polygon* și este comparat one to one cu baza de date Copernicus (figura 4.13).

Astfel se poate observa echivalența ca și număr de geometrii între determinări și o rezoluție spațială chiar mai bună a produselor Copernicus, cel puțin în ceea ce privește lacurile. Astfel, acest set de date a fost validat spre a fi folosit în etapa de analiză GIS a stării de degradare a ecosistemelor lacustre.

Rezultatul se validează prin compararea cu mozaicuri RGB folosind ca substitut benzile 5, 4, 3 pentru un maxim de diferențiere vegetație/apă și benzile 5, 6 și 4 pentru diferențiere apă/pământ.

Zonele ce la final au rămas ca definind corpuri de apă în urma procesării prezentate au fost apoi suprapuse cu poligoanele din baza de date Copernicus. Corespondența dintre acestea a definit regiunile de analiză. Lacurile care figurau în baza de date Copernicus dar nu au putut fi identificate și prin metodele propuse în proiect au fost marcate în fișierul “Obs” cu indicativul “T-”. Acestea au fost ulterior supuse unor controale suplimentare cu scopul validării prezenței lor în teren sau eliminării ca și outlier-i.

Motivul imposibilității identificării unora dintre ele a fost prezența norilor în înregistrările satelitare utilizate. Astfel, s-a recurs la înregistrarea procentului de acoperire cu nori pentru fiecare dintre lacurile bazei de date deja existente. Pentru această analiză s-a recurs la utilizarea benzii QA a Landsat 8. Banda de evaluare a calității pre-colectare Landsat 8 (QA) este o completare importantă a fișierelor de date Landsat 8. Fiecare pixel din banda QA conține numere întregi care

reprezintă combinații de suprafețe, date atmosferice și de senzori care pot afecta utilitatea generală a unui pixel dat.

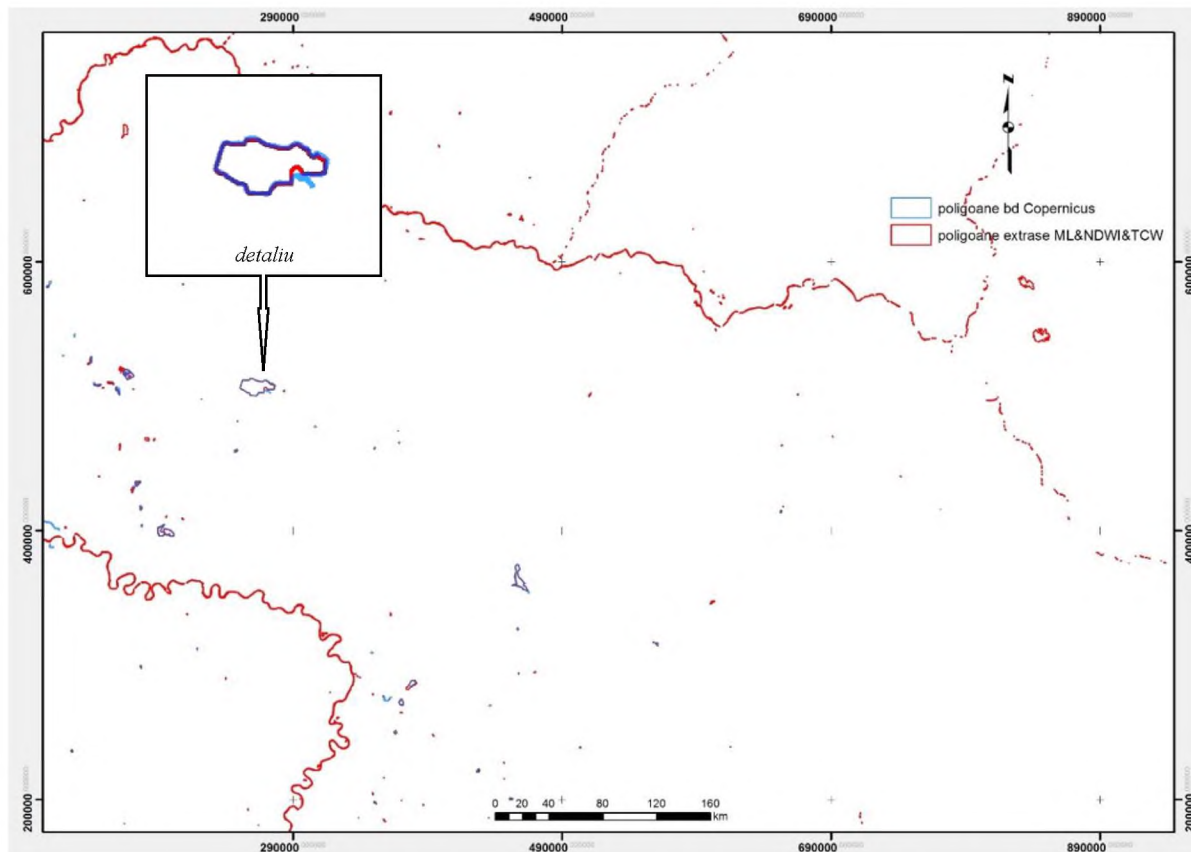


Figura 4.13. Delimitare Copernicus vs. ML & NDWI & TCW

Informațiile sunt redade în șiruri binare, fiecare dintre biți reprezentând o condiție care poate afecta calculul unei valori fizice. Bitul 0 poate fi utilizat pentru a identifica valorile de umplere, bitul 1 poate fi folosit pentru a identifica un nor, bitul 2 poate fi folosit pentru a indica apa, iar bitul 3 poate fi utilizat pentru identificarea zăpezii. Dacă această condiție este adevărată, bitul este setat la "1" și "0" dacă este fals.

Biții QA au permis îmbunătățirea calității cercetărilor prin indicarea pixelilor care ar putea fi afectați de artefacte atmosferice. De asemenea, această mască definește într-o oarecare măsură și calitatea determinării indicatorului NDVI, care calculat pe pixeli ce conțin nori va afișa valori anormale. Pixelii influențați de nori vor avea valorile NDVI mai mici. O consecință mai gravă ar fi raportarea incirectă a absenței vegetației, ceea ce ar putea influența aplicarea de politici sau practici de gestionare a lacurilor.

Structura binară poate fi tradusă după cum urmează:

- Pentru biții singulari (0, 1 și 4), informația este înregistrată astfel:

0 = condiție analizată nu există

1 = condiția analizată există

- Biții de saturație radiometrici (2-3), citiți de la stânga la dreapta, ilustrează câte benzi conțin saturație:

- 00 - Nici o bandă nu conține saturație
- 01 - 1-2 benzi conțin saturație
- 10 - 3-4 benzi conțin saturație
- 11 - 5 sau mai multe benzi conțin saturație

- Biții rămași (5-6, 7-8, 9-10, 11-12) citiți de la stânga la dreapta reprezintă nivelurile de încredere că există o condiție:

- 00 = "Nu este determinat" = Algoritmul nu a putut determina existența condiției;
- 01 = "Nu" = Algoritmul nu dus la obținerea de rezultate de încredere privind existența condiției (încredere de la 0 la 33 la sută);
- 10 = "Poate" = Algoritmul a generat rezultate cu un grad de încredere mediu privind existența condiției (încredere de 34-66%);
- 11 = "Da" = Rezultatele algoritmului în ceea ce privește existența condiției analizate sunt de încredere (încredere de 67-100%).

Valorile pixelilor din fișierul QA au fost transformați folosind Landsat Quality Assessment (QA) Tool. (figura 4.14)

USGS a dezvoltat acest instrument pentru a simplifica interpretarea informațiilor din banda QA, pornind de la Toolboxul Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Land Data Operational Product Evaluation (LDOPE).

```

c:\Landsat_QA_Tools>unpack_oli_qa --ifile=LC80340322013132LGN01_BQA.tif --ofile=LC80340322013132LGN01 --all
Unpack of OLI QA band started ...
OLI QA input file: LC80340322013132LGN01_BQA.tif
Unpacked QA output file basename: LC80340322013132LGN01
Process      Description
-----
x           Fill
x           Dropped frame
x           Terrain occlusion
n           Water confidence
n           Cloud shadow
n           Vegetation confidence
n           Snow/ice confidence
n           Cirrus confidence
n           Cloud confidence

Unpack of OLI QA band complete!
c:\Landsat_QA_Tools>

```

Figura 14.Landsat QA Tool

Folosind rezultatele generate, s-a creat un mozaic nou din care s-a extras procentul de acoperire cu nori ai fiecărui lac din baza de date. Valorile au fost salvate în fieldul "Obs" din tabelul de attribute al bazei de date, sub forma "N^{XXX%}", unde ^{XXX} este procentul de acoperire, rotunjit la două zecimale. Lipsa acestei înregistrări echivalează cu absența norilor în imaginea folosită.

Metodologia de evaluare a stării de degradare a ecosistemelor lacustre

Metodologia de evaluare a stării de degradare a ecosistemelor lacustre prin mijloace GIS

Metoda propusă pentru evaluarea stării de degradare a ecosistemelor lacustre din România este derivată din *trei indici* pe care literatura de specialitate îi recomandă în acest scop și care au fost aplicați/ pot fi aplicați indiferent de contextul hidrogeologic, pornind de la caracteristicile bazinelor hidrografice și categoriile de folosință a terenurilor.

Indicii utilizați în analiză sunt:

- **PPL** (Potential Pollutant Load) (Romanelli, 2013);
- **WRASTIC** (Wastewater – Recreational – Agricultural – Size – Transportations – Industrial – Cover – Pollutant Load) (Mirzaei, 2016);
- **LV** (Lake Vulnerability) (Romanelli, 2013).

Elementele specifice primilor doi indicatori s-au calculat pe baza informațiilor referitoare la categoriile de folosință întâlnite pe suprafața bazinelor hidrografice, considerând faptul că fiecare tip de folosință poate fi asociat cu un potențial de degradare specific. În acest sens, combinarea celor doi indicatori urmărește să ilustreze influența folosințelor care produc, folosesc sau depozitează contaminanți.

Combinarea datelor morfologice (pantă și expoziție) și a celor pedologice, ca și factori relevanți în drenarea apelor poluate către punctul de acumulare reprezentat de lac, definesc cel de-al treilea indicator. A rezultat astfel un indice nou, denumit **WRASTIC-HI**, schema logică a procedurii fiind ilustrată în figura 4.15.

WRASTIC-HI reprezintă acronimul pentru **Wastewater – Recreation – Agriculture – Size – Transportation – Industry – Cover – Pollutant Load**, detaliat însemnând: *Wastewater discharge* (W) sau deversarea apelor uzate rezultate din activitatea antropică pe teritoriul bazinelor hidrografice, *Recreational land use impacts* (R) sau impactul activităților recreaționale, *Agricultural land use impacts* (A) sau impactul activităților agricole, *Size of watershed* (S) sau dimensiunea bazinelor hidrografice ce alimentează lacul, *Transportation avenues* (T) sau căi de transport, *Industrial land use impacts* (I) sau impactul activităților industriale, *The amount of vegetative ground Cover* (C) sau procentul de acoperire cu vegetație, *Hazard Index* (HI) sau indice de risc, în cadrul căruia avem *Permeability* (P) sau permeabilitatea solului, *Exposition* (E) sau expoziția versanților și *Slope* (S) sau panta.

Majoritatea sunt indicatori specifici **WRASTIC**, dar prin metodologia de față se propune modificarea și completarea lor cu valori și clase preluate din indicele **PPL** (*Potential Pollutant Load*), precum gradul de conservare a naturii în zona ecosistemului lacustru (*Nature Conservation*).

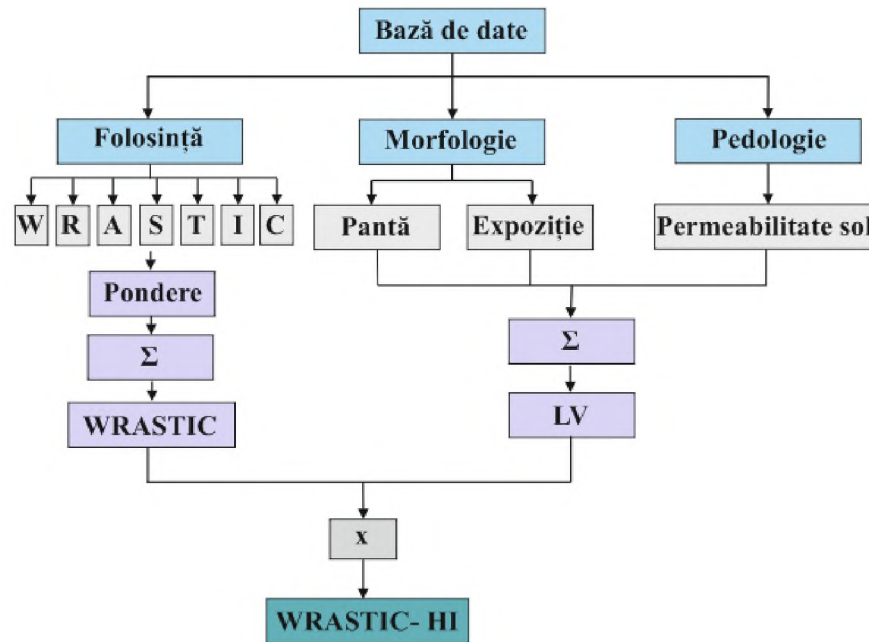


Figura 4.15. Schema Logică e indicatorului WRASTIC-HI

Ecuția pentru calculul *WRASTIC-HI* este:

$$WRASTIC-HI = (W_n \times W_p + R_n \times R_p + A_n \times A_p + S_n \times S_p + T_n \times T_p + I_n \times I_p + C_n \times C_p) \times (S_n + E_n + P_n)$$

unde n este nota fiecărui factor analizat, p este ponderea, iar W, R, A, S, T, I, C reprezintă *criteriile* propuse spre analiză, P reprezintă panta terenului, E expoziția și S permeabilitatea solului.

Criteriile utilizate în vederea clasificării ecosistemelor lacustre pe clase de degradare, respectiv datele de intrare în vederea calculării valorii indicilor și ponderea acestora sunt prezentate în tabelul 4.4 și tabelul 4.5.

Tabel 4.4. Criterii utilizate în calculul indicelui WRASTIC

Categorie de folosință	Subcategorie	Interval	Notă	Pondere
Ape Uzate(W)	Nuclee de agregare	Natural Breaks (ArcGIS)	1 – 4	3
	Stații de epurare	Procesare primară	3	
		Procesare secundară	2	
		Procesare terțiară	1	
Activități recreaționale (R)	Sporturi acvatice	Motorizate	5	
		Nemotorizate	4	

	Acces	Auto	3	3
		Pedestru	2	
		Interzis	1	
	Infrastructură turistică	Prezentă pe o rază de 50 m	4	
		Absentă pe o rază de 50 m	0	
Activități agricole (A)	Irigare permanentă	<10%	1	3
		10% - 25%	2	
		25% - 50%	3	
		50% - 75%	4	
		75% - 100%	5	
	Suprafață utilizată agricol în cadrul bazinului de recepție	<20%	1	5
		20% - 40%	2	
		>30%	3	
	Suprafața bazinului hidrografic (S)	N/A	<38.85 km ²	1
38.85 km ² - 155.39 km ²			2	
155.39 km ² - 388.47 km ²			3	
388.47 km ² - 1942.35 km ²			4	
>1942.35 km ²			5	
Căi de transport (T)	Căi ferate	Magistrale	4	1
		Turistice sau cu ecartament îngust	1	
	Drumuri	Autostrăzi sau șosele ocolitoare	5	
		Drumuri naționale	4	
		Drumuri județene sau locale	3	
		Drumuri de pământ	1	
		Nicio cale de transport	0	
Activități industriale (I)	Activități industriale	Prezente	3	4
		Absente	0	

	Activități de exploatare	Mine, cariere sau halde	5	
		Perimetre de exploatare	1	
		Nicio activitate de exploatare	0	
Procentul de acoperire cu vegetație (C)	N/A	<5%	5	1
		5% - 20%	4	
		20% - 35%	3	
		35% - 50%	2	
		>50%	1	

Tabel 4.5. Criterii utilizate în calculul indicelui LV

Parametru	Interval	Notă
Panta terenului	< a 25-a parte din frecvența totală	1
	> a 25-a, < a 50-a parte din frecvența totală	3
	> a 50-a, < a 75-a parte din frecvența totală	4
	> a 75-a parte din frecvența totală	5
Expoziția pantelor	Expoziția favorizează acumularea de poluanți	5
	Expoziția nu afectează semnificativ acumularea de poluanți	3
	Expoziția nu favorizează acumularea de poluanți	1
Permeabilitatea solului	Sol argilos (textură fină, permeabilitate scăzută)	5
	Sol nisipos (textură nisipoasă, permeabilitate medie)	3
	Pietriș (textură grosieră, permeabilitate crescută)	1

Însumarea indicilor *WRASTIC* permite aplicarea de ponderi individuale, iar multiplicarea ulterioară cu valoarea LPHI este echivalentul unei ponderi ulterioare și funcționează ca atribuire bazată pe factorii morfo-pedologici.

Procesul de stabilire a gradului de degradare presupune câteva analize intermediare, respectiv obținerea de date specifice (tabelul 4.6). Toate analizele și calculele au fost realizate cu ajutorul programului ArcGIS. Datele au fost reproiectate în sistem de proiecție planimetric Stereografic 1970. Ulterior, acestea au fost folosite pentru realizarea unor hărți tematice necesare determinării claselor de degradare. Rezoluția spațială a rasterelor folosite în analizele finale a fost cel puțin echivalentă cu cea a datelor CLC 2012, nivel 3.

Tabel 4.6. Surse de date

Sursă	Date (Tip)	Descriere	Utilizare
Copernicus Land Monitoring Service	Corine Land Cover v.2012 (Poligon)	S-a folosit o acoperire dublă a imaginilor satelitare. Cartografierea s-a realizat prin tehnologia de Foto-Interpretarea asistată de calculator. Acoperire: țările EEA39.	Indicele WRASTIC
Copernicus Pan-European High Resolution Data	Permanent Water Bodies v.2012 (Poligon)	Datele oferă categoriile de folosință de înaltă rezoluție. Delimitarea corpurilor de apă s-a realizat ca și produs binar (prezență sau absență) și include corpurile de apă permanente delimitate cu o rezoluție spațială de 20m.	Delimitare lacuri
European Environmental Agency	EU-DEM (DEM)	EU-DEM este un produs hibrid, rezoluție 1 grad, bazat pe SRTM și ASTER GDEM, combinate ponderat. Sistemul de referință original este ETRS89. Tile-urile au fost agregate în secțiuni de 5°x5°, reprojecțate în sistem ETRS-LAEA.	Indicele HI
European Environmental Agency	Surse majore de poluare (vector)	Sursele majore de poluare sunt preluate din Registrul European al Poluanților Emiși și Transferați (<i>European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR)</i>), care conține rapoartări a peste 30000 de facilități cu potențial poluator ridicat ce acoperă 65 de activități economice din cadrul țărilor UE, alături de Islanda, Liechtenstein, Norvegia, Serbia și Elveția	Indicele WRASTIC
Open Street Map	OSM dataset (Poligon)	Datele sunt obținute prin analize sistematice ale terenului și introduse în baza de date OSM. Disponibilitatea datelor satelitare și a imaginilor fotogrametrice a dus la o importantă creștere a nivelului de automatizare.	Indicele WRASTIC
Agenția Națională pentru Resurse Minerale	Perimetrele de exploatare (Raster)	Harta a fost realizată sub egida ANRM, ca urmare a încheierii acordurilor de explorare, dezvoltare a resurselor naturale situate în orice tip de colector.	Indicele WRASTIC
Ministerul Mediului	Limite SAC, SCI & SPA (Poligon)	Delimitarea Ariilor Speciale de Conservare (Directiva Habitate) și Ariile de Protecție Specială Avifaunistică (Directiva Păsări), parte a rețelei Natura2000.	Indicele WRASTIC
European Soil Data Center	TSGD Eurasia (Poligon)	Datele au fost realizate spre folosința agențiilor Land Resource Management (Institute for Environment & Sustainability) din cadrul Joint Research Center al CE, dezvoltate în colaborare cu European Soil Bureau Network.	Indicele HI

European Environment Agency	Urban Waste Water Treatment, Agglomeration – overall compliance (Punct)	Informații referitoare la implementarea Directivei EU 27- Urban Waste Water Treatment (UWWTD): localizarea stațiilor de epurare, conformitatea lor cu directiva UWWTD și tipul de procesare al apei, gradul de procesare în raport cu gradul de generare al apelor uzate.	Indicele WRASTIC
Agenția Națională de Cadastru și Publicitate Imobiliară	Administrative Boundry st Order (Poligon)	Date referitoare la limitele UAT de pe teritoriul României	Delimitare lacuri
United States Geological Survey	Landsat 8 (Raster)	Date cu o rezoluție de la 15 la 100 metri pentru toată suprafața terestră. Landsat 8 operează în spectru vizibil, infraroșu, infraroșu apropiat și infraroșu termal. Sateliții programului înregistrează un număr mai mare de scene pe zi, comparativ cu Landsat 7.	Validare rezultate și control

Pentru calculul indicatorilor prezentați, s-a folosit programul *ArcGIS* și limbajul de programare *Python*. Metoda prezentată propune automatizarea calculului tuturor factorilor și generarea unui indice de degradare în mod independent.

Fiind necesară utilizarea mai multor tool-uri specifice *ArcGIS*, s-a apelat la *ModelBuilder* ca și mediu de programare vizuală. Acesta permite realizarea și modificarea proceselor și fluxurilor de lucru prin intervenția asupra diagramelor de unelte de geoprocetare (figura 4.16).

Rezultatul este o structură iterativă de operații grupate în *ArcToolbox*, similar oricărui alt tool, având o interfață orientată spre utilizator. Datele ce vor fi folosite de către această unealtă vor fi stocate într-o bază de date tip *.gdb*. Aceasta este o colecție de fișiere tip vectorial și raster care ulterior pot fi interogate sau modificate.

Pentru calculul *WRASTIC-HI*, s-a pornit de la calculul indicilor morfo-pedologici.

Calculul **expoziției** s-a realizat folosind funcția *Aspect*. Aceasta identifică orientarea pantei ca și maxim în schimbarea valorii pixelilor vecini. Regiunea pentru care se realizează acest calcul este generată iterativ în funcție de ID-ul lacului în baza de date. Limita extinderii zonei de analiză este definită de un buffer a cărui valoare este introdusă de utilizator. Sectorul de model numeric astfel obținut (figura 4.17) este corectat de erori folosind funcția *Fill*, înainte ca în baza acesteia să fie calculată expoziția. Rezultatul este un nou set rasterial, cu valori între 0 și 180.

Pentru a evidenția modul în care expoziția afectează gradul de degradare a lacului, rezultatul funcției *Aspect* este segmentat în opt regiuni, aferente punctelor cardinale (N, S, E, V, NE, NV, SE, SV). Segmentarea s-a făcut după limitele poligoanelor *Thiessen* calculate față de colțurile și medianele *Extentului* lacului. Având regiunile cardinale, rasterul *Aspect* a fost reclasificat, astfel încât să reflecte aceleași orientări..

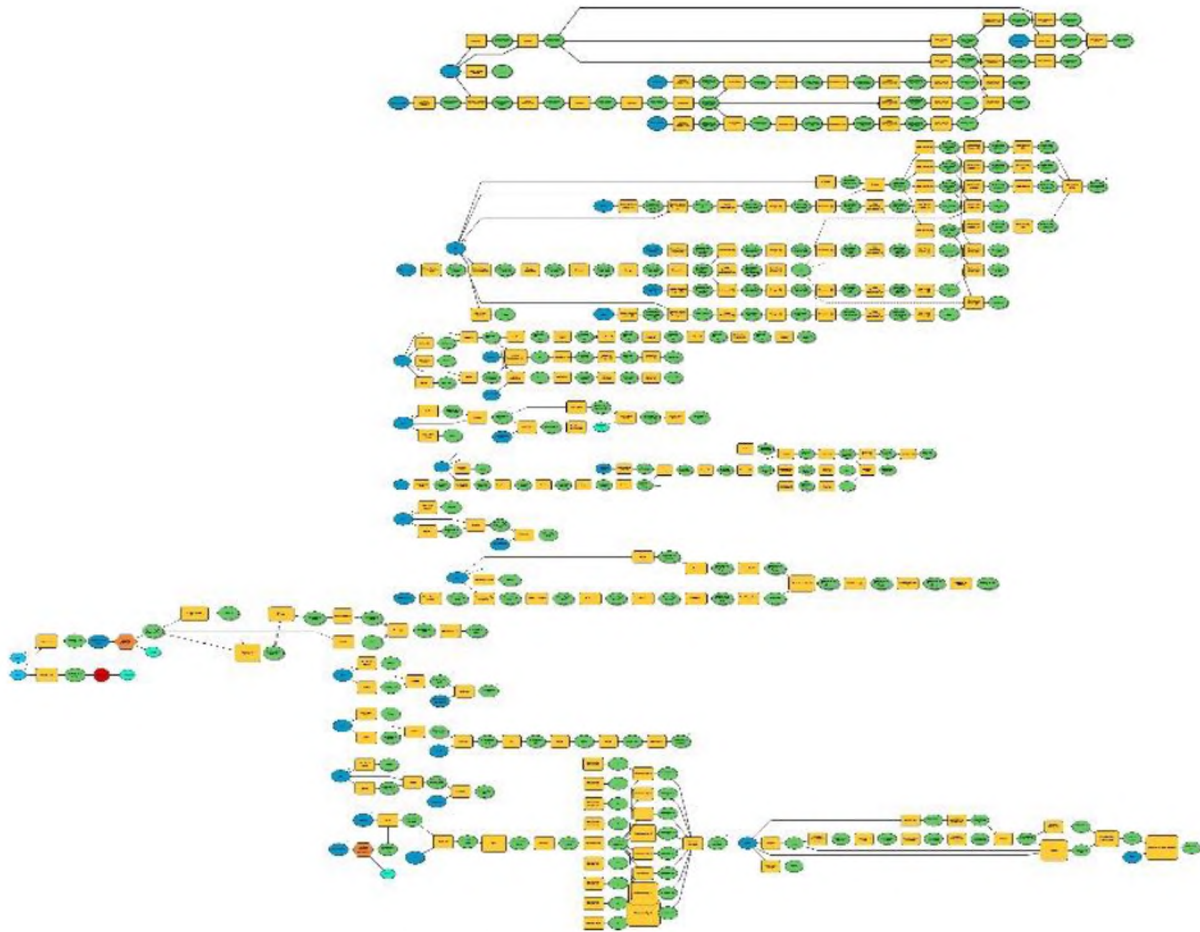


Figura 4.16. Schema logică a algoritmului WRASTIC-HI

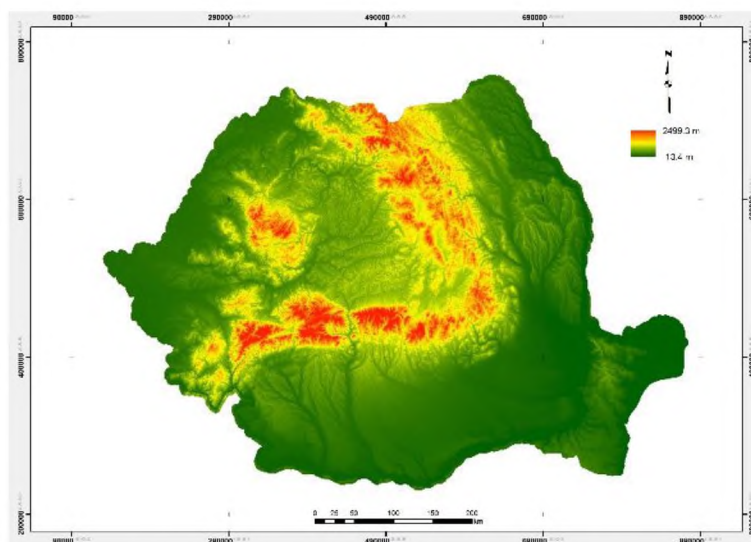


Figura 4.17. Modelul numeric al terenului

În urma finalizării etapei, segmentele sunt grupate într-un singur produs folosind *Mosaic to New Raster* și exportat ca și indice ce va fi folosit în calculul *WRASTIC-HI*.

Panta malurilor este un alt factor important în procesele de acumulare și deversare a apei afectate de factorii poluanți. Calculul acesteia se face folosind funcția *Slope*, după ce secțiunii de model numeric i s-au adus aceleași corecții ca și în calculul expoziției. Din momentul în care este generat, acesta va avea valori între 0 și maximul raportului dintre distanța redusă la orizont și diferența de nivel.

S-a recurs la reclasificare în vederea aplicării de sancțiuni. Reclasificarea s-a realizat după cele patru funcții principale de repartitie (0-25, 25-50, 50-75, 75-100). Astfel, s-au adus sancțiuni pantelor extreme la nivel de regiune și nu raportat la întreg teritoriul țării.

Pentru calculul **permeabilității solurilor**, s-a folosit Harta pedologică a României, scara 1:200000. Pornind de la datele fizice ale straturilor superioare și de profunzime, principale și secundare, specifice grupelor de soluri înregistrate, s-au generat clase de favorabilitate (figura 4.18). Combinarea acestora a avut în vedere specificul rezultatului fiecărei sume rasteriale și reclasificarea lor conformă, în noile intervale.

Rezultatul este stocat în baza de date necesară modelului de calcul iterativ al *WRASTIC-HI*. Acesta va folosi funcția *Clip* pentru a extrage informații specifice solurilor din aceeași regiune ca și indicii anteriori.

Pe baza datelor calculate necesare LV, valoarea acestuia va fi calculată ca și sumă dintre cele trei rastere și stocată în vederea atribuirii valorilor *WRASTIC*.

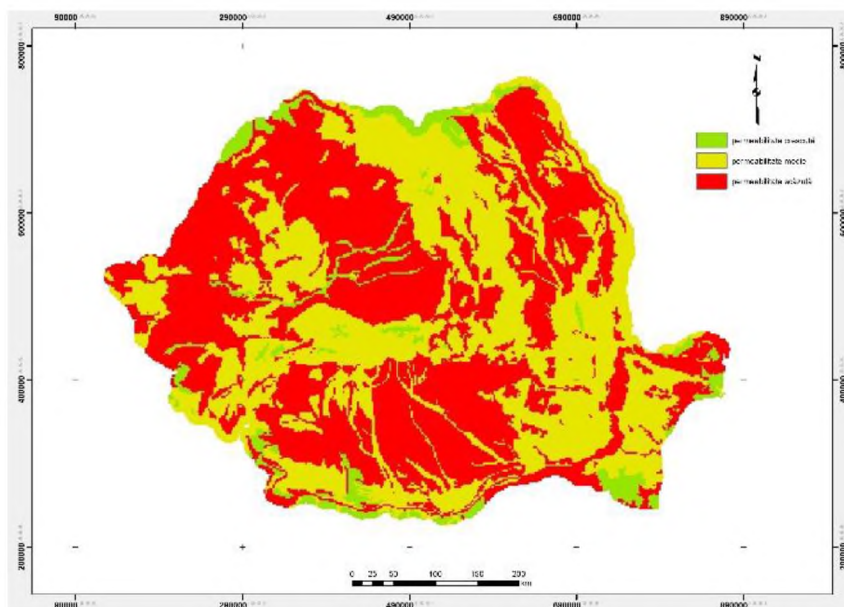


Figura 4.18. Permeabilitatea solurilor

Permeabilitatea solurilor este derivată din clasele texturale asociate cu tipurile de sol reprezentate în harta pedologică 1:200000:

- *Permeabilitatea crescută* e echivalentă cu texturile grosiere, specifice solurilor caracterizate de o predominanță a particulelor cu dimensiuni de peste 0.02 mm (de la nisip grosier la nisip lutos) – nota 1;

- *Permeabilitatea medie* e echivalentă cu texturile mijlocii, specifice solurilor unde raportul între particulele grosiere și cele fine scade de la 5:1 la 3:1 (rapoarte aproximative) cele cu dimensiuni mijlocii pastrând raportul de aproximativ 2:1 față de cele grosiere (de la lut nisipos la lut prafos) – nota 3;

- *Permeabilitatea scăzută* e echivalentă cu texturile fine, specifice solurilor unde raportul între particulele grosiere și cele fine scade la aproximativ 2:1, iar cele cu dimensiuni mijlocii ajung la o concentrație de 1:1 în raport cu cele grosiere (de la lut argilos la argile) – nota 5.

Expoziția versanților este calculată pornind de la un model numeric hibrid ce combină ponderat datele SRTM și cele ASTER GDEM, caracterizat de o rezoluție spațială de aproximativ 25m x 25m.

În baza ratei maxime de modificare a valorii între fiecare celulă și celulele vecine, se calculează direcția pantei. Rezultatele brute se încadrează în intervalul 0-360 (figura 4.19), cu terenurile plane caracterizate de valoarea -1.

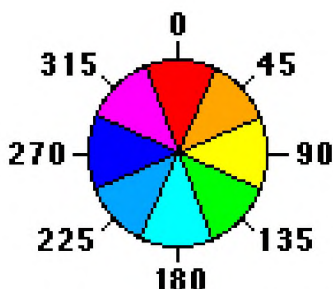


Figura 4.19. Expoziția versanților (ArcGIS for Desktop)

Intervalul 0-360 este reclasificat obținându-se expoziții corespondente punctelor cardinale (Tabelul 4.7).

Tabel 4.7. Valori reclasificate ale intervalului 0-360

Plan	N	NE	E	SE	S	SV	V	NV	N
-1-0	0-20	20-67.5	67.5-112.5	112.5-157.5	157.5-202.5	202.5-247.5	247.5-292.5	247.5-292.5	337.5-360

În funcție de orientarea malului, cele 9 clase sunt reduse la 3 (5 - expoziție favorabilă acumulării de poluanți în lac, 3 - expoziție cu efect neutru asupra acumulării de poluanți în lac și 1 - expoziție nefavorabilă acumulării de poluanți în lac).

Panta versanților este calculată pornind de la aceeași sursă de date ca și expoziția versanților și ilustrează rata maximă de schimbare pe direcția z între fiecare celulă și pixelii vecini. Rezultatul este înregistrat în procente ce ilustrează rata de modificare a altitudinii. Pentru fiecare regiune de interes se calculează frecvența apariției fiecărei valori. În tendința generală se impun trei limite naturale (< a 25-a parte din frecvența totală, > a 25-a și < a 50-a parte din frecvența totală, > a 50-

a < a 75-a parte din frecvența totală, > a 75-a parte din frecvența totală), clasele rezultate fiind încadrate apoi în regiuni omogene:

- < 2% regiune caracterizată de o pantă lină;
- 2% – 8% regiune caracterizată de o pantă moderată;
- 8% – 30% regiune caracterizată de o pantă abruptă;
- > 30% regiune caracterizată de o pantă foarte abruptă.

Pentru obținerea indicatorului **Hazard Index** sunt însumate rasterial valorile *Pantei* și *Permeabilității*, apoi reclasificate încât să arate efectul asupra acumulării de poluanți (tabelul 4.8).

Tabel 4.8. Relația permeabilitate – pantă

Panta	Permeabilitate	Σ
1	1	1
2		1
3		1
4		3
1	3	1
2		3
3		3
4		5
1	5	3
2		5
3		5
4		5

Rezultatul sumei rasteriale este apoi analizat din perspectiva expoziției versanților, obținându-se valoarea HI (tabelul 4.9).

Tabel 4.9. Relație permeabilitate – pantă – expoziție

P - P	Expoziție	Σ
1	1	1
	3	1
	5	3
3	1	1
	3	3
	5	5
5	1	3
	3	5
	5	5

Indicele WRASTIC

În calculul indicilor bazați pe activități antropice și categorii de folosință, modelul începe iterativ cu calculul dimensiunii bazinului hidrografic.

O **rețea de bazine hidrografice** a fost generată anterior pe baza modelului numeric (figura 4.20), folosind o suită de funcții *ArcMap*: *Fill sinks* > *Flow direction* > *Flow accumulation* > *Watershed delineation*. Rezultatul este un set de date vectoriale. Prin selecție bazată pe locație se extrag numai acele bazine hidrografice ce alimentează lacul studiat. Acestea sunt grupate într-o singură geometrie caracterizată de suprafața sa. Folosind scara de clasificare, se atribuie o valoare acestui indicator. Limita definită de bazinele hidrografice marchează zona de aplicare a majorității determinărilor.

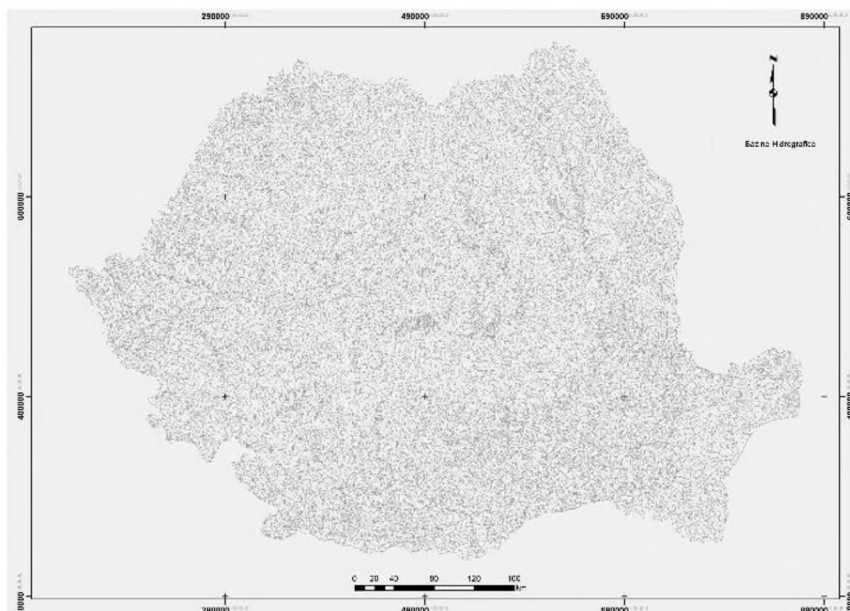


Figura 4.20. Rețeaua de bazine hidrografice

Pentru calculul **apelor uzate**, s-au generat două seturi rasteriale prin interpolare, folosind metoda *Natural Neighbor*. Aceasta localizează cele mai apropiate puncte de eșantionaj și le aplică ponderi proporțional cu aria pe care o deservește (Sibson, 1981). Avantajele sunt că se limitează la intervalul definit de eșantioane și nu generează valori extreme în mod sintetic (figura 4.21).

Reclasificarea s-a făcut folosind *Natural Breaks* pentru datele de agregare a populației dependent cu locațiile stațiilor de epurare. Această metodă s-a aplicat și în cazul setului de date referitor la locația stațiilor. Combinarea celor două folosind *Raster Math* a generat noi valori supervizate. Setul de date obținut este salvat pentru introducerea în formula indicelui WRASTIC.

Pentru determinarea procentului **de acoperire cu vegetație**, s-au folosit datele CLC, nivel 3 și date privind modul de acoperire a terenurilor extrase din baza de date LPIS a APIA. În fluxul de lucru sunt selectate doar poligoanele din interiorul limitei stabilite la etapa de calcul a bazinului hidrografic. Raportul dintre zona acoperită de vegetație și cea dedicată altor categorii de folosință va defini nota indicatorului.

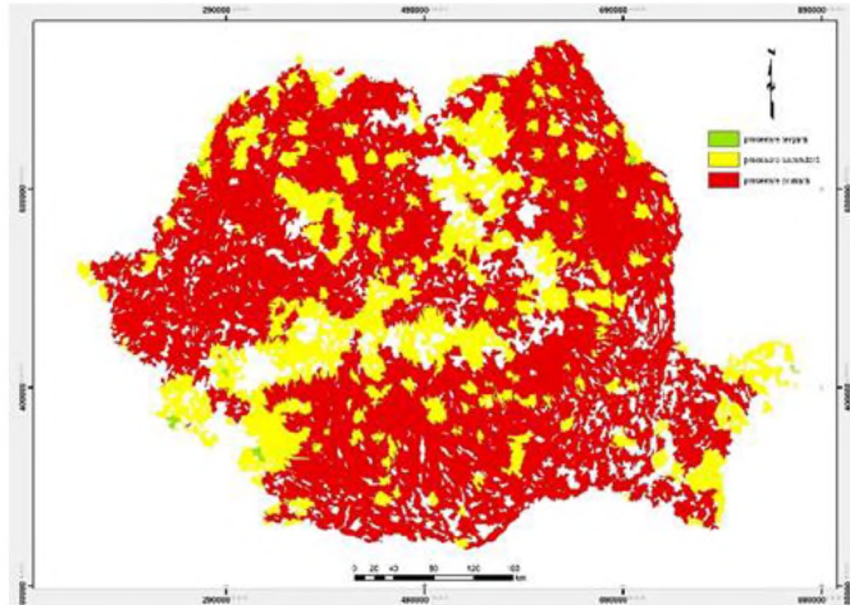


Figura 4.21. Nivelul de tratare a apelor uzate

Pentru calculul influenței **căilor de transport**, rețeaua de drumuri și căi ferate a țării a fost reclasificată în patru grupe. *Zonal Statistics* cu opțiunea *Maximum* permite calculul categoriei cu cele mai mari influențe asupra regiunii și atribuie regiunii de studiu o valoare conformă (figura 4.22).

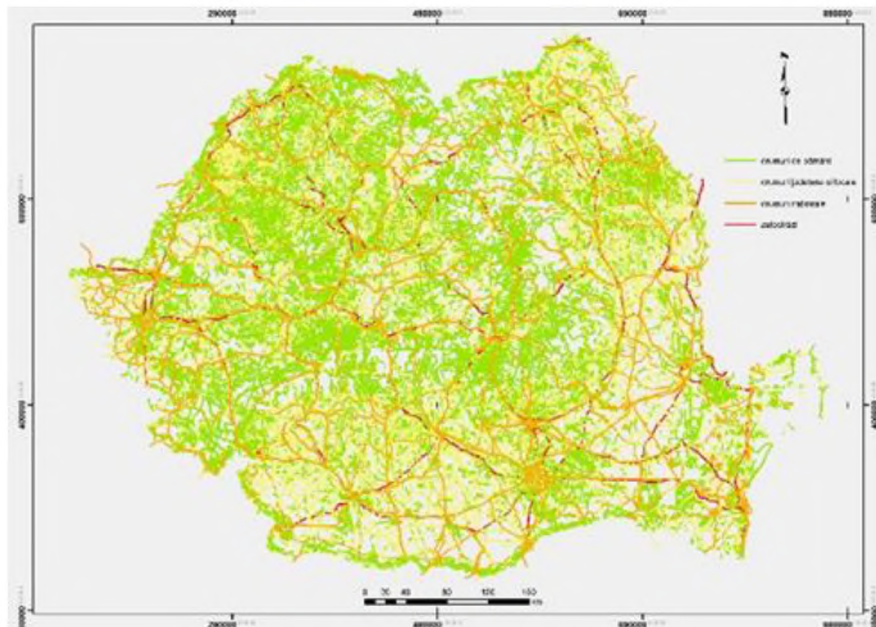


Figura 4.22. Căile de transport

Pentru influența **activității recreaționale** s-au folosit date din planurile de management ale ariilor naturale protejate, în timp ce pentru lacurile neincluse în arii protejate s-a considerat că accesul pe lac nu are restricții. Astfel s-au stabilit limitele legale privind activitatea antropică pe suprafața lacului. Combinat cu datele referitoare la căile de acces calculate în pasul anterior, procesul iterativ general atribuie valori între 1 și 5 pentru acest indicator.

Influența **activității industriale** este similară, însă folosește surse de date diferite. Corectarea finală a claselor se face în funcție de identificarea poziției lacului într-un perimetru de exploatare sau chiar în zona unor exploatari active sau a unor mari poluatori, așa cum sunt denumite unitățile industriale cu potențial poluator ridicat în bazele de date ale Agenției Europene de Mediu (figura 4.23).

Clasa privind **activitatea agricolă** identifică, folosind date extrase din baza de date LPIS a APIA, gradul de manifestare a acesteia în regiunea bazinelor hidrografice ce alimentează lacul. Funcțiile utilizate sunt *Select by Location*, urmat de *Erase*. Numărul acestora este valoarea de input pentru *Zonal Statistics* și definește parțial nota indicelui. Pornind de la aceleași date, procesul iterativ identifică și extrage suprafața de terenuri permanent irigate (figura 4.24). Similar cu determinarea acoperirii cu vegetație, și în acest caz sunt calculate procentele, folosind *Calculate Field* și *Get Field Value*. Fiind vorba despre indicatori cu ponderi diferite în cadrul aceleiași clase, tool-ul *Weighted Sum* este apelat cu ponderile prezentate anterior.

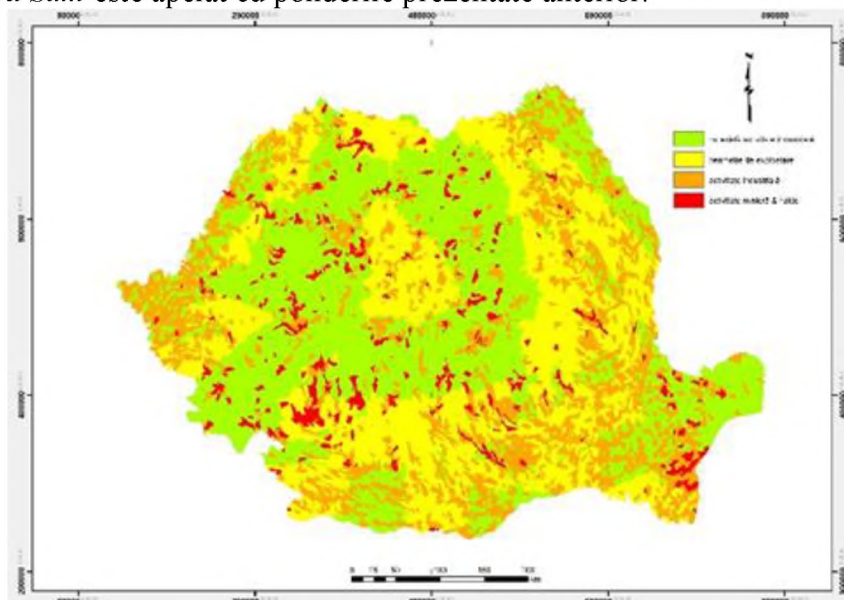


Figura 4.23. Activitatea industrială

Aceași metodă aplicată la acest ultim indice este scalată și aplicată acum la nivelul întregului model. Având toate notele calculate în etapele precedente, se pot genera câmpuri noi privind geometria lacului aflat sub studiu. Valorile atribuite acestor câmpuri vor fi determinate prin metoda *Weighted Sum*.

Asocierea dintre indicele WRASTIC și indicele HI se face însă diferențiat, pentru a ține cont de condițiile morfologice naturale locale.

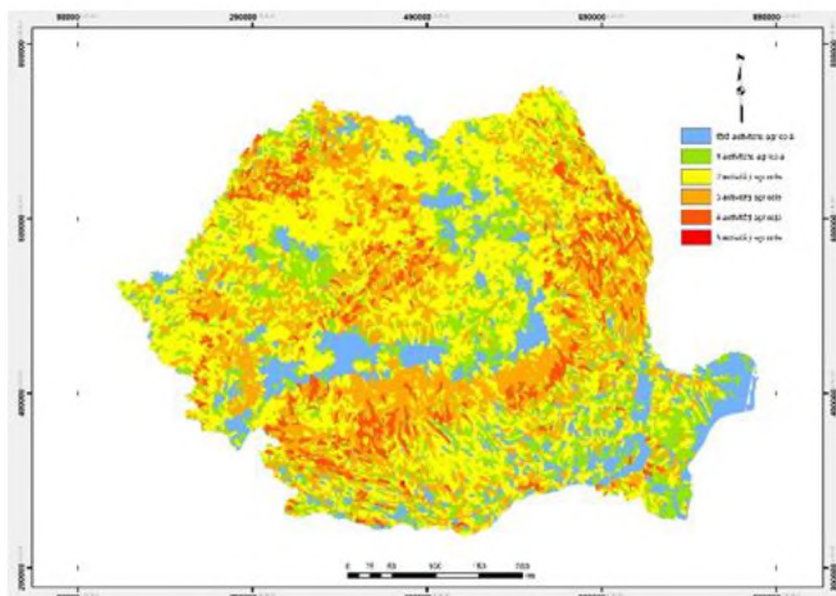


Figura 4.24. Activitatea agricolă

Astfel, au fost stabilite trei tipuri de ecosisteme lacustre în funcție de valorile HI: tipul 1 - *ecosisteme lacustre predispușe în mică măsură înspre acumularea de poluanți* (pantă mică, sol permeabil, versanți neexpuși direct către lac), tipul 2 - *ecosisteme lacustre predispușe în măsură medie spre acumularea de poluanți* (pantă mediu, sol cu permeabilitate medie, expoziție medie a versanților către lac), tipul 3 - *ecosisteme lacustre predispușe în mare măsură înspre acumularea de poluanți* (pantă mare, sol impermeabil, versanți expuși direct către lac).

În funcție de categoria în care este încadrat, includerea în clase de degradare se face după cum urmează:

a) Ecosisteme lacustre cu HI de tip 1:

- Ecosisteme în stare *naturală*: valori WRASTIC cuprinse între 0 – 30;
- Ecosisteme în stare *semidegradată*: valori WRASTIC cuprinse între 31 – 63;
- Ecosisteme în stare *degradată*: valori WRASTIC cuprinse între 64 – 100;

b) Ecosisteme lacustre cu HI de tip 2:

- Ecosisteme în stare *naturală*: valori WRASTIC cuprinse între 0 – 27;
- Ecosisteme în stare *semidegradată*: valori WRASTIC cuprinse între 28 – 58;
- Ecosisteme în stare *degradată*: valori WRASTIC cuprinse între 59 – 100;

c) Ecosisteme lacustre cu HI de tip 3:

- Ecosisteme în stare *naturală*: valori WRASTIC cuprinse între 0 – 21;
- Ecosisteme în stare *semidegradată*: valori WRASTIC cuprinse între 22 – 44;
- Ecosisteme în stare *degradată*: valori WRASTIC cuprinse între 45 – 100.

Rezultatul final este definit prin *Zonal Statistics > Maximum*, însă sunt înregistrate și procentele celorlalte clase. Fluxul de calcul este finalizat pentru una dintre geometriile stratului de lacuri, iterația continuând cu următorul poligon. Ciclul continuă până la parcurgerea completă a

bazei de date (figura 24), rămânând doar generarea hărții tematice cu clasele de calitate simbolizate în baza fișierelor tip .lyr atașate bazei de date.

Cu cât valoarea indicatorului este mai mare, cu atât *gradul de degradare estemai ridicat*.

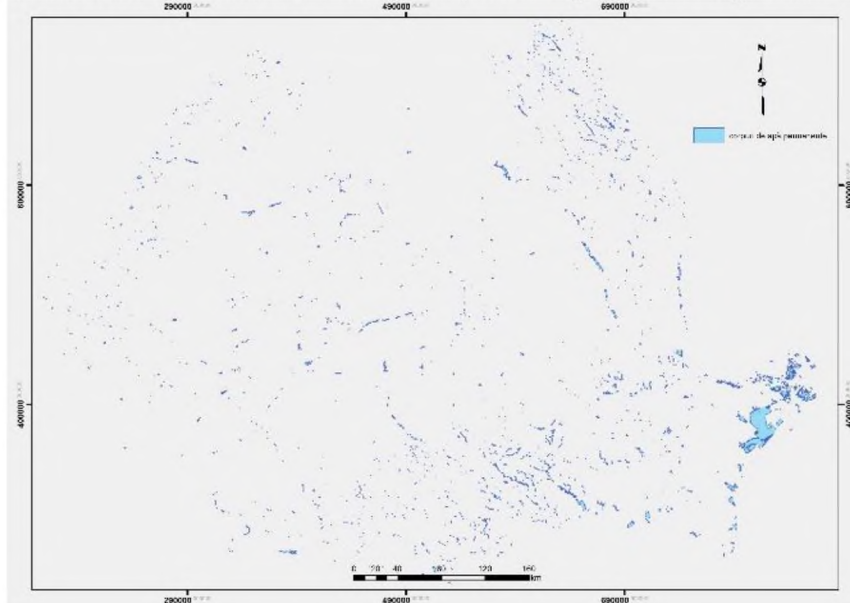


Figura 4.25. Corpurile de apă permanente

Folosind un algoritm iterativ dezvoltat în *Python*, limbaj de programare frecvent folosit în analize geospațiale, se pot apela principalele funcții specifice *ArcGIS*. Corelarea acestora prin metoda claselor de favorabilitate și a calculului rasterial asigură un rezultat particularizat după fiecare sursă de date folosită.

Cu toate că algoritmul apelează multiple funcții a căror utilizare necesită experiență (*3D Analyst, Conversion, Spatial Analyst, Data Management, Multidimensional, Covergae, Analysis, Spatial Statistics*), reducerea lor la un minim de date de intrare elimină componenta umană ce ar putea aduce erori rezultatului final.

Astfel, avantajele unui asemenea sistem, încep de la primul pas, achiziția datelor din surse deschise și validate și se continuă prin întreg procesul: utilizarea unui singur software pentru întregul flux de lucru elimină posibilitatea de apariție a erorilor de interconectivitate și de interpretare a componentei spațiale a datelor; prezența unei interfețe orientată spre utilizator, indiferent de specializarea acestuia, sau experiența în domeniul teledetecției sau GIS; reducerea timpului și resurselor necesare procesării.

Ultima etapă în cadrul metodologiei va fi reprezentată de *validarea în teren*, aceasta urmând a se face prin intermediul unor vizite în teren la unități lacustre considerate relevante de către experți.

4.4.2.2. Metodologia de evaluare a stării de degradare a ecosistemelor lacustre prin teledetecție
Pe lângă determinări derivate din zona limitrofă lacurilor (indicatorul *WRASTIC-HI*), metodologia de față propune și câteva *determinări realizate direct asupra luciului de apă, în vederea obținerii de informații referitoare la gradul de degradare a corpurilor de apă*, ce vor fi folosite în special

în etapa de validare a datelor. De asemenea, prin teledetecție, s-a analizat și *gradul de acoperire a lacurilor cu vegetație plutitoare*, obținându-se informații utile în demersul de a determina gradul de eutrofizare a lacurilor.

Pentru această etapă, s-a apelat la metode de analiză specifice domeniului teledetecției, folosind același software, *ArcGIS*.

În ceea ce privește *determinările realizate direct asupra luciului de apă, în vederea obținerii de informații referitoare la gradul de degradare a corpurilor de apă*, literatura de specialitate oferă câteva exemple de determinări realizate pe o singură bandă înregistrată, în general în cadrul programelor Landsat (Multi Spectral Scanner, Thematic Mapper) și SPOT (HRV). Pentru a asigura coerența rezultatelor, s-a ales utilizarea imaginilor satelitare Landsat 8. Cele mai precise rezultate au reieșit din analiza imaginilor Landsat TM (Chen & Shi, 1996), astfel că preluarea metodologiilor propuse vor suferi transformări în scopul echivalării intervalelor spectrale dintre cele două programe. Wang X & Ma T, (2001) au echivalat 16 combinații spectrale cu date înregistrate în teren pentru a găsi o corelație între reacțiile spectrale și realitate (tabelul 4.10).

Tabel 4.10. Echivalența între realitate și combinații spectrale

Indice	SS*	SD	DO	COD	BOD	TN	TP
C ₁ **		X		X		X	X
C ₂	X	X	X	X			X
C ₃		X		X		X	X
C ₄					X		X
C ₅			X		X		X
C ₆	X	X	X	X			
C ₇			X	X			
C ₈					X		X
C ₉		X		X			X
C ₁₀		X		X			X
C ₁₁	X	X	X	X			
C ₁₂	X	X	X	X			
C ₁₃	X	X	X	X			
C ₁₄	X	X	X	X			
C ₁₅	X	X	X	X			
C ₁₆		X		X		X	X

* SS reprezintă solidele aflate în suspensie, SD solide dizolvate, DO oxigenul dizolvat, TP totalul de nitrați, TP totalul de fosfați, COD cantitatea maximă de substanțe ce pot fi oxidate și BOD cantitatea maximă de substanțe organice pe care bacteriile le pot oxida (Chang, 2012).

** C₁₋₁₆ reprezintă diferitele combinații spectrale.

Actualizate la structura spectrală a produselor Landsat 8, formulele pentru combinațiile spectrale sunt următoarele:

$$C_1 = (B1 + B2 + B3 + 2 * B8 + B4) / 3$$

$$C_2 = (B3 + B8) / (B4 + B8)$$

$$C_3 = ((B4 + B8) * (B3 + B8)) / (B1 + B2)$$

$$C_4 = ((B1 + B2) - (B3 + B8)) / (B1 + B2)$$

$$C_5 = (B1 + B2) - (B3 + B8)$$

$$C_6 = B6 + B10 + B11 + B7 - B5$$

$$C_7 = (B4 + B8 + B5) / (B1 + B2 + B3 + B8)$$

$$C_8 = ((B4 + B8) - B5) / (B4 + B8)$$

$$C_9 = (B4 + B8 + B1 + B2) / (B3 + B8)$$

$$C_{10} = (B3 + B8) / (B1 + B2)$$

$$C_{11} = B3 + B8 + B5 + B6$$

$$C_{12} = B3 + B8 + B5 + B7$$

$$C_{13} = B4 + B8 + B5 + B7$$

$$C_{14} = B4 + B8 + B5 + B6$$

$$C_{15} = B4 + B8 + B5$$

$$C_{16} = B1 + B2 + B3 + B8$$

De asemenea, se pot folosi și analize statistice relevante pentru stabilirea gradului de degradare a apei lacurilor. Analiza componentelor principale este cea mai populară, aceasta analizând dispersia valorii pixelilor din imaginile satelitare, definindu-le extenul și redefinindu-le axele de proiecție. Axa principală (Componenta Principală 1) este definită de axa principală a elipsei definite de dispersia valorilor. Aceasta ilustrează și cea mai mare variație întâlnită în setul de date, fiind cea mai lungă distanță definită de valorile analizate. O perpendiculară ortogonală pe axa origine – CP₁ este apoi calculată. Aceasta reprezintă cea de-a doua Componentă Principală a transformării și ilustrează cea de-a doua valoare maximă a dispersiei, după CP₁. Rezultatul este generat sub forma a două matrici, de covarianță și de corelație. Pentru obținerea oricărei noi Componente Principale, numită X, se calculează diferența dintre o matrice a valorilor medii per bandă și primele X-1 Componente principale. CP₃ va conține aproape toate valorile imaginii analizate, astfel că orice Componentă Principală mai mare decât cea de-a treia are un aport din ce în ce mai scăzut asupra analizei. Din acest motiv, analizele realizate în studii anterioare s-au oprit la cea de-a treia componentă principală (tabelul 4.11).

Relația dintre cele trei CP și cantitatea de poluanți a fost preluată și adaptată la specificul Landsat 8 după Wang & Ma, (2001).

Tabel 4.11. Echivalența între realitate și Componentele Principale

Indice	SS	SD	DO	COD	BOD	TN	TP
CP ₁	x	x		x		x	x
CP ₂				x			x
CP ₃							

Bazat pe cele două seturi de relații, s-au dedus formulele pentru concentrația de elemente poluante ce pot fi analizate prin metode de teledetecție. Formulele acestora sunt preluate din aceeași Wang & Ma (2001) și sunt după cum urmează:

$$SD = e^{(5.7099 - 0.6991 * CP_1)}$$

$$TP = e^{(-0.4081 - 8.659 * C_{10})}$$

$$\begin{aligned} TN &= e^{(8.228 - 2.713 * C16)} \\ SS &= e^{(5.6394 + 1.5493 * C7)} \\ DO &= e^{(2.3704 - 0.2107 * B3)} \\ BOD &= e^{(4.2380 + 2.2546 * C4)} \\ COD &= e^{(0.3671 + 1.2454 * C2)} \end{aligned}$$

unde CPI se calculează folosind formula:

$CP_1 = 0.5638 * B1 + 0.5562 * B2 + 0.5566 * B3 + 0.1119 * B5 - 0.2248 * B7$,
iar e reprezintă constanta matematică definită de singurul număr al cărui logaritm natural este egal cu 1, respectiv 2.71828.

Echivalarea dintre benzile Landsat Thematic Mapper folosite în studiul inițial și cele Landsat 8, folosite în analiza curentă s-a realizat conform lungimilor de undă aferente fiecărei benzi, conform informațiilor puse la dispoziție de USGS (figura 4.26).

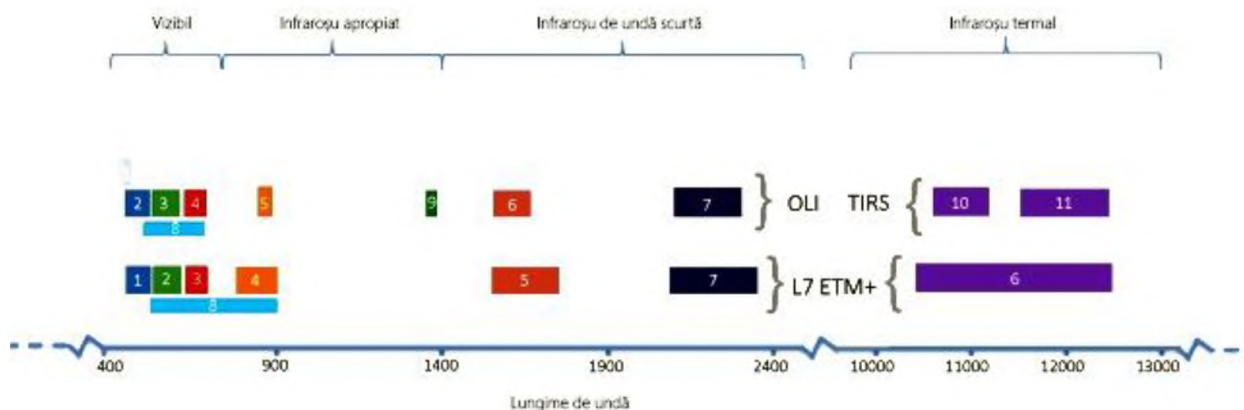


Figura 4.26. Echivalența între benzile LTM și L8 (Sursa: Kumar, 2013)

Atât nota rezultată din indicele $WRASTIC-HI$, cât și determinările referitoare la diferitele concentrații de poluanți vor fi înregistrate în tabelele de atribute asociate fiecărei geometrii din baza de date și vor participa la atribuirea unei calități generale a lacurilor pe care acestea le reprezintă.

În ceea ce privește analiza *gradului de acoperire a lacurilor cu vegetație plutitoare* prin teledetecție, pentru identificarea prezenței vegetației pe suprafața apei s-a recurs la calculul indicelui NDVI în baza mozaicului corectat TOA, QUAC și redus la 0, același folosit și în identificarea corpurilor de apă.

NDVI sau Normalized Difference Vegetation Index a fost ales datorită utilizării frecvente în analize fenologice, considerând acest aspect ca pe o validare a calității și preciziei sale.

Indicele este un indicator numeric care utilizează benzile vizibile și infraroșu apropiat ale spectrului electromagnetic și este adoptat pentru a analiza măsurătorile de la distanță și pentru a evalua dacă scena analizată conține vegetație. Adesea legat în mod direct de alți parametri cum ar fi procentul de acoperire a solului, activitatea fotosintetică a plantelor, apa de suprafață și aplicat pe un moaic corectat cu privire la efectele atmosferei, a fost folosit a fost folosit aici pentru a

identifica vegetația sănătoasă ce absoarbe cea mai mare parte a luminii vizibile recepționate, în timp ce reflectă o mare parte a luminii infraroșii din spectrul apropiat. O acoperire insuficientă cu vegetație, sau prezența vegetației într-o stare degradată, reflectă mai multă lumină din spectrul vizibil și mai puțină din cel infraroșu apropiat. Cunoșcând astfel comportamentul plantelor în spectrul electromagnetic, a fost posibilă extragerea informațiilor NDVI concentrându-ne pe benzile satelitare sensibile la informațiile stării vegetației. Cu cât diferența este mai mare între reflectarea în infraroșu și roșu, cu atât există mai multă vegetație sau aceasta are un grad de dezvoltare mai ridicat. Formula acestui indicator este:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{VIS}) / (\text{NIR} + \text{VIS})$$

unde:

NIR = banda infraroșu apropiat

VIS = banda roșu

Valorile scăzute ale NDVI (0,1 și mai puțin) corespund regiunilor fără vegetație. Valorile moderate ale indicelui (0,2-0,3) indică prezența vegetației fie nedezvoltată suficient, fie într-o stare precară, în timp ce valorile ridicate ale indicelui (0,6-0,8) denotă o concentrație ridicată de clorofilă, deci o dezvoltare puternică a vegetației.

4.6. Studii de caz privind evaluarea stării de degradare a ecosistemelor lacustre

4.6.1. Studii de caz privind evaluarea stării de degradare a ecosistemelor lacustre utilizând indicele WRASTIC-HI

Următoarele studii de caz urmăresc validarea metodologiei propuse prin prezentarea unor situații concrete și punctajele asociate în funcție de diferitele condiții regionale. Se vor calcula atât indicii componenți ai indicatorului WRASTIC-HI și evaluarea finală în funcție de aceștia, cât și determinările prin metode de teledetecție cu privire la concentrațiile de diferiți poluanți.

Etapele sunt aceleași prezentate în capitolele anterioare, testându-se astfel aplicabilitatea lor cât și utilitatea automatizării procesului și eficiența acesteia.

Pașii astfel aplicați vor oferi o perspectivă cuprinzătoare a condițiilor corpurilor de apă analizate, ponderea fiecărui indice analizat fiind transmisă în arborele iterativ până la rezultatul final. Astfel, se asigură un calcul dependent de toți factorii luați în calcul.

În ceea ce privește **testarea metodologiei** elaborate, aceasta s-a realizat prin evaluarea stării de degradare a unui număr de 9 lacuri, analizate ca studii de caz, de diverse tipuri și cu condiții teritoriale și de calitate specifice, incluse sau nu în diferite categorii de arii protejate. Lacurile au fost selectate în funcție de influența unei potențiale degradări și chiar cu manifestări ale poluanților bio-chimici, urmărindu-se astfel evidențierea acestor condiții prin metoda propusă și prin rezultatele generate de aceasta.

Au fost analizate următoarele ecosisteme lacustre ca studii de caz, distribuite pe teritoriul țării (figura 4.27):

- Lacul A, Buceag, poziționat pe malul vestic al râului Argeș, între localitățile Buturugeni și Poșta, județul Giurgiu;
- Lacul B, Gorgova, localizat în Rezervația Naturală Vătafu Lunguleț, corp al Lacului Vătafu, la nord de lacul Lumina, cea mai apropiată localitate fiind Caraorman;
- Lacul C, Merheiul Mic, se găsește în aceeași regiune, însă mai aproape de limita nordică a Rezervației Biosferei Delta Dunării, în apropiere de granița României cu Ucraina reprezentată de brațul Chilia, în apropiere de localitatea Sfiștofca, județul Tulcea;
- Lacul D, Delea, aflat în nordul localității Vaslui, județul Vaslui;
- Lacul E, Moșna, poziționat la N de localitatea Dolhești, județul Iași;
- Lacul F, Larga Jijia, se află în apropierea localităților Mihail Kogălniceanu și Larga Jijia, județul Iași;
- Lacul G, Tansa, este situat în apropierea localităților Tansa și Ulmi, județul Iași;
- Lacul H, lacul Vișeilor, situat la nord de localitatea Tăutelec, județul Bihor;
- Lacul I, Cefa, se regăsește în limitele Parcului Natural Cefa, la est de localitatea Cefa, județul Bihor.



Figura 4.27. Localizarea ecosistemelor lacustre studiate

În studiile de caz, s-a optat pentru exemplificarea tuturor indicatorilor ce definesc nota WRASTIC-HI, după cum urmează:

1. **Influența activității industriale.** Valoarea atribuită lacului este dependentă de prezența activității industriale sau de exploatare în regiune, precum și de încadrarea în una dintre regiunile de exploatare. Valorile obținute sunt ponderate conform descrierii din metodologie și transferate către bufferul care este fi analizat statistic la final. Dintre cele nouă cazuri studiate, Lacul Gorgova (B) este cotate cu valoarea 0, datorită lipsei de orice fel de influență industrială în regiunea rezervației, puternic contrastant cu lacul Larga Jijia (F) care din cauza apropierii de municipiul Iași este alimentat cu apă din bazine hidrografice pe al căror teritoriu se desfășoară activități industriale sau se regăsesc depozite de deșeuri. De asemenea, lacul se află în perimetrul de exploatare al Stratum Energy Romania LLC (figura 4.28).

2. **Influența activităților recreaționale** este calculată în funcție de tipul de acces către lac și de legislația privind activitățile sportive motorizate care sunt permise pe suprafața lacului. Deși lacul Cefa (I) se află în Parcul Natural Cefa, spre deosebire de lacul Buceag (A), localizat în apropiere de zone antropizate, prezența drumurilor de acces DC89 și DJ412A și legislația permisivă cu privire la accesul pe suprafața lacului generează sancțiuni identice (figura 4.29).

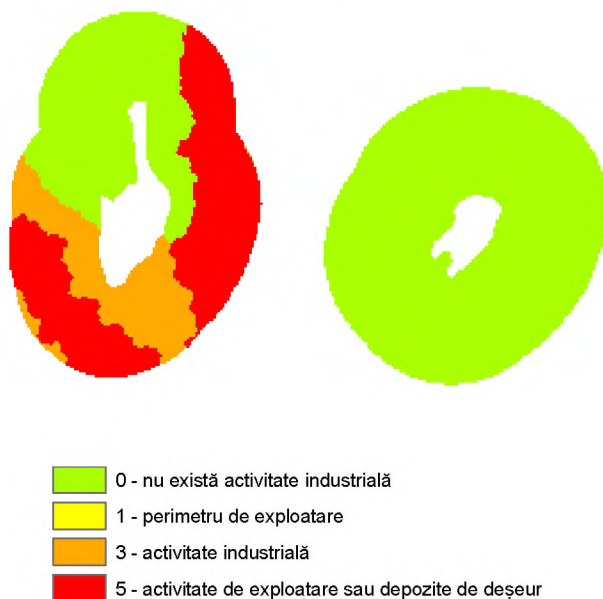


Figura 4.5. Analiză comparativă a indicatorului *Influența activității industriale*



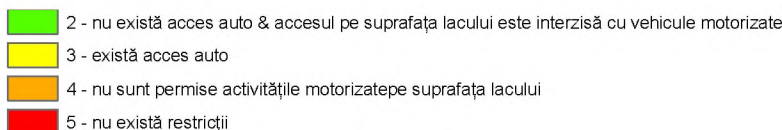


Figura 4.6. Analiză comparativă a indicatorului *Influența activității recreaționale*

3. Indicatorul referitor la modul de *procesare a apelor uzate* a fost exemplificat folosind lacul C, Merheiul Mic, din regiunea Delta Dunării și Lacul Tansa (G) datorită amplasamentelor diferite raportat la așezări umane (figura 4.30).

Astfel, se va vedea influența populației și a incapacității uzinelor de procesare a apei de a face față fluxului generat. Lacul aflat în rezervație este numai parțial afectat de prezența satului Sfiștofca, pe când Tansa prezintă influența uzinelor de procesare a apei de nivel secundar și terțiar.

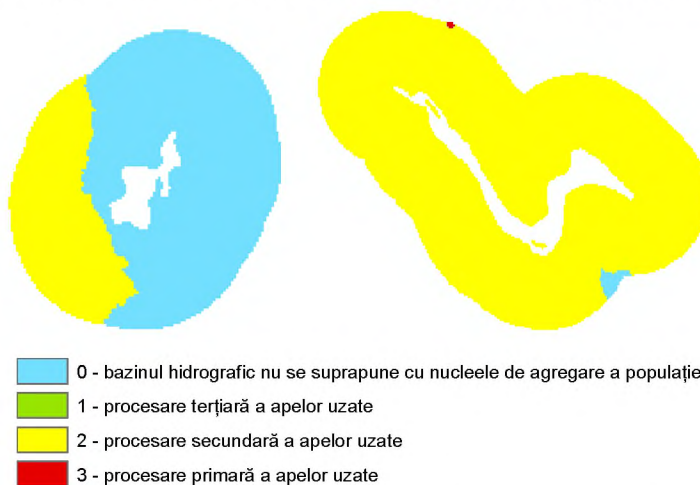


Figura 4.30. Analiza comparativă a indicatorului *Influența apelor uzate*

4. **Influența suprafeței bazinului hidrografic** este un factor de ponderare a celorlalți indicatori, gradul de poluanți potențial acumulați fiind dependent și de suprafața de pe care aceștia sunt acumulați. Lacul Gorgova (B) acumulează ape de pe o suprafață mai extinsă datorită rețelei de canale existente în deltă comparativ cu lacul Vișeilor (H) localizat într-o regiune mai puternic fragmentată din punct de vedere morfologic, aspect ce limitează extinderea bazinului hidrografic ce îl alimentează (figura 4.31).

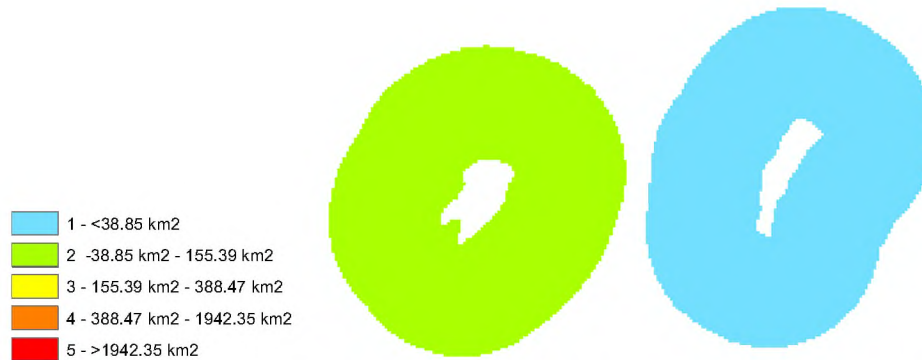


Figura 4.31. Analiză comparativă a indicatorului *Influența suprafeței bazinului hidrografic*

5. Influența căilor de transport este calculată la nivel de bazin hidrografic, în funcție de categoria cea mai mare a drumurilor ce îl traversează. Spre exemplificare, s-au ales lacurile Merheiul Mic (C) și Tansa (G) datorită diferențelor radicale între nivelul de dezvoltare al căilor de acces. Bazinul hidrografic al lacului Tansa este traversat de către E58, în timp ce către lacul C nu există acces (figura 4.32).

6. Prezența vegetației este exemplificată folosind lacurile Moșna (E) și Gorgova (B), primul deși este în regiune agricolă se învecinează cu o zonă forestieră, pe când cel de-al doilea se află în rezervația Deltei Dunării, majoritar acoperită de apă (figura 4.33). Cele două diferențe se manifestă în gradul de acoperire a bazinelor hidrografice cu vegetație capabilă să filtreze elementele poluante.

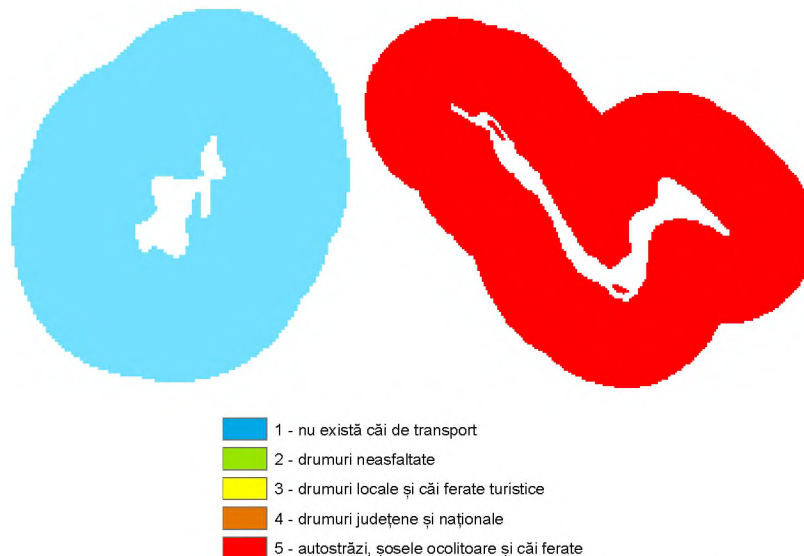


Figura 4.32. Analiza comparativă a indicatorului *Influența căilor de transport*

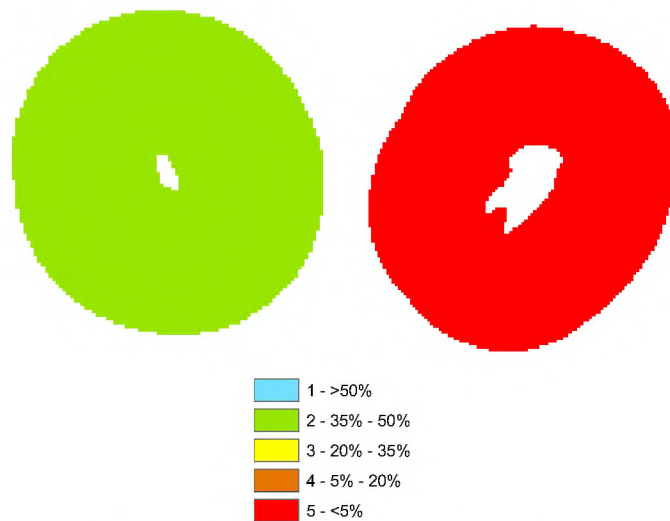


Figura 4.33. Analiză comparativă a indicatorului *Influența vegetației*

7. **Influența activității agricole** este un alt indicator compus cu ponderi diferite, fiind dependent de suprafața irigată sau afectată de secetă, cât și de numărul de activități industriale. Exemplul prezentat este al lacului Moșna (E) datorită poziției în zonă agricolă (figura 4.34).

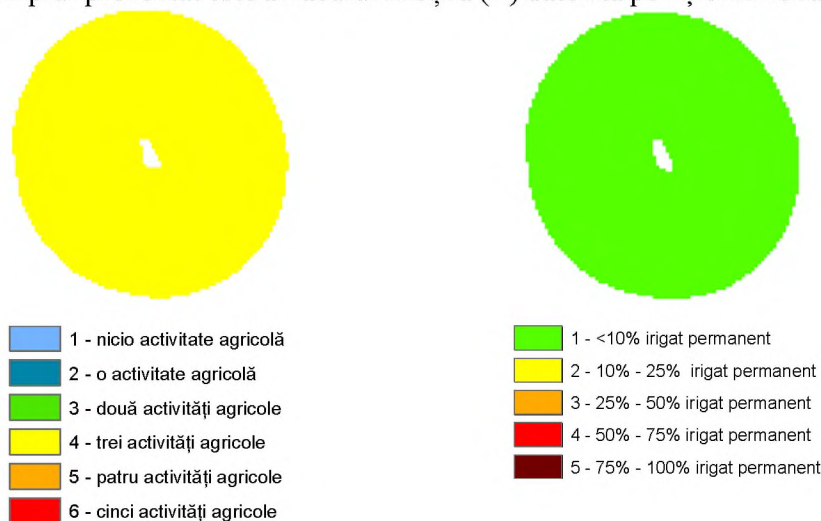


Figura 4.74. Analiza comparativă a indicatorului *Influența activității agricole*

Astfel calculați, indicatorii sunt ponderați conform metodologiei, pentru ca apoi să fie corecți pe baza indicatorilor morfologici și pedologici. Notele obținute anterior vor fi corectate în cazul în care lacul se află într-o regiune cu versanți abrupti expuși spre lac și substrat pedologic impermeabil. Lacul Delea (D) a fost folosit pentru expunerea punctuală a rezultatului analizei (figura 4.35).

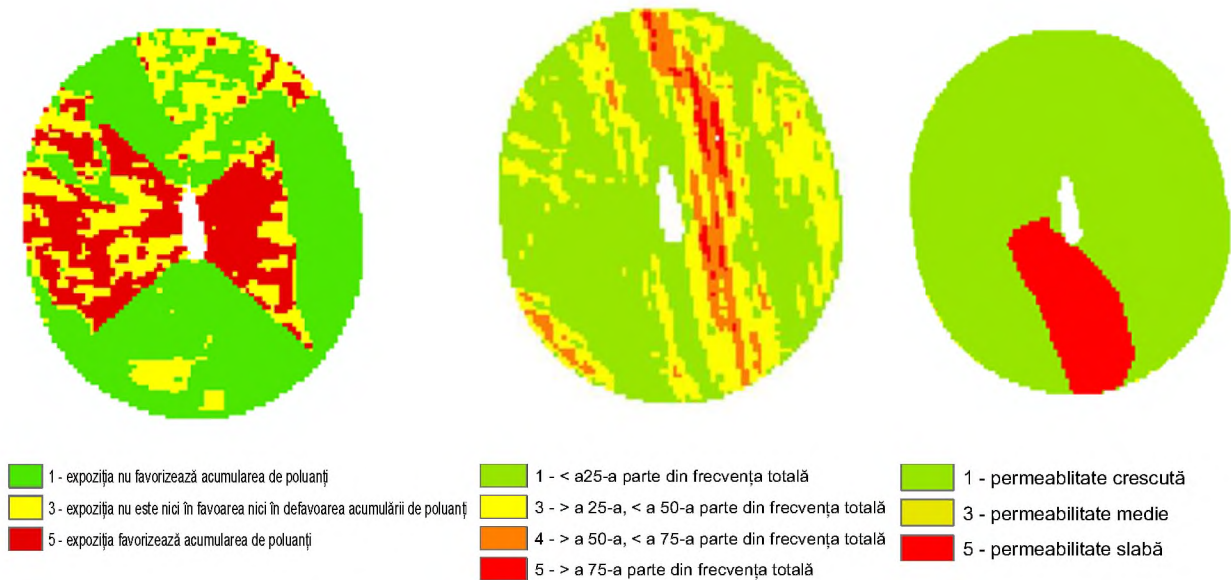


Figura 4.8. Analiza comparativă a indicatori *morfologici și pedologici*

Rezultatele obținute au fost însumate ponderat, rezultând grupele de degradare care afectează lacul. Statistic se stabilește clasa dominantă și în ce procent afectează fiecare dintre grupe lacul analizat (figura 4.36).

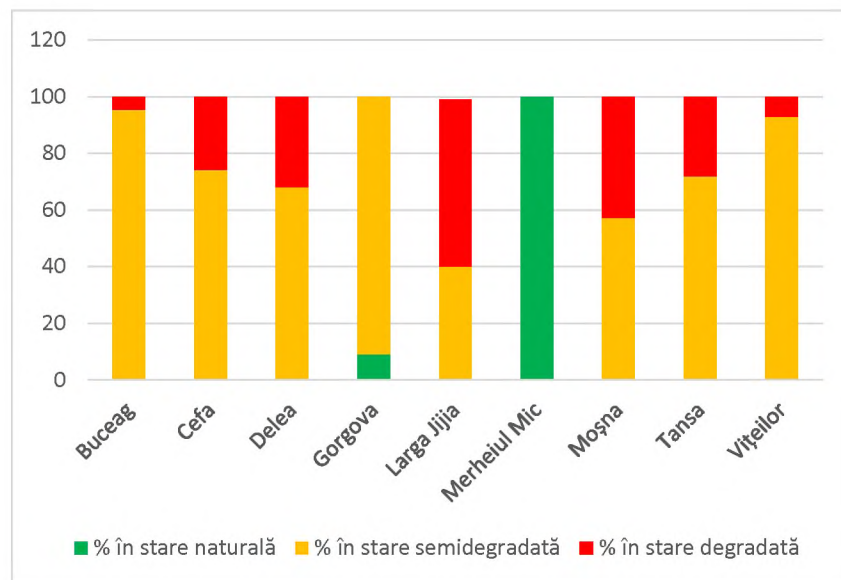


Figura 4.9. Nivelul de degradare a ecosistemelor lacustre analizate (%)

Rezultatele încadrării finale pe clase de degradare au evidențiat faptul că 7 lacuri sunt semidegradate, unul este degradat și unul se află în stare naturală (tabelul 4.12).

Tabel 4.42. Rezultatele evaluării stării de degradare a ecosistemelor lacustre analizate

Nr. crt.	Nume lac	% în stare naturală	% în stare semidegradată	% în stare degradată	Clasă de degradare finală
1.	Buceag	0	95.2	4.8	semidegradată
2.	Cefa	0	74	26	semidegradată
3.	Delea	0	68	32	semidegradată
4.	Gorgova	9	91	0	semidegradată
5.	Larga Jijia	0	40.04	59.06	degradată
6.	Merheiul Mic	100	0	0	naturală
7.	Moșna	0	57.19	42.81	semidegradată
8.	Tansa	0	71.9	28	semidegradată
9.	Vișeilor	0	92.8	7.2	semidegradată

4.6.2. Studii de caz privind evaluarea stării de degradare a ecosistemelor lacustre prin metode de teledetecție

A.Pentru analiza calității apei lacurilor prin mijloace de teledetecție, s-au folosit ca și studii de caz lacul Vătafu din zona Deltei Dunării și Crasna, învecinat cu terenuri arabile.

Condițiile diferite sunt evidențiate în special prin compararea valorilor de sedimente aflate în suspensie. Au fost calculate nivelurile de BOD, COD, DO, SD, SS, TN și TP (mg/l) în cazul lacurilor Crasna și Vătafu(tabelul 4.13).

Aceeași diferență în cazul celor două lacuri se poate reda și grafic prin realizarea unui compozit RGB între benzile Landsat 8 3, 2 și 1 (figura 4.37).

Rezultatele astfel obținute pot fi folosite în *etapa de validare a datelor*, ce va precede etapa de analiză a stării de degradare a ecosistemelor lacustre din România.

Tabel 4.13. Nivelurile de BOD, COD, DO, SD, SS, TN și TP (mg/l) în cazul lacurilor Crasna și Vătafu

	BOD		COD		DO		SD		SS		TN		TP	
Crasna	7.27	69.27	1.44	5.02	0	0	0	0	281.29	281.29	0	0	0.00012	0.67

Vătafu	69.27	69.27	5.02	5.02	0	0	0	0	281.29	1324.38	0	0	0.67	0.67
---------------	-------	-------	------	------	---	---	---	---	--------	---------	---	---	------	------

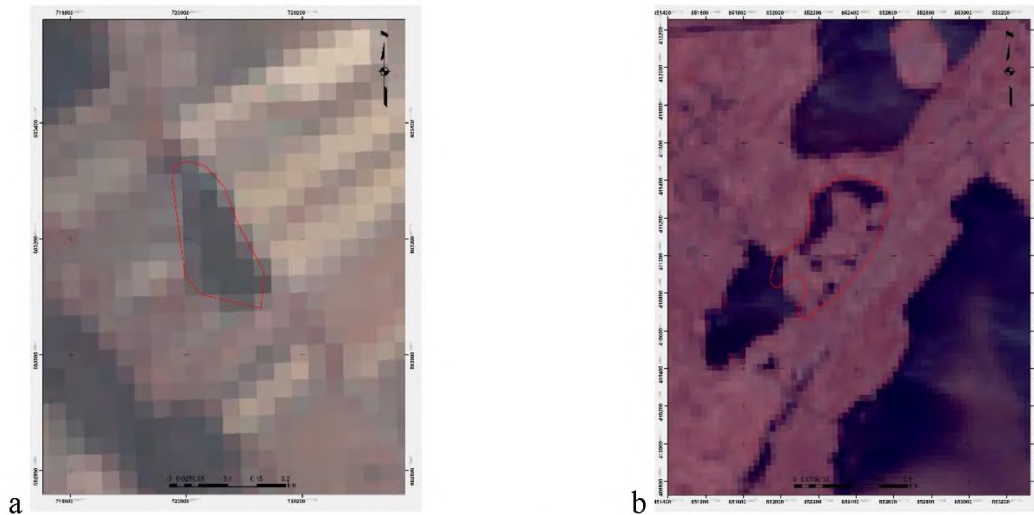


Figura 4.10. Compozit RGB între benzile Landsat 8 3, 2 și 1 pentru lacurile Crasna (a) și Vătafu (b)

B. Referitor la analiza gradului de acoperire a lacurilor cu vegetație plutitoare, validarea rezultatelor s-a făcut utilizând ca studiu de caz regiunea lacului Razim.

S-a folosit combinația spectrală RGB cu substituit benzile infraroșu apropiat, roșu, verde, unde plantele reflectă lumina din benzile NIR și verde, în timp ce absorb roșu, fiind simbolizate în nuanțe de roșu, iar apa este reprezentată ca albastru închis sau chiar negru datorită absorbției în toate cele trei benzi.

Rezultatul este reclasificat cu limita de clasă la 0,3, putând astfel fi identificate două clase distincte de dezvoltare. Suprapunerea fiecărui poligon din baza de date cu ariile afectate de cele două regiuni obișnuite din calculul NDVI au permis determinarea procentului de acoperire cu alge sau plante acvatice în exces. Informațiile sunt la final înregistrate în fișurile Veg_I (pentru vegetația cu un răspuns spectral slab) și Veg_II (pentru vegetația cu un răspuns spectral intens) din tabelul de atribute (figura 4.38)

lacurile evaluate prin tehnici GIS sau prin calculul unor indicatori, ci doar secvențial, ca o metodă de validare sau de testare a rezultatelor evaluării efectuate prin aplicarea indicelui WRASTIC-HI.

Determinarea gradului de acoperire a lacului cu vegetație plutitoare utilizând ca și metodă teledetecția, precum și evaluarea stării de degradare a lacurilor prin intermediul indicelui WRASTIC-HI, reprezintă o alternativă optimă și pot fi utilizate la scară națională în scopul stabilirii stării de degradare a ecosistemelor lacustre din România.

Bibliografie

- Bangyu, L., Zhang, H., Fanjiang, X. (2014). Water Extraction in High Resolution Remote Sensing Image Based on Hierarchical Spectrum and Shape Features, *Earth and Environmental Science*, 17.
- Bronmark, C., Hansson, L.A. (2005). *The Biology of Lakes and Ponds*, New York: Oxford Univ. Press.
- Chang, N.B. (2012). *Environmental Remote Sensing and Systems Analysis*, USA: Taylor & Francis Group.
- Chen, J.M., Cihlar, J. (1996). Retrieving leaf area index of boreal conifer forests using Landsat TM images, *Remote Sensing of Environment*, 55, 153-162.
- Christopherson, R.W. (1997). *Geosystems: An Introduction to Physical Geography*, 3rd, Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice Hall Inc.
- Dodds, W.K. (2002). *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. Academic Press
- EEA (1010). 10 messages for 2010 Freshwater ecosystems. Office for Official Publication of the European Union. Luxembourg.
- EU, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. Official Journal L 327.
- Gao, B.C. (1996), NDWI – A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space, *Remote Sensing of Environment*, 58, 257 – 266.
- Gasith, A., Gafny, S. (1990). Effects of water level fluctuation on the structure and function of the littoral zone, In: *Tilzer M. M and Serruya C (eds.) Large Lakes: Ecological Structure and Function*, New York: Springer, 156–171.
- Gistescu, P. (1963) *Lacurile din R.P.R. Geneză și regim hidrologic*, Editura Academiei R.P.R.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Christoffersen, K. (1998). *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*, New York: Springer.
- Kalff, J. (2002). *Limnology: Inland Water Ecosystems*, Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall.
- Lampert, W., Sommer, U. (2007). *Limnoecology*, New York: Oxford University Press.
- Likens, G. (2010). *Lake ecosystem ecology*, Amsterdam: Elsevier.
- McFeeters, S.K. (1996). The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features, *International Journal of Remote Sensing*, 17(7) 1452-1432
- MEA (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington DC, Disponibil la <http://www.millenniumassessment.org/en/Framework.html>, Accesat la data de 17.12.2016
- Mirzaei, M., Solgi, E., Abdollrasoul, S.M. (2016). Evaluation of surface water quality by NDFWQI Index and pollution risk assessment, using WRASTIC index in 2015, *Archives of Hygiene Sciences*, 5(4), 264 - 277



- Osborne L.L., Kovacic D.A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water- quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*. 29, 243- 258
- O’Sullivan, P.E, Reynolds, C.S. (2004). *The Lakes Handbook*, Oxford, UK: Blackwell Science.
- Patru, I., Zaharia, L., Oprea, R. (2006) *Geografia fizică a României. Climă, ape, vegetație, soluri*, Editura Universitară, București
- Pisota, I., Zaharia, L. (2002) *Hidrologie*, Editura Universitară din București, București
- Romanelli, A., Esquiú, K.s., Massone, H.E., Escalante, A.H. (2013). GIS-based pollution hazard mapping and assessment framework of shallow lakes: southeastern Pampean lakes (Argentina) as a case study, *Environmental monitoring and assessment*, 185(8), 6943 – 6961.
- Roth, R. (2009). *Freshwaters aquatic bioms*, Westport, CT: Greenwood Press
- Sibson, R. (1981), A brief description of natural neighbor interpolation, *Interpreting multivariate data*, ed. V. Barnett, John Wiley & Sons, 21 - 36
- Swanson, F. J., Gregory, S. V., Sedell, J. R., Campbell, A. G. (1982). Land-water interactions: *The riparian zone. In Analysis of Coniferous Forest Ecosystems in the Western United States..* Stroudsburg, PA: Hutchinson Ross.
- United Nation (1992). Convention on Biological [Diversity.Ch_XXVII_8.Vol_2.Chapter XVIII](https://treaties.un.org/doc/Treaties/1992/06/19920605%2008-44%20PM/Ch_XXVII_08p.pdf). Environment. Disponibil la https://treaties.un.org/doc/Treaties/1992/06/19920605%2008-44%20PM/Ch_XXVII_08p.pdf. Accesat la data de 7.01.2017
- Weatherhead, M.A., James, M.R. (2001). Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes, *Hydrobiologia*, 462, 115–129.
- Wetzel, R.G. (1989). Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators, *International Association of Theoretical and Applied Limnology Proceedings*, 24, 6–24.