



Universitatea
Ștefan cel Mare
Suceava



Facultatea de
Silvicultură

Facultatea de Silvicultură Suceava

TEZĂ DE DOCTORAT

DOMENIUL SILVICULTURĂ

Poluarea ecosistemelor forestiere de rășinoase și foioase și consecințele asupra proceselor auxologice ale arborilor

REZUMAT

CONDUCĂTOR ȘTIINȚIFIC:

CS I. Dr. ing. Ionel POPA

DOCTORAND:

Ing. Cosmin Ilie CUCIUREAN

Suceava, 2024

Cuprins:

1. Introducere.....	1
2. Stadiul cunoștințelor.....	2
3. Scop și obiective.....	3
4. Metodologia de cercetare.....	4
4.1. Zona de studiu.....	4
4.2. Setul de date dendrocronologice.....	7
4.3. Analiza dendrochimică.....	7
4.4. Analiza statistică.....	8
5. Rezultate și discuții.....	10
5.1. Cuantificarea pierderilor de creștere datorate efectelor negative ale poluării industriale locale.....	10
5.1.1. Evaluarea pierderilor de creștere a arborilor de rășinoase.....	10
5.1.2. Evaluarea pierderilor de creștere a arborilor de foioase.....	15
5.2. Analiza influenței poluării asupra relației dintre climă și creșterea arborilor...	19
5.2.1. Analiza răspunsului dendroclimatic al arborilor de rășinoase.....	19
5.2.2. Analiza răspunsului dendroclimatic al arborilor de foioase.....	25
5.3. Evaluarea capacității de stocare a metalelor grele în lemn.....	30
5.3.1. Cuantificarea concentrației metalelor grele din lemn prin metode de analiza expeditivă.....	30
5.3.2. Cuantificarea concentrației metalelor grele din lemn prin metode de analiză precise.....	33
6. Concluzii.....	36
7. Contribuții personale.....	39
8. Bibliografie.....	42

Cuvânt înainte

Această lucrare prezintă rezultatele cercetărilor desfășurate în ecosisteme forestiere afectate de poluarea industrială locală, poluarea fiind un subiect deosebit de discutat în zilele noastre mai ales în contextul actual al schimbărilor climatice. Schimbările climatice, cumulate cu efectele negative pe termen lung induse de poluarea atmosferică constituie un factor de risc major pentru ecosistemele forestiere. Scopul principal al acestei lucrări este de a evalua și cuantifica efectul temporal și spațial al fenomenelor de poluare industrială locală asupra arboretelor.

Relevanța acestei lucrări este subliniată de impactul poluării asupra ecosistemelor forestiere, care rămâne semnificativ chiar și după reducerea efectelor acesteia sau eliminarea surselor de poluare, ca un fenomen care a generat stări alarmiste fără precedent în ecologie. Înțelegerea legăturilor dintre impactul poluării și starea de sănătate a ecosistemelor forestiere este un subiect de actualitate, care preocupă în mod considerabil comunitatea științifică.

Sunt profund recunoscător, în primul rând, îndrumătorului de doctorat CS I Dr. ing. Popa Ionel, pentru ghidarea și sprijinul oferit pe parcursul realizării acestor cercetări. De asemenea, doresc să mulțumesc membrilor comisiei de îndrumare, CS I Dr. ing. Sidor Cristian Gheorghe, Profesor univ. habil. Dr. ing. Roibu Cătălin Constantin și Șef lucrări Dr. ing. Avăcăriței Daniel pentru recomandările constructive făcute pe parcursul realizării celor 3 rapoarte din planul individual al studiilor de doctorat dar și a presușinerii prezentei teze, care au dus la îmbunătățirea substanțială a prezentei lucrări.

Doresc să mulțumesc încă o dată domnului CS I Dr. ing. Sidor Cristian Gheorghe pentru șansa pe care mi-a oferit-o, de a desfășura aceste cercetări în cadrul Proiectului intitulat "Impactul poluării asupra structurii, creșterii multianuale și a acumulărilor de metale grele în ecosisteme forestiere afectate" (PN19070104), cât și personalului din cadrul Stațiunii de Cercetare-Dezvoltare, Experimentare și Producție Câmpulung Moldovenesc care și-au oferit sprijinul pentru prelevarea și prelucrarea probelor.

Apreciez sprijinul necondiționat al familiei și dar și a prietenilor, care au fost o sursă constantă de încurajare și motivație.

Prezenta lucrare este structurată în 6 capitole principale. Primul capitol oferă o introducere și un cadru teoretic, acesta fiind urmat de al doilea capitol care oferă o imagine a studiilor efectuate până acum dar și un scurt istoric al poluării la nivel național. Al treilea capitol face referire la scopul și obiectivele tezei de doctorat, iar capitolul 4 prezintă metodologia de cercetare utilizată. Capitolul 5 cuprinde rezultatele obținute cât și discuțiile aferente, iar la final în al șaselea capitol sunt evidențiate principalele concluzii.

Realizarea acestei teze a fost o provocare intelectuală și personală care m-a ajutat să mă dezvolt pe multiple planuri și sper ca munca depusă să contribuie la avansarea cunoașterii în domeniul dendroecologiei.

Vă invit să parcurgeți această teză cu interes și deschidere, fiind încrezător că veți găsi informații valoroase dar și perspective noi care să contribuie la înțelegerea funcționalității arboretelor în contextul poluării atmosferice.

CUCIUREAN Cosmin Ilie

1. Introducere

Impactul poluării atmosferice asupra ecosistemelor forestiere este un subiect tot mai discutat în ultimii ani, mai ales în spațiile urbane (Chen și Kan., 2008; Molina, 2021). O serie de poluanți printre care și metale grele, sunt eliberați în atmosferă de diferite surse, cum ar fi activitatea minieră, fabricile de prelucrare a metalelor neferoase, arderea combustibililor fosili, și pot avea efecte adverse atât asupra viețuitoarelor cât și asupra ecosistemelor forestiere (Khosropour et al., 2019). În cazul ecosistemelor forestiere impactul poluanților este mai puternic atunci când aceștia acționează în combinație cu schimbările climatice (Taylor et al., 1994).

Arborii prezintă un rol important în ceea ce privește controlul poluării, deoarece aceștia filtrează aerul și reduc efectele negative ale poluării (Alahabadi et al., 2017). Pe lângă reducerea poluării, arborii contribuie la reglarea temperaturii aerului, atenuarea efectelor apelor pluviale (Livesley et al., 2016), dar pot avea și beneficii recreative și sociale (Smardon, 1988). Arborii pot oferi informații legate atât de schimbările climatice cât și de schimbările activității umane, acestea fiind stocate pe decursul mai multor decenii iar informația fiind înregistrată în variația lățimii inelelor anuale dar și în compoziția chimică a acestora (Sensula et al., 2017). În ceea ce privește simptomele vizibile, aceștia redau efectele negative ale poluării prin decolorări ale frunzelor, necroze, căderea prematură a frunzelor, modificări morfologice la nivelul frunzelor și florilor prin dimensiuni mai mici și malformări, dar și uscări de ramuri (Bolea et al., 2006).

Schimbările climatice prin modificările temperaturii aerului cât și a cantităților de precipitații au impact atât asupra arborilor și plantelor prin influența productivității, a distribuției și a ariei de răspândire a acestora, cât și asupra solului (Belyazid et al., 2019; McNulty și Boggs, 2010). Temperaturile ridicate pot avea influențe și asupra fenologiei arborilor, prin mărirea sezonului de vegetație, dar pot contribui și la migrarea speciilor la altitudini mai mari (Parmesan, 2006). Totodată creșterea temperaturilor poate intensifica procesul de evapotranspirație iar în combinație cu reducerea precipitațiilor duc la accentuarea stresului hidric (McDonnell et al., 2013).

Poluarea atmosferică și schimbările climatice sunt doi factori puternic corelați. De cele mai multe ori impactul acestora asupra ecosistemelor forestiere în special asupra creșterilor arborilor și a relației dintre factorii climatici și procesele auxologice au fost analizate separat (Bytnerowicz et al., 2007). Inelul anual al arborilor reprezintă o sursă de informații, oferind detalii atât despre creșterea arborilor dar și despre condițiile de mediu (Altman et al., 2017). Totodată, acesta reprezintă un monitor obiectiv al schimbărilor climatice, dar și a altor factori perturbatori cum ar fi poluarea atmosferică (Juknys et al., 2014).

Multe elemente chimice (P, K, Ca, Fe, Mg, Zn și Cu) sunt esențiale pentru creșterea și dezvoltarea plantelor. Cu toate acestea, atunci când sunt acumulate în cantități excesive, pot deveni dăunătoare (El-Hassan et al., 2002). Printre aceste elemente se numără și o serie de metale grele, care generează efecte negative pe termen lung (Chen et al., 2014).

De cele mai multe ori pentru determinarea concentrației de metale grele acumulate de către arbori s-au folosit frunzele sau acele, dar acest lucru poate evidenția doar impactul actual al poluării, în timp ce inelele anuale pot oferi informații retrospective și pe termen lung în ceea ce privește istoricul poluării și modificările apărute în decursul timpului (Turkyilmaz et al., 2019). Analiza dendrochimică poate fi un indicator important al evoluției poluării deoarece, de exemplu, dezechilibrele apărute în concentrațiile de Mn (mangan) și Ca (calciu) din lemn sunt semnale de avertizare timpurie a unui declin al arborilor, acest lucru fiind demonstrat în cazul bradului (*Abies alba* Mill.) și al pinului (*Pinus sylvestris* L.) (Hevia et al., 2019). Cu toate acestea, puține studii au determinat concentrațiile de metale grele acumulate în inelele de creștere a arborilor (Cocozza et al., 2016).

2. Stadiul cunoștințelor

Aprofundarea cercetărilor de dendroecologie a urmărit cuantificarea impactului poluării asupra ecosistemelor forestiere din mai multe regiuni, România fiind una din țările recunoscute pentru activitățile de minerit cu mult timp în urmă. În Asia de Est a fost demonstrat faptul că depunerile de azot (N) și concentrațiile ridicate de SO₂ și O₃ au dus la declinul pădurilor în anumite perioade, mai ales în apropierea centrelor industriale (Takahashi et al., 2020).

În Lituania efectul negativ al poluării asupra ecosistemelor forestiere a fost semnalat încă din anul 1975 în vecinătatea fabricii Achema (cel mai mare producător de îngrășăminte azotate la nivel mondial), unde au fost observate uscări în masă a arborilor (Armolaitis, 1998). Un studiu recent din aceeași zonă, a cuantificat efectul poluării prin analiza seriilor de creștere a arborilor de pin, afectați în diferite grade de poluare, și semnalând o scădere a creșterilor de până la 45% în cazul arborilor intensiv poluați și de până la 20% în cazul arborilor moderat poluați (Stravinskiene et al, 2013).

Poluarea atmosferică cu dioxid de sulf care acționează direct sau indirect asupra ecosistemelor forestiere este una din principalele cauze a declinului pădurilor în Polonia (Ashmore et al., 1990). Este precizat faptul că pe lângă oxizii de sulf și azot care au avut un impact negativ asupra pădurilor, au fost identificate și concentrații mari de plumb și cadmiu în sol, mai ales în sudul Poloniei (Godzik et al., 1996), concentrația de metale grele din sol determinând o creștere progresivă a acidității solului, cu efecte determinante asupra vegetației forestiere (Staszewski et al., 2012).

A fost demonstrat faptul că poluarea ridicată din perioada anilor 1979-1991, dar și fenomenele climatice extreme au avut influențe negative asupra creșterilor în diametru a arborilor de molid din Cehia. În această perioadă au fost semnalate reduceri ale creșterilor în diametru, care s-au corelat negativ și semnificativ cu concentrațiile de SO₂ și NO_x, iar în ceea ce privește parametri climatici, temperatura din sezonul de vegetație a avut influențe pozitive semnificative asupra creșterii arborilor comparativ cu cantitatea de precipitații (Putalová et al., 2019).

În ceea ce privește determinarea concentrației de metale grele acumulate de către arbori, cel mai adesea au fost folosite frunzele, dar acest lucru poate evidenția impactul actual al poluării, în timp ce inelele anuale pot oferi informații despre istoricul poluării și intensitatea acesteia pe parcursul mai multor decenii (Turkyilmaz et al., 2019). Acest lucru a fost demonstrat în urma unei analize a inelelor anuale de stejar (*Quercus robur* L.) și de arțar (*Acer platanoides* L.) din regiunea Ankara (Turcia), un oraș puternic poluat de traficul rutier dar și de industrializarea puternică, fiind descoperite în compoziția acestora o serie de metale grele acumulate în diferite cantități de-a lungul timpului (Turkyilmaz et al., 2019; Turkyilmaz et al., 2018).

Primele semne ale declinului arborilor de brad și molid în România au fost semnalate încă din anul 1967, în jurul Fabricii de Ciment Bicăz (Giurgiu, 1967). Praful de var și ciment are o influență negativă asupra arborilor deoarece se depune pe aparatul foliar, astfel diminuând capacitatea acestora de a reține anumite substanțe din atmosferă. Totodată, au fost semnalate și pierderi ale creșterii în diametru de până la 52% în cazul arborilor de molid situați în zonele poluate, comparativ cu modelul creșterii în diametru al molidului neafectat de poluare (Ianculescu, 1978).

În zona Târnița efectul negativ al poluării cu metale grele datorită activităților de minerit și în urma emisiilor rezultate de industria de prelucrare primară a minereurilor neferoase și a baritinei, a făcut obiectul mai multor studii de-a lungul timpului (Barbu și Flocea, 1989; Popa și Barbu, 2001; Flocea, 2013). Ca efecte asupra arborilor, au fost sesizate atât reducerea vizibilă ale creșterilor arborilor din această zonă în perioada 1970-1991, cât și uscări ale arborilor

(Flocea și Negrea, 2011; Flocea, 2013). Un studiu recent din aceeași zonă scoate în evidență faptul că o parte din aceste metale grele pot fi absorbite cu ușurință de către arbori, fiind identificate concentrații de Zn de până la $6.61 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ și Cu $2.86 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Iacoban et al., 2019).

Declinul arborilor de foioase din România ca urmare a poluării industriale locale cu metale grele, a fost semnalat încă din anul 1970 în zona Baia Mare, iar ca efecte asupra vegetației forestiere a fost semnalată diminuarea creșterilor, care s-au concretizat în pierderi însemnate de masă lemnoasă (Leșan, 2003). Studii mai recente din zona Baia Mare arată prezența metalelor grele mai ales în sol și plante (Mihali, et.al. 2013).

Contaminarea solului cu metale grele ca urmare a activității de minerit dar și de prelucrare a metalelor neferoase au avut efecte negative nu doar asupra vegetației forestiere cât și asupra plantelor cultivate de locuitorii zonei dar și asupra pomilor fructiferi. A fost demonstrat faptul că pătrunjelul, gulia și salata printre cei mai mari acumulatori de metale grele din sol (Roba et al., 2016). Deși activitățile de minerit din această zonă au fost oprite de mulți ani, studii recente evidențiază faptul că încă există concentrații ale metalelor grele în sol care depășesc pragurile limită stabilite de legislația în vigoare (Sur et al., 2022).

Efectul negativ al poluării cu metale grele dar și cu negru de fum a fost semnalat și în zona Copșa Mică, atât asupra vegetației forestiere cât și asupra solului, unde au fost găsite în componența solului metale grele cum ar fi plumb, cupru, zinc și cadmiu peste limitele admise (Ianculescu et al., 2009).

Urmare a activității industriale, cumulată cu lipsa măsurilor eficiente de reducere a poluării, zona Copșa Mică a fost considerată ca fiind cel mai poluat oraș din Europa. Ulterior, după 1990, ca urmare a reducerii semnificative a activității industriale, nivelul de poluare atmosferică s-a redus foarte mult. Însă contaminarea solului și a apelor subterane rămâne încă o problemă stringentă de mediu pentru zona Copșa Mică (Muntean et al., 2013).

În anul 1990, suprafața de teren afectat de poluarea cu metale grele a fost evaluată la aproximativ 181 000 ha, din care 31 000 ha făcând parte din fondul forestier și 150 000 ha fiind teren agricol. Concentrațiile ridicate ale metalelor grele din sol, la fel ca și în zona Baia Mare, au dus la acumularea acestora în cantități excesive în legumele cultivate în această zonă și implicit la efecte adverse asupra consumatorilor (Lăcătușu et al., 1996).

Analiza concentrației metalelor grele acumulate de către arborii din această zonă a fost realizată prin prisma atât a frunzișului cât și a scoarței. Au fost identificate concentrații ale Pb de peste $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Cu până la $70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Zn până la $800 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ și Cd până la $4,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ în compoziția frunzelor de gorun și fag afectate de poluarea industrială locală (Ianculescu et al., 2009). Mai târziu au fost analizate și inelele de creștere a arborilor fiind identificate în componența stejarului pedunculat concentrații ridicate ale metalelor grele cum ar fi Cu, Ni, Mg și Fe (Nechita et al., 2020).

Având în vedere faptul că studiile realizate în acest sens în România se găsesc într-un număr redus, iar marea majoritate a acestora au abordat problema în perioada în care activitatea industrială se desfășura la un nivel foarte ridicat sunt necesare noi cercetări pentru obținerea de noi informații privind evoluția ecosistemelor forestiere atât în perioada afectată cât și după ce activitatea industrială a fost oprită. Un lucru important de menționat este faptul că în această teză de doctorat au fost analizați arborii care au supraviețuit efectelor negative ale poluării industriale, deoarece conform studiilor menționate anterior mulți arbori s-au uscat în momentul în care nivelul poluării aerului generat de activitatea industrială era foarte ridicat.

Cercetările s-au realizat în cadrul proiectului ”Impactul poluării asupra structurii, creșterii multianuale și a acumulărilor de metale grele în ecosisteme forestiere afectate” (PN19070104).

3. Scop și obiective

Cercetările actuale au scopul de a contribui cu noi informații privind efectul poluării atmosferice asupra vegetației forestiere, modul în care poluanții atmosferici afectează creșterea arborilor și mecanismele prin care poluarea aerului interferează cu procesele fiziologice ale arborilor în scopul adaptării măsurilor de management și a gestionării durabile.

În cadrul tezei de doctorat au fost stabilite următoarele obiective:

- Cuantificarea pierderilor de creștere datorate efectelor negative ale poluării industriale locale pentru 4 specii de arbori din 4 zone ale țării puternic afectate de poluarea industrială (Târnița, Bicăz, Copșa Mică și Baia Mare).
- Analiza influenței poluării industriale locale asupra relației dintre factorii climatici și creșterea arborilor în funcție de gradul de afectare a poluării.
- Evaluarea capacității de stocare a metalelor grele în lemn prin analiza chimică a probelor de creștere radială prin două metode analitice diferite.

4. Metodologia de cercetare

4.1. Zona de studiu

Având în vedere obiectivele urmărite, studiul a fost realizat în ecosisteme forestiere afectate de poluarea industrială locală, în arborete de rășinoase din zona Târnița (Suceava) și Tașca (Bicăz) și în arborete de foioase din zonele Copșa Mică (Sibiu) și Baia Mare (Figura 4.1). Speciile analizate, sunt arbori de fag (*Fagus sylvatica* L.) din zona Baia Mare, arbori de fag și gorun (*Quercus petraea* L.) din zona Copșa Mică și arbori de molid (*Picea abies* L.) și brad (*Abies alba* L.), aceștia fiind arborii care au supraviețuit efectelor negative ale poluării generate de activitatea industrială până în anul 1990.

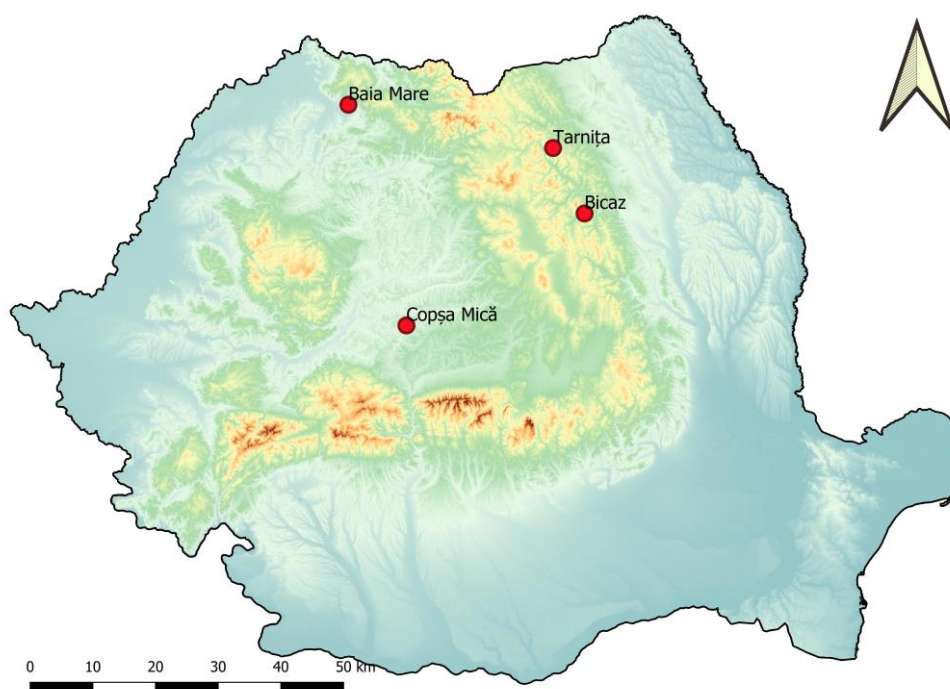


Figura 4.1. Localizarea zonelor de studiu la nivel național

În cele patru zone puternic afectate de poluarea industrială locală a fost amplasată o rețea de suprafețe experimentale urmărind faptul ca arborele analizate să fie situate la diferite distanțe față de sursele de poluare.

În zona Tarnița au fost amplasate un număr de 15 suprafețe de cercetare (Figura 4.2) din care s-au prelevat carote de creștere de la două specii de arbori (molid și brad). Suprafețele au fost amplasate pe raza O.S. Stulpicani în 5 unități de producție diferite.

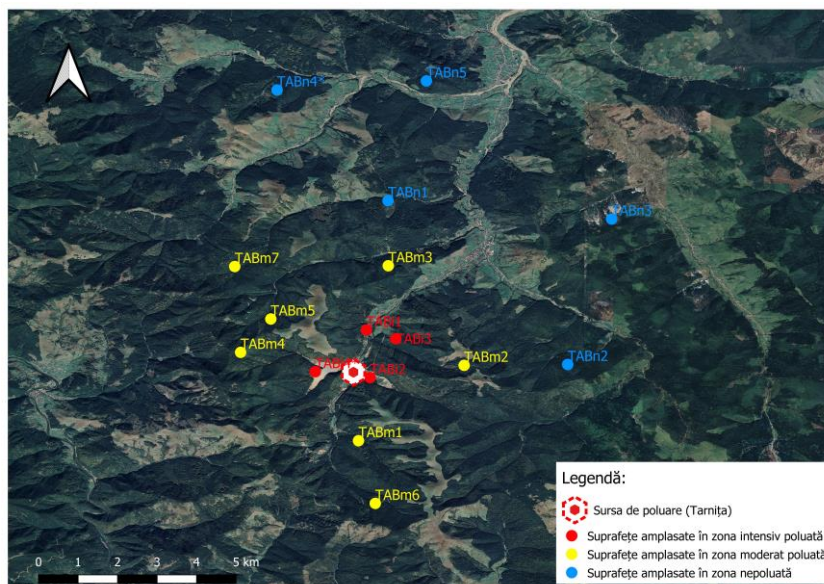


Figura 4.2. Localizarea rețelei de suprafețe experimentale din zona Tarnița

În zona Bicaz, rețeaua de suprafețe experimentale este situată în cadrul O.S. Bicaz și integrează arborete cu o vârstă cuprinsă între 75 și 180 ani. În această zonă rețeaua cuprinde un număr de 12 serii de creștere (6 pentru molid și 6 pentru brad) în zona intensiv poluată, 6 serii de creștere (3 pentru molid și 3 pentru brad) în zona moderat poluată, și 6 serii de creștere (3 pentru molid și 3 pentru brad) în zona în care poluarea locală nu a avut efect (Figura 4.3).

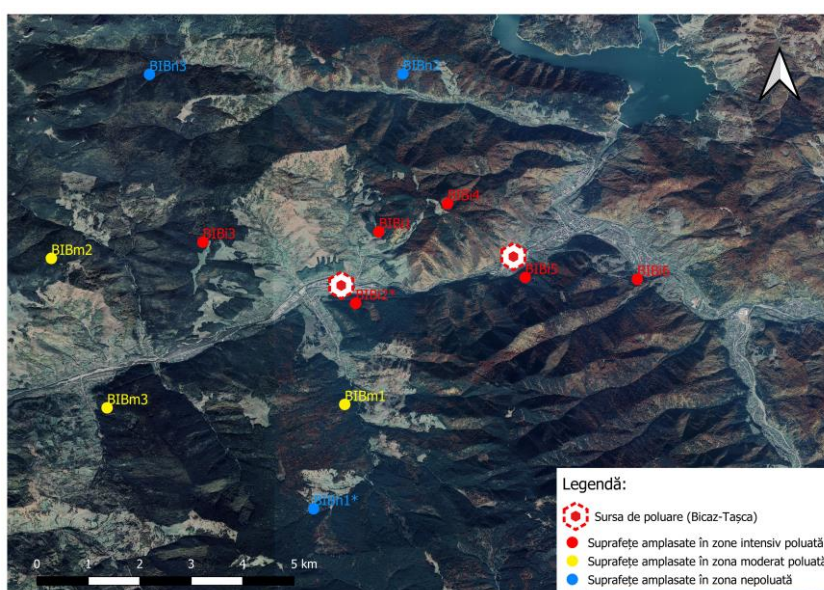


Figura 4.3. Localizarea rețelei de suprafețe experimentale din zona Bicaz

În zona Copșa Mică rețeaua de suprafețe experimentale este compusă dintr-un număr de 12 suprafețe amplasate pe raza O.S. Mediaș, în cadrul a trei unități de producție. Rețeaua cuprinde 6 serii de creștere (3 pentru fag și 3 pentru gorun) localizate în zona intensiv poluată, 11 serii de creștere (5 pentru fag și 6 pentru gorun) în zona moderat poluată, iar în zona neafectată de factorii de poluare rețeaua cuprinde 3 serii de creștere pentru fag și 3 pentru gorun (Figura 4.4).

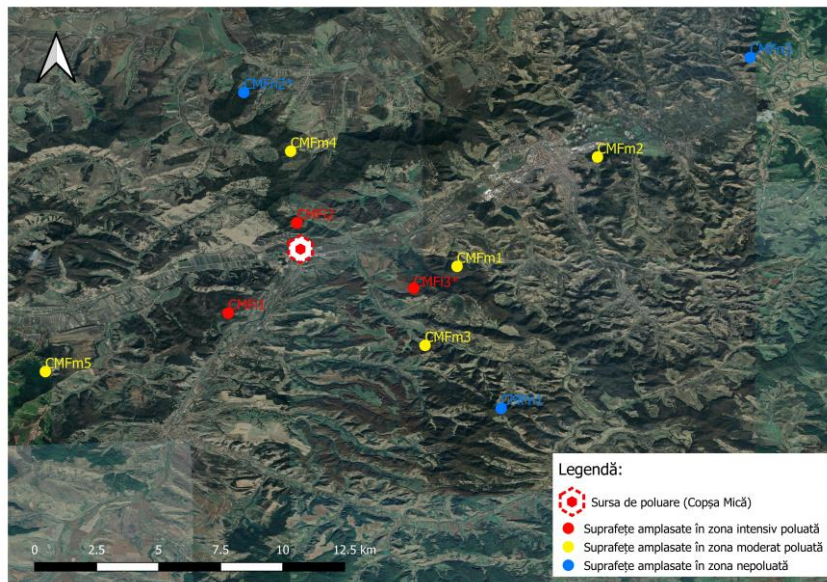


Figura 4.4. Localizarea rețelei de suprafețe experimentale din zona Copșa Mică

În zona Baia Mare, rețeaua de suprafețe experimentale are în componență un număr de 5 serii de creștere pentru specia fag situate în zona intensiv poluată, 3 serii de creștere în zona moderat poluată, și 4 serii de creștere în zona neafectată de poluarea industrială locală (Figura 4.5). Arboretele componente ale rețelei de suprafețe experimentale din zona Baia Mare sunt împărțite pe raza a trei Ocoale Silvice (O.S. Firiza, O.S. Baia Sprie și O.S. Tăuții Măgherăuș).

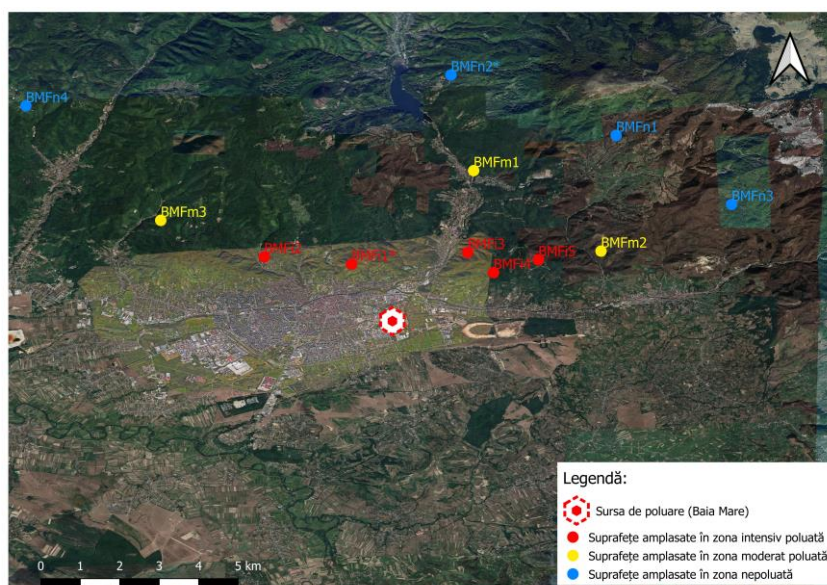


Figura 4.5. Localizarea rețelei de suprafețe experimentale din zona Baia Mare

4.2. Setul de date dendrocronologice

Prelevarea probelor de creștere a arborilor s-a realizat cu ajutorul burghiului Pressler, fiind recoltat un număr de minim 40 de probe din fiecare suprafață și pentru fiecare specie luată în studiu (molid, brad, fag și gorun). Probele au fost recoltate de la înălțimea de 1,30 m, fiind prelevată o singură probă din fiecare arbore.

Prelucrarea primară a probelor de creștere radială a constat în montarea lor pe plăci speciale care ulterior au fost șlefuite cu benzi abrazive de diferite granulații pentru o evidențiere cât mai bună a structurii inelelor anuale. După șlefuire plăcile au fost scanate, pentru a putea face posibilă măsurarea, interdatarea, și elaborarea seriilor de creștere în programe informatice cum ar fi CooRecorder 9.0 (Cybis Elektronik, 2016), CDendro 9.0 (Cybis Elektronik, 2016), COFECHA (Holmes, 1983; Cook et al., 1997; Cook et al., 1990), RStudio (R Core Team, 2017).

Seriile de creștere radială medii au fost obținute prin calculul valorii medii a tuturor seriilor individuale din toate suprafețele cu același grad de afectare al poluării.

Seriile de creștere în suprafața de bază s-au reconstituit pe baza creșterilor radiale. Reconstituirea s-a realizat de la centru (sau cel mai apropiat inel de centrul arborelui) spre exterior. Creșterea în suprafața de bază s-a calculat pentru fiecare serie individuală. Ca și în cazul creșterilor radiale, seriile medii de creștere pe fiecare grad de afectare al poluării s-au obținut prin calculul valorii medii a tuturor seriilor individuale.

Standardizarea seriilor de creștere s-a realizat folosind o funcție spline cu o lungime egală cu 67% din lungimea seriei (Cook et al, 1990). Calculul indicilor de creștere s-a realizat ca raport între valorile măsurate și funcția teoretică fiind calculați pentru fiecare serie de creștere individuală. Seriile indicilor de creștere de referință au fost obținute folosind media bi-ponderată (Fritts, 1976) a tuturor seriilor de creștere cu același grad de afectare al poluării.

Pentru realizarea analizelor ulterioare au fost utilizate seriile dendrocronologice medii cu același grad de afectare al poluării.

Prelucrarea seriilor de creștere s-a realizat cu ajutorul programului R (R Core Team, 2017) și folosind pachetul `dpIR` (Bunn, 2008).

4.3. Analiza dendrochimică

În vederea realizării analizelor dendrochimice au fost prelevate 64 de probe de creștere radială cu burghiul Pressler cu diametrul interior de 12 mm. Probele au fost recoltate din toate cele 4 zone luate în studiu, fiind aleasă câte o suprafață din zona intensiv poluată și una din zona neafectată de poluare.

Ulterior probele au fost secționare la o periodicitate de 5 ani, începând cu anul 2020, și cu o lungime totală a seriei de 60 ani, până în anul 1961 inclusiv. Acest lucru a fost necesar pentru a putea surprinde elementele chimice acumulate de inelele de creștere anuală atât în perioadele intens poluate cât și în perioada după ce activitatea industrială s-a redus semnificativ.

În urma secționării probelor de creștere radială în secvențe de câte 5 inele anuale pe o perioadă de 60 de ani, din fiecare carotă a fost obținut un număr de 12 probe, rezultând în final un număr de 768 de probe.

Pentru identificarea elementelor chimice acumulate în inelele de creștere au fost folosite două metode: Spectrometria de Masă cu Plasmă Cuplată Inductiv (ICP-MS) și Spectrofluometria de Raze X (XRF).

Metoda XRF fiind una expeditivă, a permis analiza probelor direct de către echipament, timpul de prelucrare a probelor fiind unul scurt. Pregătirea probelor a constat doar în măcinarea acestora și producerea unei probe solide compacte prin peletizare la presiune medie în matrițe inelare. Acest lucru a fost necesar pentru a evita problemele cauzate de

densitățile diferite ale lemnului la nivelul inelului anual. Această metodă oferă rezultate rapide cu costuri relativ reduse comparativ cu metoda ICP-MS, aceasta fiind folosită în special pentru analize cantitative și rapide de determinare a elementelor chimice (Al Maliki et al. 2017), însă cu o limită de detecție mult mai ridicată comparativ cu ICP-MS. Toate setările necesare s-au făcut direct pe echipament.

În cazul acestei metode, au fost analizate 672 de probe rezultate din secționarea a 56 de carote, fapt datorat atât costurilor mai reduse cât și a timpului mai scurt necesar realizării analizelor. Prin această metodă au fost analizate carote provenite de la toate speciile luate în studiu (molid și brad din zonele Tarnița și Bicz, fag și gorun din zona Copșa Mică și fag din zona Baia Mare). Analiza s-a realizat pe câte 4 carote de creștere pentru fiecare specie și pentru fiecare suprafață (intensiv poluată și nepoluată).

Metoda ICP-MS a necesitat o prelucrare mai îndelungată a probelor. Probele au fost uscate în cuptor la 105 °C, măcinate și apoi dizolvate complet într-un amestec 5:1 de acid azotic și peroxid de hidrogen folosind 0,5-1 g de probă. Probele au fost mineralizate în acizi organici și tratate într-un digester cu microunde, rezultând o soluție lichidă care ulterior s-a folosit pentru analiza ICP-MS. Aceasta este o metodă utilizată pe scară largă, cu o precizie ridicată și o limită de detecție foarte scăzută (Aries et al., 2000).

Din cauza costurilor ridicate și a timpului îndelungat necesar pentru analiza ICP-MS, doar 8 carote de creștere au fost analizate prin această metodă. Speciile analizate au fost brad din zona Tarnița, molid din zona Bicz, fag din zona Baia Mare și gorun din zona Copșa Mică. Au fost analizate câte două carote de creștere pentru fiecare specie, una din zona intensiv poluată și una din zona neafectată de poluare. Numărul total de probe rezultat în urma secționării carotelor și analizat prin această metodă este de 96.

Analizele au fost efectuate în Laboratorul de analize de mediu din cadrul Institutului de Cercetări pentru Instrumentație Analitică (ICIA).

4.4. Analiza statistică

În ceea ce privește analiza statistică a datelor, pentru fiecare serie de creștere obținută la nivel de suprafață experimentală au fost calculați parametrii statistici specifici (Fritts, 1976; Schweingruber, 1996): numărul de arbori din care au fost prelevate probe de creștere, perioada acoperită de fiecare serie utilizând un număr minim de 10 serii individuale, creșterea radială medie, sensibilitatea medie (modificarea procentuală medie a lățimii inelului anual în raport cu următorul inel anual – Fritts, 1976) și autocorelația de ordinul I.

Cuantificarea efectului negativ al poluării asupra creșterilor arborilor s-a realizat prin utilizarea metodologiilor consacrate din domeniul dendroecologiei, respectiv analiza seriilor de creștere medii dar și analiza ratelor de creștere.

Ca indicatori s-au folosit atât seriile de creștere radială (IR), cât și seriile de creștere în suprafața de bază (BAI). Metoda folosită pentru a identifica perioada în care arborii au fost afectați de poluarea industrială locală este cea a comparării seriilor de creștere medii a arborilor afectați în diferite grade de poluare. Această metodă presupune ca arborii analizați să fie situați în condiții climatice și staționale asemănătoare, dar se consideră că dacă numărul de probe este destul de mare, chiar dacă există diferențe staționale, totuși pot fi identificate anumite anomalii la nivelul inelelor anuale care să fie explicate prin prezența unui factor perturbator (Schweingruber et al., 1990).

Pierderile de creștere (Pc) a arborilor s-au calculat între seriile de creștere medii din zonele intensiv și moderat poluate raportate la seria de creștere de creștere a arborilor de referință din zonele neafectate de poluare s-a calculat cu ajutorul formulei:

$$P_C = \frac{I_{rn} - I_{ri}}{I_{rn}} \cdot 100;$$

unde: P_c = pierderea creșterilor (%); I_{rn} = creșterea medie a arborilor în perioada afectată, din zona de referință (nepoluată); I_{ri} = creșterea medie a arborilor în perioada afectată, din zona intensiv sau moderat poluată;

Pierderile de creștere au fost calculate atât pentru creșterea radială cât și pentru creșterea în suprafața de bază.

Evaluarea gradului de reducere și de recuperare a creșterii ca urmare a influenței poluării industriale locale s-a realizat prin analiza **ratelor de creștere** raportând creșterea dintr-o anumită perioadă la creșterea din perioada anterioară pentru fiecare zonă afectată de poluare (intensiv, moderat și nepoluat) pentru creșterea în suprafața de bază. Calculul ratelor de creștere s-a realizat luând în calcul perioade de 3, 5 și 7 ani pentru a putea surprinde și eventuale diferențe existente în ceea ce privește perioada de timp care trebuie avută în vedere în momentul evidențierii influenței factorilor de poluare asupra arboretelor prin intermediul ratelor de creștere. Ratele de creștere au fost calculate pentru fiecare serie individuală, iar ratele de creștere medii au fost obținute folosind media aritmetică a seriilor cu același grad de afectare al poluării.

Impactul poluării locale asupra relației dintre factorii climatici și creșterea arborilor s-a realizat prin analiza legăturii corelative dintre acești parametri.

În vederea realizării analizei au fost utilizate seriile dendrocronologice standardizate medii cu același grad de afectare al poluării. Indicii utilizați pentru analiza legăturii corelative dintre seriile de creștere și parametrii climatici au fost cei obținuți în seria reziduală.

În ceea ce privește parametri climatici, au fost folosite date meteo (temperatura medie și cantitatea de precipitații totală) lunare, de tip grid CRU TS 4.03, cu o rezoluție spațială de $0,5 \times 0,5^\circ$ (Harris et al., 2014), pentru perioada 1901-2020. Pentru realizarea analizei corelative dintre creșterea arborilor și factorii climatici s-au luat în calcul 13 luni, începând cu luna septembrie a anului precedent și inclusiv luna septembrie a anului curent. Semnificația corelației a fost stabilită cu ajutorul metodei bootstrap, cu un număr de 1000 de repetiții și cu o probabilitate de acoperire de 95% ($p < 0.05$) (Zang și Biondi, 2015). Pentru evidențierea efectului temporal al poluării asupra relației dintre factorii climatici și creșterea arborilor, au fost calculate corelații pe perioade mobile de 15 ani, pentru lunile unde s-au constatat diferențe mari ale coeficienților de corelație în raport cu gradul de poluare. Pentru testarea semnificației diferențelor dintre coeficienții de corelație obținuți în cazul corelațiilor pe perioade mobile, s-a utilizat analiza varianței (ANOVA) pentru perioadele unde au fost semnalate răspunsuri dendroclimatice diferite în funcție de gradul de afectare al poluării.

Analiza și prelucrarea datelor s-a realizat cu ajutorul programului R (R Core Team 2017), folosind pachetele „dplr” (Bunn, 2008) și „treeclim” (Zang și Biondi, 2015).

Pentru testarea semnificației diferențelor dintre concentrațiile metalelor grele identificate în zonele poluate și nepoluate au fost utilizate teste specifice.

În vederea testării diferențelor în ceea ce privește compoziția chimică a arborilor din zonele intensiv poluate și nepoluate se poate aplica analiza simplă a varianței (ANOVA). Dar aplicarea acesteia este necesară îndeplinirea unor condiții, una din ele fiind distribuția normală a datelor. Pentru testarea normalității datelor a fost aplicat testul Shapiro-Wilk. Deoarece în cele mai multe cazuri datele nu sunt distribuite normal, pentru determinarea gradului de semnificație între elementele chimice din inelele de creștere a arborilor din zonele intensiv poluate și cele nepoluate s-a folosit testul non-parametric Kruskal-Wallis H.

Pentru a identifica dacă există sau nu diferențe semnificative între trendurile din zonele cu grade diferite de afectare a poluării, a fost utilizată analiza covarianței (ANCOVA). Testul Mann-Kendall a fost de asemenea aplicat pentru a evalua dacă există un trend, fie el crescător sau descrescător, a concentrației metalelor grele în timp. Prelucrarea datelor, analizele și prezentările grafice au fost realizate cu ajutorul software-ului RStudio (R Core Team, 2017) și a pachetelor „jmv” (Selker et. al., 2022) și „Kendall” (McLeod și McLeod, 2015).

5. Rezultate și discuții

5.1. Cuantificarea pierderilor de creștere datorate efectelor negative ale poluării industriale locale

5.1.1. Evaluarea pierderilor de creștere a arborilor de rășinoase

Analizând seriile de creștere radială (IR) ale molidului afectat în diferite grade de poluarea industrială locală din zona Târnița, poate fi observat faptul că cele mai mari creșteri au fost înregistrate la molidul intensiv și moderat poluat. Deși creșterile molidului respectă aproximativ același trend al variației indiferent de intensitatea poluării, totuși se poate observa faptul că molidul din zonele intensiv și moderat poluate prezintă creșteri mai reduse în perioada 1980-1990, comparativ cu molidul din zona nepoluată.

În cazul analizei seriilor de creștere radială a bradului poate fi observat faptul că până în anul 1970 arborii din zonele intensiv și moderat poluate prezintă creșteri ușor mai ridicate comparativ cu arborii din zona nepoluată. Din anul 1970 se observă o reducere evidentă a creșterilor radiale a bradului din zona intensiv poluată. Trendul este unul descrescător până la nivelul anului 1985, an în care se poate observa și cea mai mare diferență între creșterile bradului intensiv poluat, comparativ cu cel nepoluat și moderat poluat. După anul 1985 această diferență se restrânge, urmând ca la nivelul anului 1995 să nu mai existe diferențe de creștere indiferent de gradul poluării, semn că factorul perturbator a dispărut iar arborii și-au reluat creșterile normale. În acest caz, în perioada 1970-1995 bradul intensiv poluat a înregistrat pierderi de creștere (Pc) de 30.6% comparativ cu creșterea radială de referință a bradului nepoluat.

În ceea ce privește creșterea în suprafața de bază (BAI) se poate observa faptul că molidul din zona intensiv poluată prezintă creșteri mai reduse comparativ cu arborii din zona moderat poluată și cea nepoluată în perioada 1950-1996 (Figura 5.2). Această perioadă se suprapune cu perioada în care Uzina de preparare Târnița își desfășura activitatea. După anul 1996 creșterea în suprafața de bază a molidului din zona intensiv poluată este identică cu cea a molidului din zona nepoluată, acestea fiind chiar mai mari după anul 2003. În perioada 1950-1996 arborii din zona intensiv poluată au înregistrat creșteri în suprafața de bază mai reduse cu 23,9%, iar cei din zona moderat poluată cu 10%, comparativ cu arborii de referință din zona neafectată de poluare (Figura 5.1).

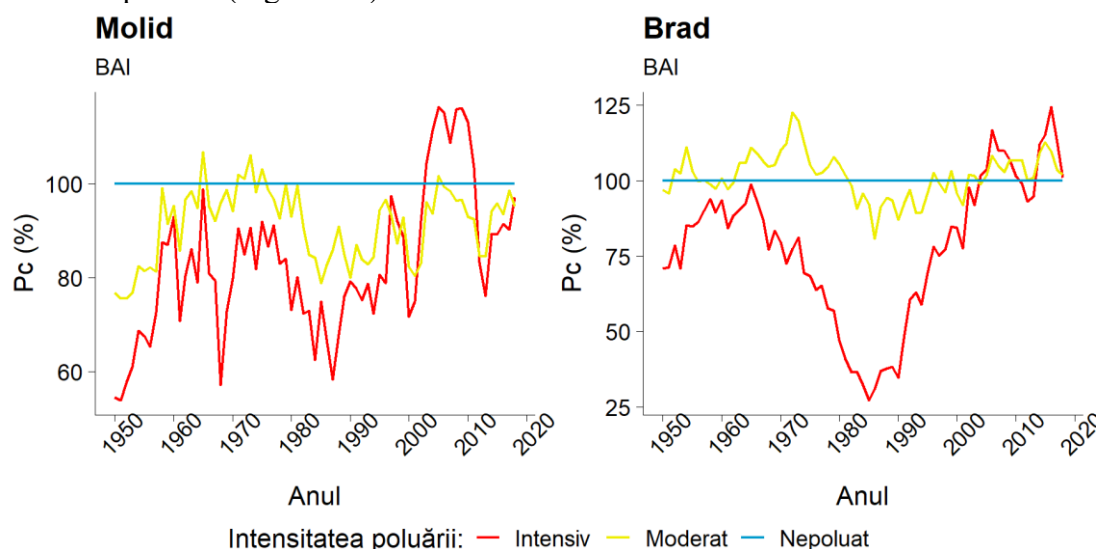


Figura 5.1. Pierderile de creștere a speciilor de rășinoase din zona Târnița

O reducere vizibilă a creșterilor molidului din zona Tarnița a fost identificată în perioada 1970-1991, fapt datorat poluării generate de activitatea complexului minier Tarnița, fiind totodată semnalată și o îmbunătățire a stării de sănătate a arborilor după anul 1991 (Flocea și Negrea, 2011).

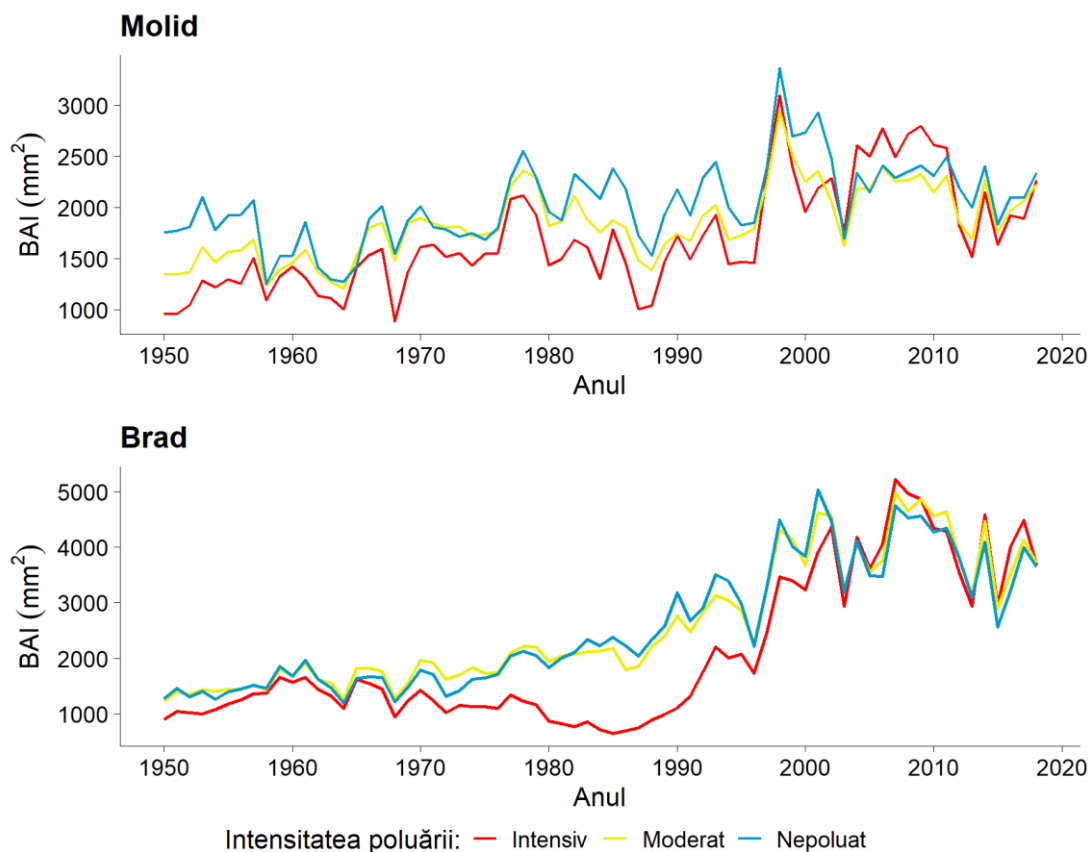


Figura 5.2. Creșterea medie în suprafața de bază a speciilor de rășinoase din zona Tarnița

În cazul bradului, poate fi observat faptul că până la nivelul anului 1965 nu există diferențe mari în ceea ce privește creșterea în suprafața de bază indiferent de gradul de afectare al poluării (Figura 5.2). După anul 1965 creșterile în suprafața de bază a bradului nepoluat prezintă o scădere până la nivelul anului 1985, iar creșterile bradului moderat poluat deși prezintă o ușoară creștere, totuși acestea sunt mai reduse decât creșterea de arborilor de referință. Diferențele seriilor de creștere în suprafața de bază a bradului se reduc începând din anul 1995, urmând ca din anul 2003 creșterile să fie similare indiferent de gradul de afectare al poluării. Pierderile de creștere în suprafața de bază din perioada 1965-1995, sunt de 42,8% în cazul bradului intensiv poluat și de doar 1% în cazul bradului moderat poluat comparativ cu bradul din zona nepoluată (Figura 5.1).

Pentru a evidenția dacă diferențele menționate anterior sunt determinate de influența poluării locale, au fost calculată rata de creștere pentru fiecare specie și pentru fiecare zonă afectată de poluare (intensiv, moderat și nepoluat). Rata de creștere a arborilor de molid din zona intensiv poluată prezintă valori mai ridicate în perioada 1985-1995, semn că înainte de această perioadă arborii au fost afectați de factorii de poluarea locală, după cum se poate observa și în figura 5.3. În perioada 1960-1985, rata de creștere prezintă valori mai reduse în zona intensiv și moderat poluată comparativ cu seria de referință din zona nepoluată, iar această diferență este mai bine evidențiată cu cât perioada luată în calcul este mai mare (5 și 7 ani), deoarece poluarea este un factor care afectează arborii pe o perioadă lungă. Din anul 1985 molidul din zona intensiv și moderat poluată prezintă valori mai ridicate ale ratelor de creștere

mai ales în zona intensiv poluată, comparativ cu molidul din zona nepoluată, semn că acesta a fost capabil să atingă un nivel ridicat al creșterilor după ce influența negativă a factorilor de poluare s-a redus.

Un efect similar asupra arborilor de molid a fost semnalat și în munții Karkonosze din Polonia, arbori care au fost afectați de poluarea industrială locală, și care au înregistrat valori scăzute ale ratelor de creștere începând din anul 1980 și până la începutul anilor 90 (Godek et al., 2015). Autorii menționează faptul că starea de sănătate a arborilor s-a îmbunătățit după ce emisiile poluante s-au redus, lucru confirmat prin majorarea ratelor de creștere.

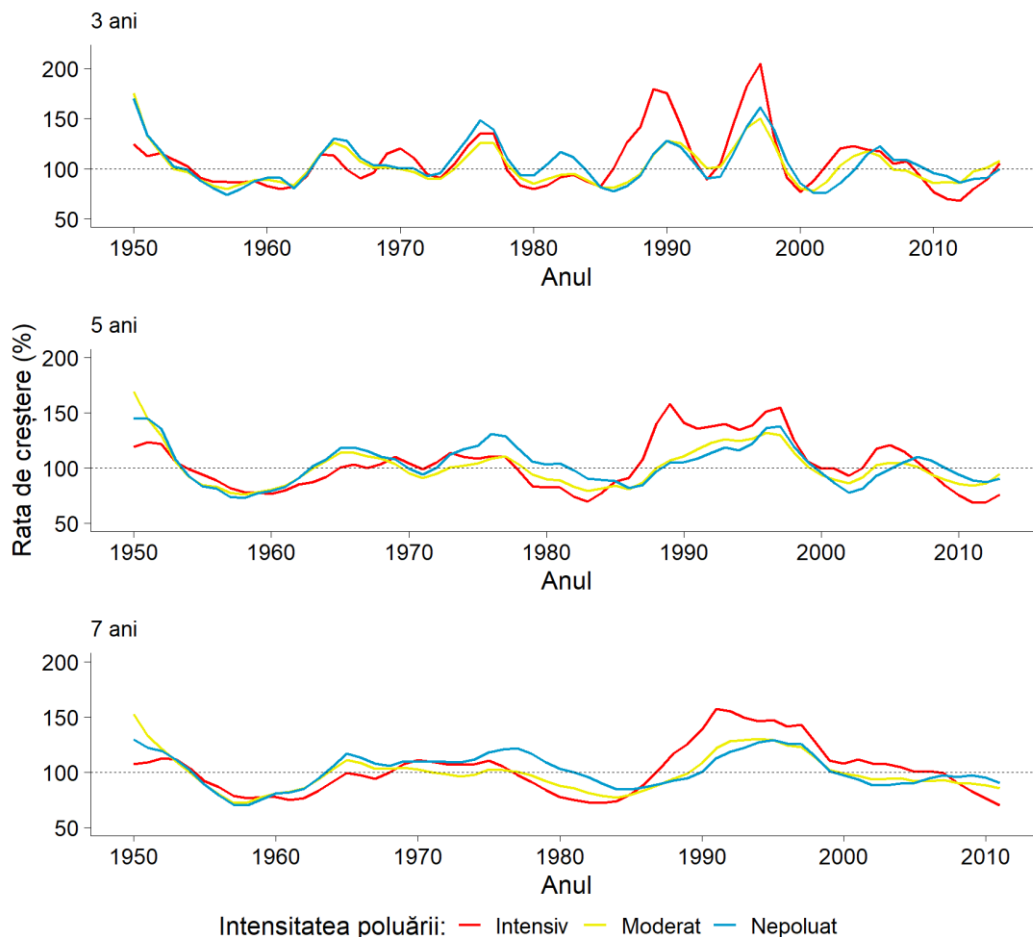


Figura 5.3. Rata de creștere a molidului din zona Tarnița

Bradul a surprins mult mai bine efectul poluării industriale din zona Tarnița comparativ cu molidul, lucru care este vizibil în cazul ratelor de creștere. Astfel, poate fi observat faptul că bradul a surprins efectul poluării în perioada 1965-1985, perioadă în care arborii din zona intensiv poluată prezintă valori mai scăzute a ratelor de creștere comparativ cu cei din zonele moderat poluată și nepoluată (Figura 5.3).

Seriile de creștere radială a speciilor de rășinoase din zona Bicz sunt relativ similare. Diferențe pot fi observate în raport cu gradul de afectare al poluării, unde atât în cazul molidului cât și al bradului se observă că în perioada 1950-1965 creșterile arborilor din zona intensiv poluată sunt mai ridicate comparativ cu cele din zona nepoluată. Începând din anul 1965 creșterea radială a arborilor din zona intensiv poluată prezintă o continuă scădere până la nivelul anului 1987. După acest an, valorile creșterii radiale cresc, iar după anul 1995 creșterea arborilor din zona intensiv poluată, este similară sau chiar mai ridicată comparativ cu cei din zona nepoluată. Pierderile de creștere înregistrate în această perioadă, sunt de 9,7% în cazul molidului intensiv poluat, comparativ cu cel din zona nepoluată. Bradul prezintă pierderi de creștere de 13%, acestea fiind mai ridicate comparativ cu molidul din aceeași zonă.

În cazul creșterilor în suprafața de bază diferențe în raport cu intensitatea poluării s-au observat în perioada 1978-1996 (Figura 5.4). În această perioadă se observă un declin al creșterilor arborilor din zona intensiv poluată comparativ cu seria de referință. După anul 1996 molidul din zona intensiv poluată prezintă creșteri mai ridicate comparativ cu molidul din zona nepoluată. Pierderile de creștere în suprafața de bază a molidului intensiv poluat în perioada 1978-1996 au fost de 11,8%, comparativ cu arborii din zona nepoluată.

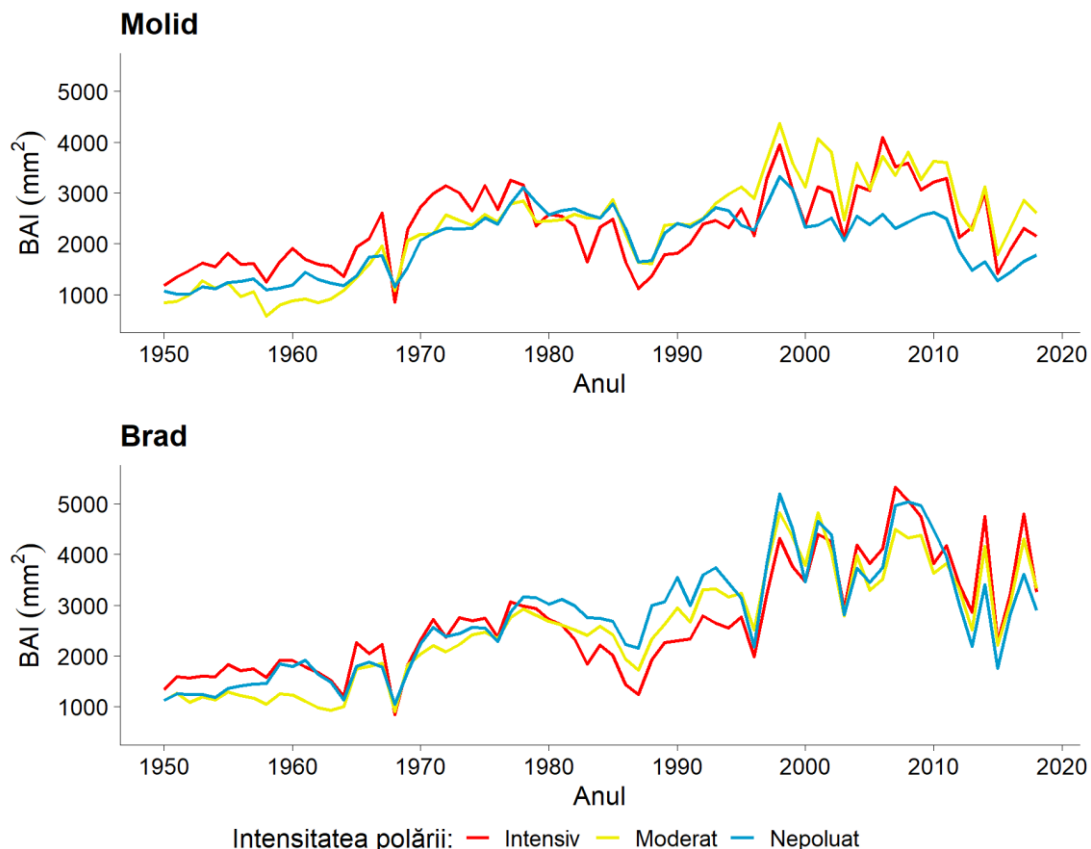


Figura 5.4. Creșterea medie în suprafața de bază a speciilor de rășinoase din zona Biczaz

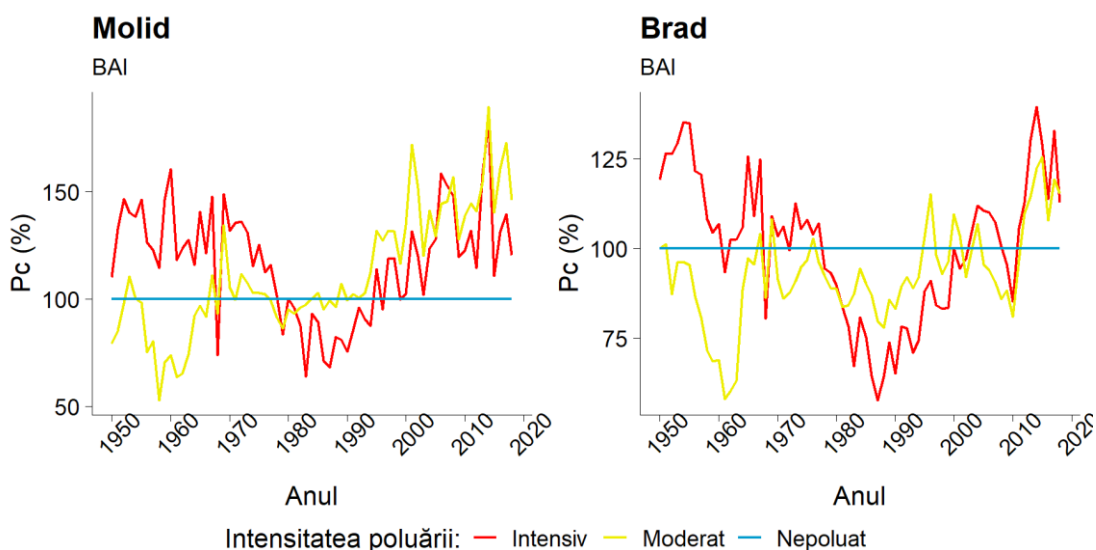


Figura 5.5. Pierderile de creștere a speciilor de rășinoase din zona Biczaz

În acest caz arborii din zona moderat poluată prezintă creșteri similare cu cei din zona neafectată de poluare. Ca și în cazul creșterilor radiale, pierderile de creștere în suprafața de

bază a bradului sunt mai ridicate comparativ cu molidul din aceeași zonă. Astfel bradul intensiv poluat a înregistrat creșteri mai reduse cu 22,6% în zona intensiv poluată și cu 10,6% în zona moderat poluată, comparativ cu seria de referință (Figura 5.5).

Primele semne ale declinului arborilor din zona Bicaz, cauzate de poluarea cu praf de var și ciment au fost semnalate încă din anul 1978, fiind înregistrate pierderi de creștere în volum de 50% în cazul arboretelor din imediata apropiere a fabricii (Ianculescu, 1978). Praful de var și ciment a avut un efect negativ asupra arborilor prin depunerea acestuia pe suprafața foliară, obturând astfel stomatele, limitând astfel schimbul de gaze și diminuând procesele de fotosinteză (Ionescu, 1974). Praful de var și ciment are acțiuni asupra vegetației și indirect prin acțiunea sa asupra solului, uneori putând avea rol de amendament al solului dar alteori având consecințe negative asupra vegetației. Acest lucru fiind condiționat în principal de condițiile geomorfologice și pedologice dar și de condițiile climatice (Ianculescu, 1978).

Rata de creștere a molidului din zona Bicaz a scos în evidență faptul că în perioada 1970-1996 arborii din zona intensiv poluată prezintă o reducere a creșterilor dar și valori mai reduse comparativ cu arborii din zona moderat poluată și cea nepoluată (Figura 5.6). După anul 1985 valorile ratei de creștere a arborilor din zona intensiv poluată prezintă un trend crescător atingând un maxim după anul 1990, acestea fiind mult mai ridicate comparativ cu zona moderat poluată și cea nepoluată. Anul în care s-a înregistrat valoarea maximă a ratei de creștere este condiționat de perioada luată în calcul pentru analiza acestui indicator. Valorile ridicate a ratei de creștere după anul 1990 indică faptul că factorul de stres s-a diminuat semnificativ, iar arborii din zona intensiv poluată au reușit să recupereze o parte din creșterile pierdute în perioada anterioară.

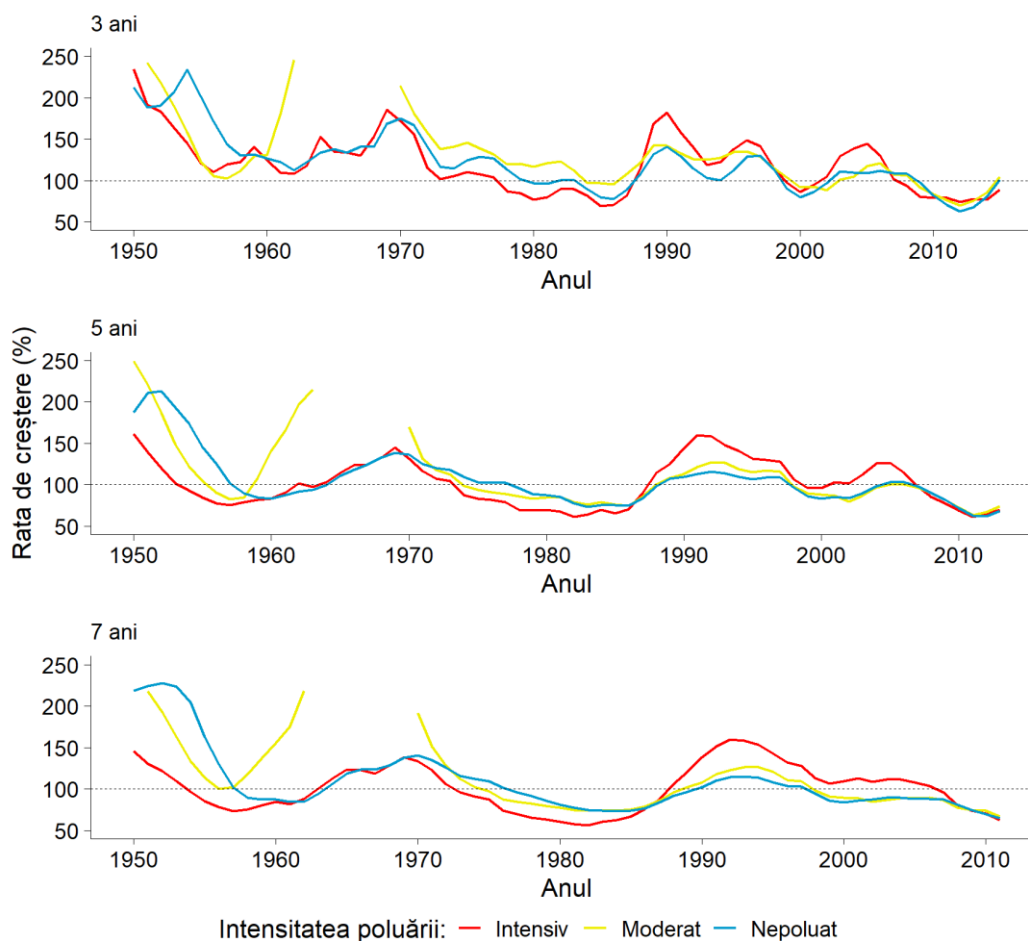


Figura 5.6. Rata de creștere a molidului din zona Bicaz

În cazul ratelor de creștere a bradului, situația este similară cu cea a molidului. Se observă faptul că în perioada 1975-1985 rata de creștere este mult mai scăzută în cazul arborilor din zonele intensiv și moderat poluate comparativ cu arborii din zona nepoluată. Din anul 1985 rata de creștere a bradului din cele două zone afectate de poluare prezintă un trend crescător atingând un maxim în jurul anului 1990. Aceasta prezintă valori mai ridicate în perioada 1987-2005 în zona intensiv poluată, comparativ cu celelalte două zone, semn că arborii au reușit să atingă un nivel ridicat al creșterilor, după ce poluarea industrială locală s-a diminuat.

Atât în cazul ratelor de creștere a molidului dar și a bradului, înainte de anul 1970 rata de creștere a arborilor din zona intensiv poluată este relativ similară cu cea a arborilor din zona neafectată de poluare. În acest caz rata de creștere a arborilor din zona moderat poluată prezintă valori mult mai ridicate în perioada 1960-1970, comparativ cu celelalte două serii. Acest lucru poate fi explicat prin faptul că atât în cazul molidului cât și al bradului creșterea în suprafața de bază a arborilor din zona moderat poluată este mai redusă în perioada 1950-1965.

5.1.2. Evaluarea pierderilor de creștere a arborilor de foioase

Seriile de creștere medii ale arborilor de fag din zona Copșa Mică scot în evidență faptul că arborii din această zonă au fost afectați de poluarea industrială locală datorită fabricii de negru de fum și prelucrării metalelor neferoase, în perioada 1955-1990. În această perioadă arborii de fag din zona intensiv poluată prezintă valori mult mai reduse ale creșterilor radiale în comparație cu fagul neafectat de poluare. Un aspect important de menționat este faptul că din anul 1990, se observă o creștere a valorilor în cazul fagului intensiv poluat, care înregistrează creșteri chiar mai mari decât fagul din zona nepoluată până în anul 1997. După acest an creșterile radiale sunt similare indiferent de gradul de afectare al poluării. Perioada anilor 1955-1990, în care arborii de fag au fost afectați de poluare, coincide cu activitatea unităților industriale generatoare de poluare. În ceea ce privește pierderile de creștere ale arborilor de fag afectați de poluare comparativ cu cei din zona neafectată, în perioada menționată s-au înregistrat pierderi ale creșterii radiale cu 31,7% mai mici în zona intensiv poluată și cu doar 3,1% mai mici în zona moderat poluată.

În cazul gorunului se observă faptul că, deși seriile de creștere radială prezintă aceeași variație și respectă cam același trend, în zona intensiv poluată creșterile radiale sunt mai mici comparativ cu celelalte două zone în perioada 1950-1990. Această diferență între creșterile radiale în funcție de gradul de poluare încă din anul 1950, poate fi explicată prin faptul că poluarea în această zonă a început încă din anul 1936, când a început activitatea fabricii de negru de fum. Din anul 1990 se observă că arborii din zona intensiv poluată au înregistrat o creștere ridicată până la nivelul anului 2000, după care seriile de creștere prezintă valori similare cu mici diferențe în anumite perioade. Perioada 1950-1990, în care arborii au înregistrat creșteri mai scăzute, se suprapune cu perioada în care poluarea în această zonă a fost una ridicată.

Calculând diferențele de creștere pentru perioada 1950-1990, s-au înregistrat pierderi de creștere doar în cazul arborilor din zona intensiv poluată. În acest caz gorunul intensiv poluat a înregistrat creșteri cu 21,6% mai scăzute, comparativ cu seria de referință a gorunului nepoluat. În cazul gorunului moderat poluat, deși se observă diferențe ale seriilor de creștere în anumite perioade comparativ cu seria de referință, analizând perioada 1950-1990 nu s-au înregistrat pierderi de creștere.

În ceea ce privește creșterea în suprafața de bază a fagului, efectul poluării industriale asupra creșterilor poate fi observat în aceeași perioadă ca și în cazul creșterii radiale, doar că de data aceasta fagul din zona moderat poluată prezintă valori ale creșterii în suprafața de bază mult mai apropiate de fagul nepoluat (Figura 5.7). În perioada 1955-1990, perioadă în care

arborii au fost afectați de poluare, fagul intensiv poluat prezintă pierderi de creștere de 31,7%, comparativ cu seria de referință a fagului nepoluat (Figura 5.8). Pierderile de creștere în suprafața de bază fiind similare cu cele ale creșterii radiale. În cazul arborilor de fag moderat poluați, nu se poate vorbi de pierderi de creștere în ceea ce privește creșterea în suprafața de bază, deoarece creșterile sunt similare cu creșterile fagului nepoluat.

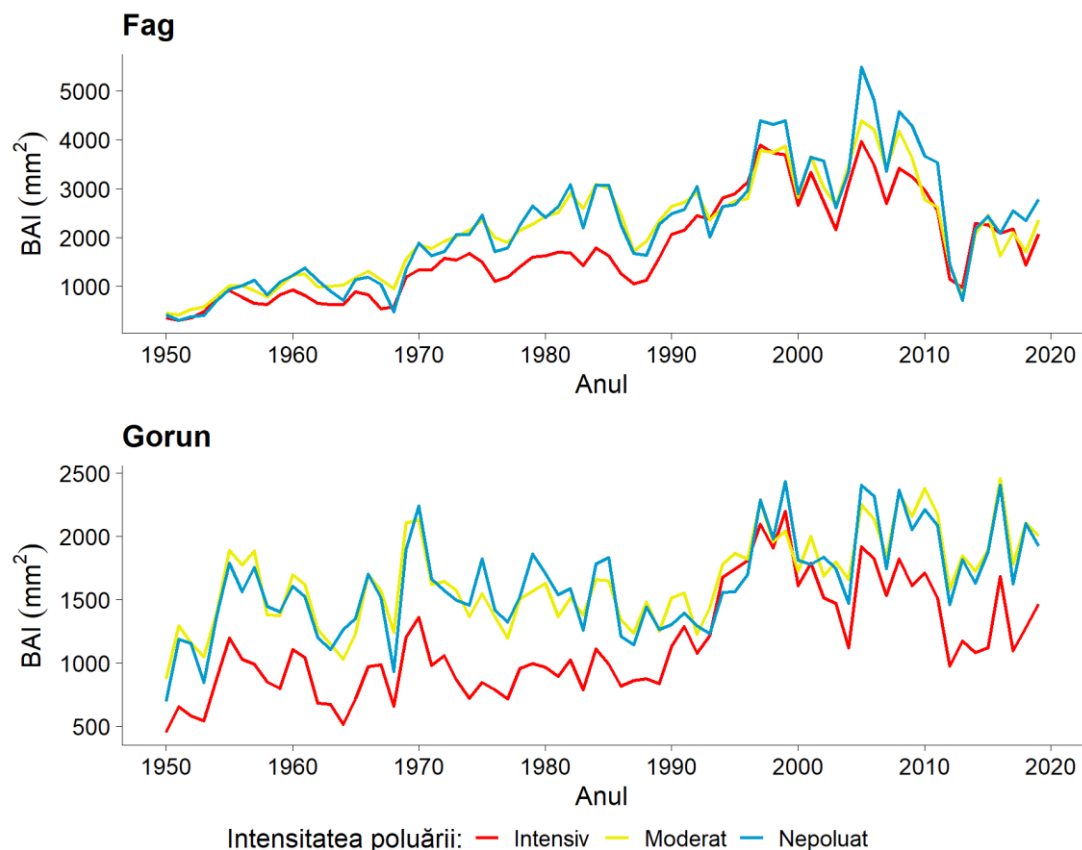


Figura 5.7. Creșterea medie în suprafața de bază a speciilor de foioase din zona Copșa Mică

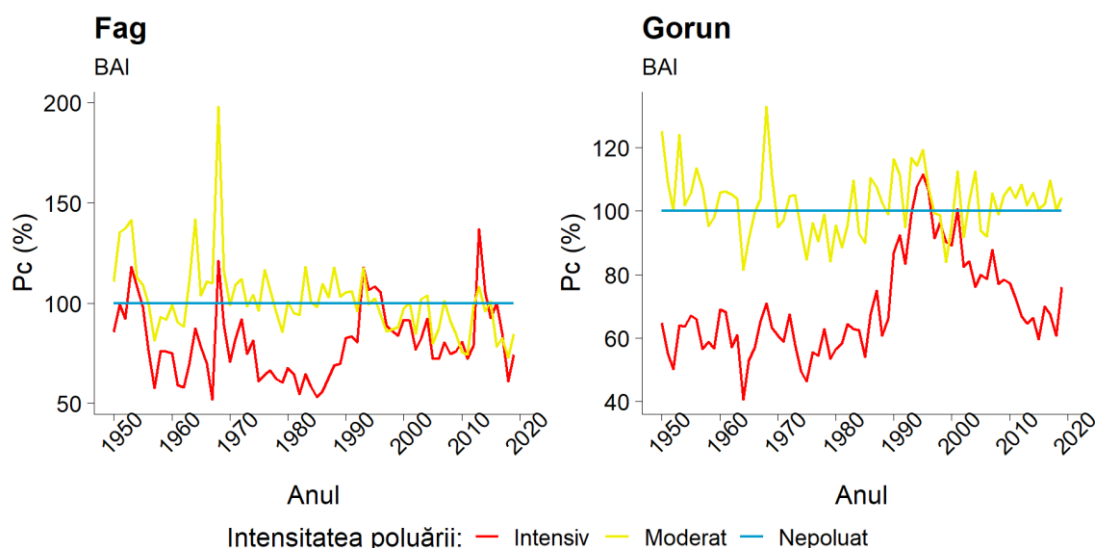


Figura 5.8. Pierderile de creștere a speciilor de foioase din Copșa Mică

La nivelul creșterii în suprafața de bază a gorunului, se observă diferențe între seriile de creștere în perioada 1950-1990 (Figura 5.7). În toată această perioadă, gorunul intensiv

poluat a înregistrat creșteri mai scăzute comparativ cu gorunul moderat poluat și cel nepoluat semn că arborii au fost într-adevăr afectați de poluarea industrială din această zonă. Din anul 1990 creșterile gorunului intensiv poluat s-au intensificat, iar în perioada 1993-2000, valorile creșterii în suprafața de bază sunt similare în toate cele 3 zone afectate diferit de poluare. Analizând perioada în care arborii au fost afectați de poluarea industrială locală (1950-1990), pierderile de creștere constatate au fost de 37,6% în cazul gorunului intensiv poluat comparativ cu seria de referință. În cazul gorunului moderat poluat, situația este similară cu creșterea radială, nefiind înregistrate pierderi de creștere.

Rata de creștere a arborilor de fag din zona Copșa Mică, a surprins efectul negativ al poluării asupra creșterilor în perioada 1952-1985, și este mai evident în cazul perioadelor mobile mai lungi, de 5 și 7 ani, comparativ cu 3 ani (Figura 5.9). În perioada menționată, fagul din zona intensiv poluată prezintă valori reduse a ratei de creștere comparativ cu arborii din zona moderat poluată și nepoluată.

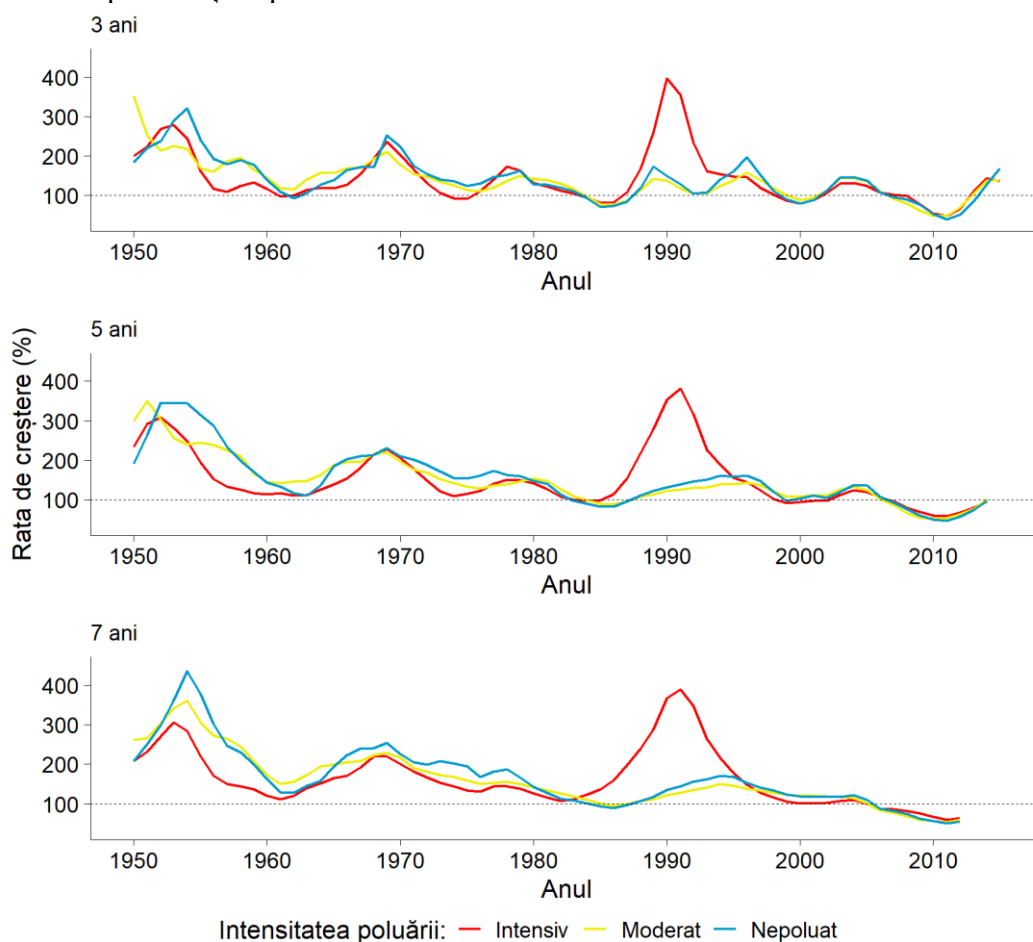


Figura 5.9. Rata de creștere a fagului din zona Copșa Mică

Rata de creștere în suprafața de bază a gorunului, a surprins efectul poluării în două perioade 1953-1962 și 1965-1980, perioade în care rata de creștere prezintă valori mai scăzute în cazul gorunului intensiv poluat. Totuși în cazul ratelor de creștere calculate pe perioade de 7 ani se observă o diferență continuă în perioada 1950-1982. În perioada 1985-1995 au fost înregistrate valori mult mai ridicate ale ratei de creștere a gorunului din zona intensiv poluată comparativ cu valorile înregistrate în cazul gorunului moderat poluat și nepoluat. Această perioadă reprezintă de fapt perioada în care arborii de gorun au reușit să atingă un nivel ridicat al creșterilor în urma dispariției factorului de stres generat de poluarea industrială. După anul 1995 rata de creștere este similară indiferent de gradul de afectare al poluării.

Analiza creșterii medii radiale a fagului din zona Baia Mare, scoate în evidență faptul că arborii din zona intensiv poluată prezintă creșteri mai reduse comparativ cu arborii din celelalte 2 zone încă din anul 1950. Până în jurul anului 1980, arborii din zona intensiv poluată prezintă o creștere radială constant mai mică în comparație cu arboretele din zona nepoluată, interval care corespunde cu nivelul ridicat al activității uzinei dar și a mineritului. Începând din anul 1982 arborii din zonele afectate de poluare au înregistrat creșteri radiale similare sau chiar mai mari comparativ cu arborii localizați în zona nepoluată. Pierderile de creștere în perioada 1950-1982 au fost de 22,8% în cazul arborilor situați în zona intensiv poluată și de 4,2% în cazul arborilor din zona moderat poluată comparativ cu seria de referință.

Creșterea în suprafața de bază a fagului din zona Baia Mare a fost mai redusă în zonele afectate de poluare în perioada 1960-1983 (Figura 5.10). Până la nivelul anului 1960 arborii din cele 3 zone prezintă creșteri similare, lucru care poate fi observat și după anul 1983. Perioada 1960-1983 se suprapune cu perioada în care activitatea industrială se desfășura la un nivel foarte ridicat. În cazul creșterilor în suprafața de bază arborii situați în zonele afectate de poluare au înregistrat o reducere a acestora cu aproape 22% comparativ cu arborii neafecțați de poluare (Figura 5.11).

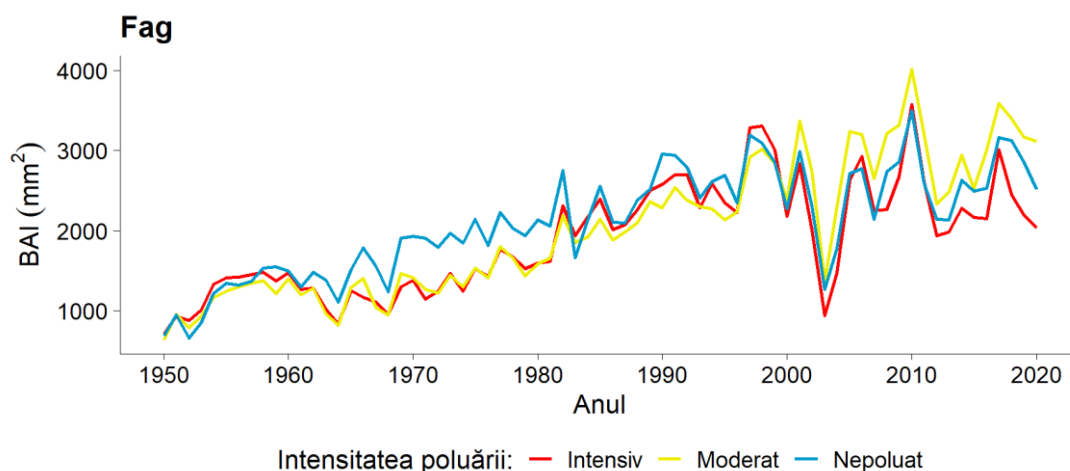


Figura 5.10. Creșterea medie în suprafața de bază a arborilor de fag din zona Baia Mare

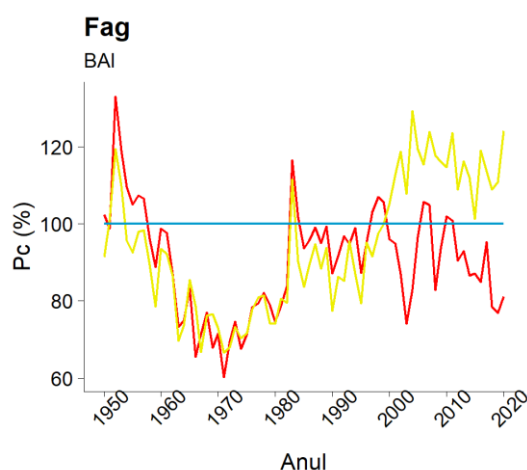


Figura 5.11. Pierderile de creștere a fagului din zona Baia Mare

Rata de creștere a fagului din zona Baia Mare a scos în evidență perioada 1970-1990, perioadă în care arborii din zonele afectate de poluate prezintă creșteri mai ridicate comparativ cu arborii din zona nepoluată (Figura 5.12). În perioada 1955-1965 rata de creștere a arborilor

din zone intensiv poluată prezintă valori mai scăzute comparativ cu cei din zona moderat poluată și nepoluată. Intensificarea ratei de creștere a arborilor afectați de poluare a început după anul 1961 și a atins un maxim în jurul anului 1980, semn că arborii au reușit să recupereze o parte din creșterile pierdute anterior. După anul 1990, ratele de creștere a fagului din zona Baia Mare prezintă trenduri și valori similare, indiferent de gradul de afectare al poluării.

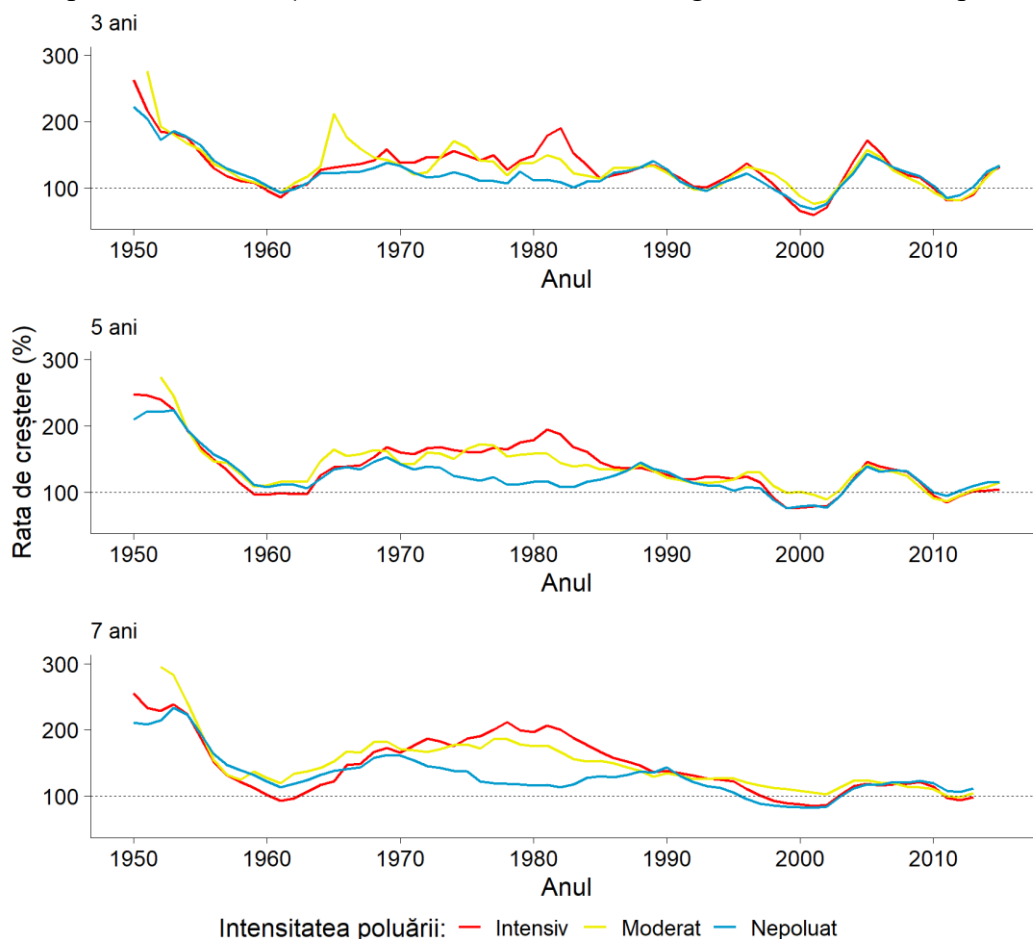


Figura 5.12. Rata de creștere a fagului din zona Baia Mare

În zona Baia Mare efectul negativ al poluării industriale asupra arborilor a fost studiat încă din anul 1970, fiind raportat ca efect negativ reducerea creșterilor arborilor ceea ce a dus la reducerea volumului arboretelor (Leșan, 2003). Pierderile de creștere identificate sunt confirmate și de studiul de față acestea fiind evidențiate atât de creșterile radiale, cât și cele în suprafața de bază. Alte studii din aceeași zonă au cuantificat efectul poluării și asupra solului unde au fost găsite concentrații ridicate de plumb, cupru, zinc, cadmiu și arsenic (Boros et al., 2015).

5.2. Analiza influenței poluării asupra relației dintre climă și creșterea arborilor

5.2.1. Analiza răspunsului dendroclimatic al arborilor de rășinoase

Analiza relației dintre parametri climatici și creșterea arborilor de molid din zona Tarnița, au evidențiat o corelație pozitivă și semnificativă din punct de vedere statistic cu precipitațiile din luna septembrie a anului precedent (Figura 5.13). Gradul de corelație în acest caz este mai ridicat, cu cât gradul de afectare al poluării este mai mare. Astfel dacă în zona intensiv poluată corelația se apropie de valoarea 0,4, în zona neafectată de poluare coeficientul de corelație prezintă valoarea de 0,2.

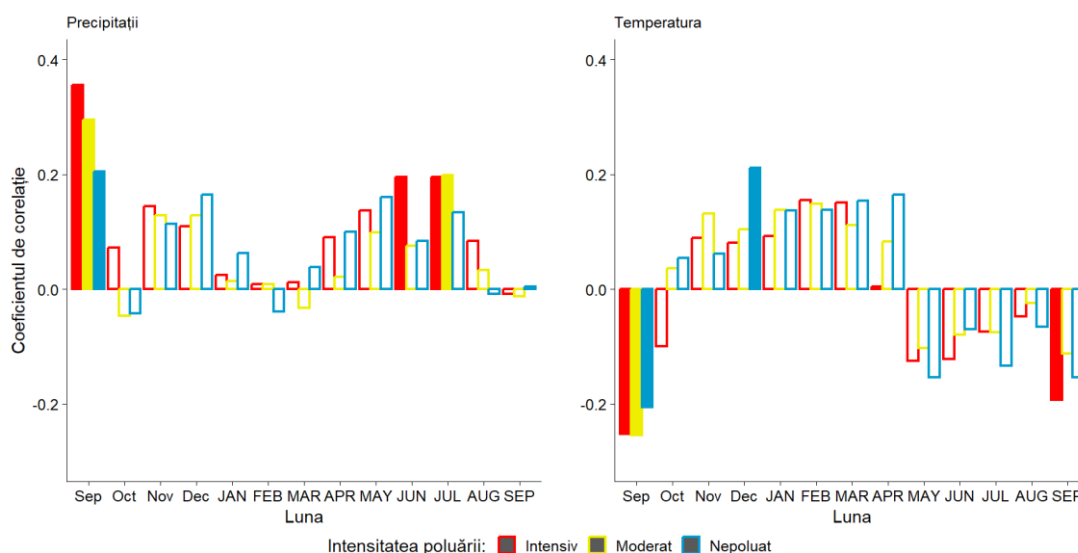


Figura 5.13. Corelația seriilor de indici de creștere a molidului din zona Tarnița cu variabilele climatice

În ceea ce privește relația dintre temperaturile medii lunare și creșterea arborilor de molid, în cazul lunii septembrie a anului precedent temperaturile au avut o influență negativă asupra creșterii în toate arboretele indiferent de gradul de poluare, valorile coeficienților de corelație fiind apropiate (Figura 5.13). Luna decembrie a anului precedent iese în evidență prin faptul că prezintă o corelație pozitivă și semnificativă în cazul arborilor din zona neafectată de poluare, în timp ce arborii din celelalte 2 zone afectate de poluare prezintă coeficienți de corelație mult mai scăzuți.

Pentru evidențiere efectului temporal al poluării asupra relației dintre factorii climatici și creșterea arborilor au fost calculați coeficienți de corelație pe perioade mobile de 15 ani cu precipitațiile medii lunare. Se observă faptul că, la nivelul lunii septembrie din anul precedent, în perioada 1967-1990, molidul din zona intensiv și moderat poluată prezintă un răspuns diferit la cantitatea de precipitații (Figura 5.14).

Modelul dendroclimatic al molidului în ceea ce privește precipitațiile de la nivelul lunii iunie evidențiază perioada 1950-1982. În această perioadă răspunsul arborilor este diferit în zona intensiv poluată comparativ cu zona moderat poluată și cea nepoluată prin faptul că prezintă coeficienți de corelație mult mai ridicați, fiind identificate în același timp și diferențe semnificative între coeficienții de corelație. Din anul 1983 răspunsul arborilor la precipitațiile din luna iunie este similar indiferent de gradul de afectare al poluării. Perioada în care arborii din zonele afectate de poluare au răspuns diferit la variația precipitațiilor coincide cu activitatea de extragere și prelucrare a metalelor neferoase din această zonă. După această perioadă valorile coeficienților sunt similare și respectă același trend.

Efectul temporal al poluării poate fi observat și în cazul corelațiilor mobile cu temperaturile medii din lunile decembrie și iunie. Răspunsul dendroclimatic al arborilor situați în zona intensiv poluată iese în evidență în perioada 1950-1975 la nivelul lunii decembrie și în perioada 1965-1978 la nivelul lunii iunie prin faptul că prezintă valori mai scăzute ale coeficienților de corelație comparativ arborii din celelalte două zone (Figura 5.15). În perioadele menționate au fost identificate diferențe semnificative între coeficienții de corelație a arborilor din zona intensiv poluată, comparativ cu cea nepoluată.

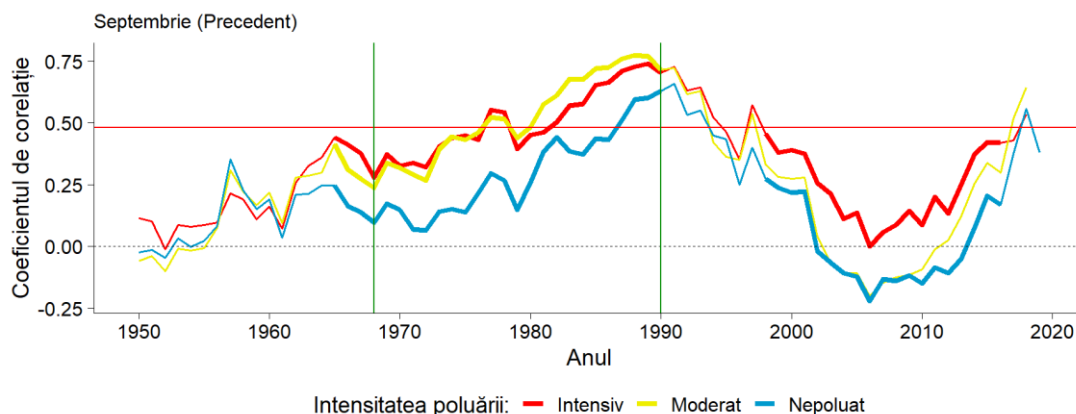


Figura 5.14. Corelația seriilor de indici de creștere a molidului din zona Tarnița cu cantitatea de precipitații din luna septembrie pe perioade mobile de 15 ani; Liniile roșii orizontale reprezintă limita de semnificație a corelației; Liniile verzi verticale reprezintă perioada de desfășurare a activității industriale.

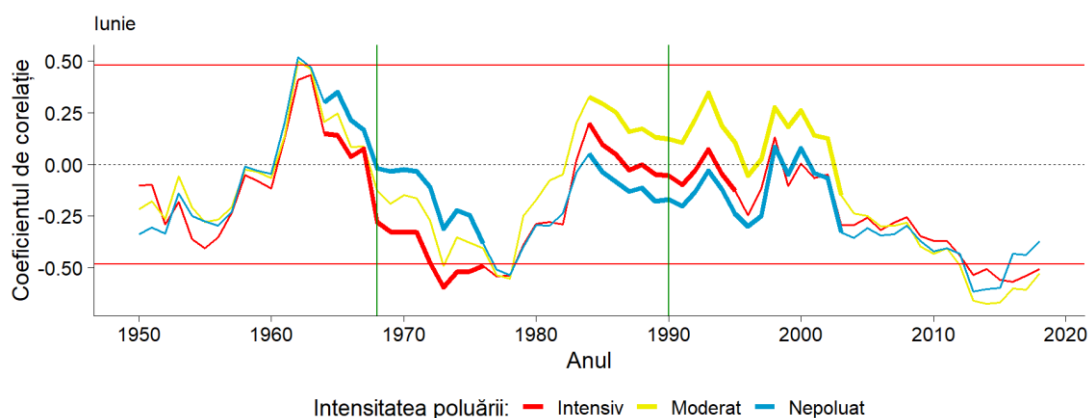


Figura 5.15. Corelația seriilor de indici de creștere a molidului din zona Tarnița cu temperaturile medii din luna iunie pe perioade mobile de 15 ani; Liniile roșii orizontale reprezintă limita de semnificație a corelației; Liniile verzi verticale reprezintă perioada de desfășurare a activității industriale.

În ceea ce privește bradul din zona Tarnița, creșterea acestuia a fost influențată semnificativ de cantitatea precipitațiilor din luna aprilie doar în zona neafectată de poluare. În acest caz corelația este pozitivă, iar valoarea coeficientului de corelație este de 0,2. În ceea ce privește diferențele dintre coeficienții de corelație în raport cu gradul de afectare al poluării, luna septembrie a anului precedent scoate în evidență faptul că precipitațiile au influențat pozitiv creșterea arborilor de brad din zona intensiv poluată comparativ cu arborii din celelalte două zone.

Situația este diferită în cazul relației dintre creșterea radială a arborilor de brad și regimul termic. În perioada noiembrie-martie regimul termic prezintă o influență semnificativă în toate cele 3 zone indiferent de gradul de poluare. În această perioadă valorile coeficienților de corelație diferă în funcție de gradul de afectare al poluării fiind înregistrate în general valori mai ridicate în cazul arborilor din zonele moderat poluată și nepoluată. La nivelul lunii aprilie s-a constatat o corelație negativă în cazul arborilor din zona intensiv poluată și una pozitivă în cazul arborilor moderat poluați și cei neafecțați de poluare, urmând ca la nivelul lunii mai corelația să fie una negativă indiferent de gradul de afectare al poluării.

Analizând modelul dendroclimatic cu precipitațiile, atât la nivelul lunii septembrie din anul precedent cât și la nivelul lunii mai, se poate observa faptul că arborii de brad din zona

intensiv poluată au răspuns diferit față de cei din zona moderat poluată și cei din zona nepoluată în perioada 1962-1975, respectiv 1968-1990. După anul 1990, cel puțin în cazul lunii mai diferența de valori a coeficienților din cele 3 zone se reduce, lucru datorat faptului că după anul 1990 activitatea minieră din această zonă s-a redus semnificativ.

Răspunsul arborilor de brad la temperaturile medii lunare prezintă diferențe în raport cu gradul de afectare al poluării atât la nivelul lunii martie cât și la nivelul lunii aprilie. În cazul lunii martie arborii din zona intensiv poluată prezintă valori mai reduse ale coeficienților de corelație comparativ cu arborii din celelalte două zone în două perioade 1965-1983 și respectiv 1990-2005. Situația este una similară și la nivelul lunii aprilie.

În ceea ce privește răspunsul arborilor de molid din zona Bicaș, în cazul precipitațiilor lunare se poate observa o corelație pozitivă și statistic semnificativă în luna septembrie a anului precedent în cazul arborilor de molid din zona nepoluată și cea moderat poluată. Lunile mai și iunie prezintă corelații semnificative (pozitive) atât în cazul arborilor din zonele afectate de poluare cât și în cazul arborilor neafecțați de poluare (Figura 5,16). Valorile coeficienților de corelație fiind mai ridicate la molidul din zonele afectate de poluare. Precipitațiile înregistrate la nivelul lunii iulie au avut influențe semnificative doar în cazul molidului din zona nepoluată, deși valoarea coeficientului de corelație este de 0,2.

Analizând răspunsul arborilor la variația temperaturii medii lunare, iese în evidență faptul că molidul din zona Bicaș prezintă o corelație semnificativă, de această dată negativă, cu temperaturile din luna septembrie a anului precedent, în zona intensiv poluată și cea nepoluată. Lunile februarie și martie prezintă temperaturi semnificative doar în cazul arborilor din zona nepoluată, corelația fiind una pozitivă cu o valoare a coeficientului aproximativ 0,2. Un alt lucru care iese în evidență, este faptul că temperaturile din luna aprilie s-au corelat negativ cu creșterea molidului din zona intensiv poluată și pozitiv cu creșterile arborilor din zonele moderat poluată și cea nepoluată.

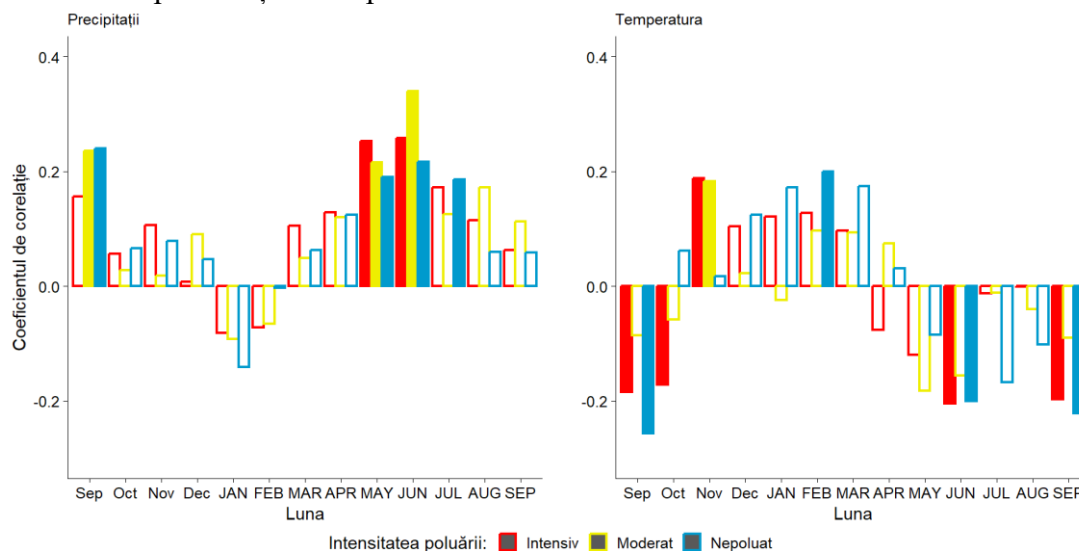


Figura 5.16. Corelația seriilor de indici de creștere a molidului din zona Bicaș cu variabilele climatice

Precipitațiile au avut un efect benefic asupra creșterilor arborilor de molid din zona Bicaș mai ales în cazul arborilor din zona intensiv poluată. La nivelul lunii martie s-a constatat faptul că molidul intensiv poluat prezintă un răspuns diferit în perioadele 1955-1968 și 1985-2000 comparativ cu arborii din celelalte două zone (Figura 5.17). În această perioadă valorile coeficienților de corelație sunt mai ridicate în cazul molidului intensiv poluat, acestea diferind semnificativ în perioadele menționate. La nivelul lunii mai se observă o diferență în raport cu

gradul de afectare al poluării în ceea ce privește răspunsul arborilor la cantitatea de precipitații încă din anul 1950. Arborii din zona intensiv poluată prezintă valori mai reduse a coeficienților de corelație până la nivelul anului 1970 comparativ cu arborii din celelalte două zone. Începând din anul 1984 coeficienții de corelație prezintă valori mai ridicate în cazul molidului intensiv poluat comparativ cu molidul din celelalte două zone. Începând din anul 2000 valorile coeficienților de corelație se apropie și respectă același trend indiferent de gradul de afectare al poluării, urmând ca din anul 2005 coeficienții de corelație să fie aproape similari. Răspunsul arborilor intensiv poluați în perioada 1950-1983 și în perioada 1985-2005 diferă semnificativ în comparație cu seria de referință a arborilor din zona nepoluată.

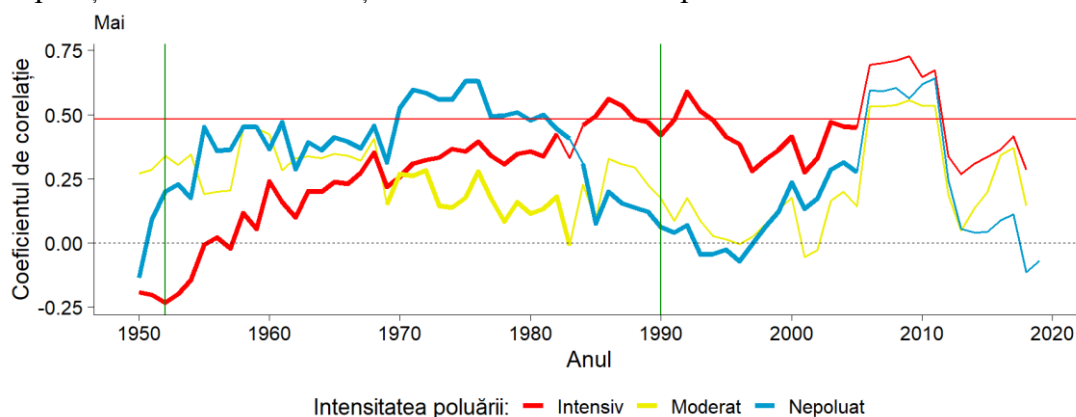


Figura 5.17. Corelația seriilor de indici de creștere a molidului din zona Bicz cu cantitatea de precipitații din luna mai pe perioade mobile de 15 ani; Liniile roșii orizontale reprezintă limita de semnificație a corelației; Liniile verzi verticale reprezintă perioada de desfășurare a activității industriale.

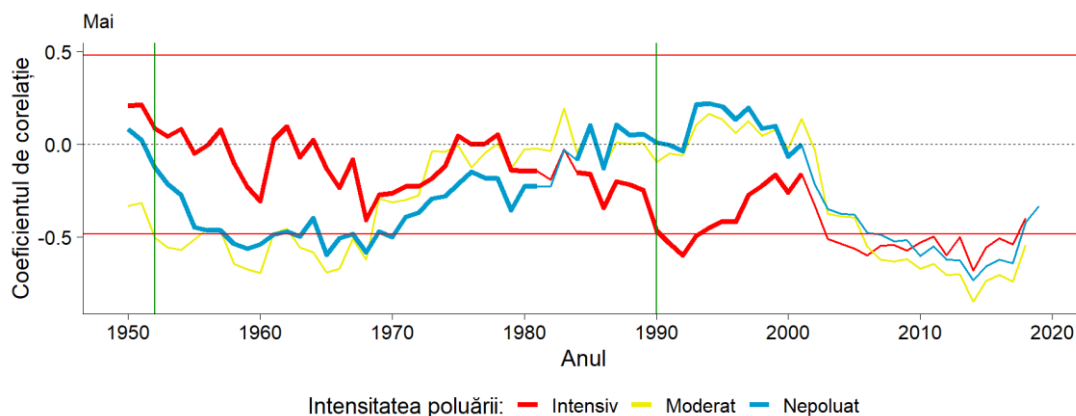


Figura 5.18. Corelația seriilor de indici de creștere a molidului din zona Bicz cu temperaturile medii din luna mai pe perioade mobile de 15 ani; Liniile roșii orizontale reprezintă limita de semnificație a corelației; Liniile verzi verticale reprezintă perioada de desfășurare a activității industriale.

Răspunsul molidului la variația temperaturilor lunare a evidențiat efectul poluării industriale locale în perioada 1950-1997 (Figura 5.18). În această perioadă arborii din zonele afectate de poluare prezintă un răspuns dendroclimatic diferit comparativ cu arborii din zona neafectată de poluare. Situația este diferită la nivelul lunii aprilie unde molidul intensiv poluat prezintă valori ale coeficienților de corelație mai mari în perioada 1950-1980 comparativ cu seria de referință. În perioada 1982-2000 situația este exact opusă perioadei anterioare cu valori

ale coeficienților mai mici în cazul molidului intensiv poluat. După anul 2000 modelul dendroclimatic al molidului este similar indiferent de gradul de afectare al poluării.

Corelația seriilor medii de creștere a bradului din zona Bicăz scoate în evidență faptul că acesta se corelează pozitiv și statistic semnificativ cu precipitațiile medii lunare din luna aprilie indiferent de gradul de afectare al poluării. O corelație pozitivă și semnificativă din punct de vedere statistic, se regăsește și în cazul lunii mai în cazul bradului intensiv poluat și a celui nepoluat cu valori ale coeficienților de aproximativ 0,2. În acest caz bradul moderat poluat prezintă valori mai scăzute a corelației (0,1).

Analiza corelației cu regimul termic scoate în evidență faptul că temperaturile din perioada decembrie-martie se corelează pozitiv și semnificativ din punct de vedere statistic cu creșterile bradului neafectat de poluare. Valoarea coeficientului de corelație în aceste cazuri este de aproximativ 0,3. În această perioadă corelația este una semnificativă (pozitivă) și în cazul arborilor intensiv poluați dar cu valori ale coeficienților de 0,2 la nivelul lunilor ianuarie și februarie și de aproximativ 0,25 la nivelul lunii martie. În perioada aprilie septembrie corelații semnificative (negative) se observă la nivelul lunii mai în cazul arborilor intensiv poluați și cei nepoluați și la nivelul lunii septembrie în cazul bradului din zona nepoluată.

Precipitațiile au avut un efect diferit asupra bradului din zona Bicăz în raport cu gradul de afectare al poluării. La nivelul lunii mai, în perioada 1950-2000 arborii din zonele afectate de poluare prezintă un răspuns diferit la precipitațiile din această lună. Arborii din zonele afectate de poluare prezintă valori ale coeficienților de corelație mai mari în perioada 1950-1965 comparativ cu arborii din zona neafectată de poluare. În perioada 1970-1985 situația este opusă perioadei anterioare, arborii afectați de poluare prezentând valori ale coeficienților mai scăzute comparativ cu seria de referință. Iar în perioada 1990-2000 din nou valorile coeficienților de corelație în zonele afectate de poluare sunt mai ridicate. După anul 2000 arborii prezintă un răspuns climatic similar indiferent de gradul de afectare al poluării.

În ceea ce privește relația dintre temperatură și creșterea arborilor de brad, efectul temporal al poluării industriale asupra acesteia se poate observa la nivelul lunii martie în perioada 1968-1985. În această perioadă coeficienții de corelație prezintă valori mai reduse în cazul arborilor afectați de poluare comparativ cu arborii din zona nepoluată, valorile diferind semnificativ.

Analiza influenței poluării industriale asupra relației dintre climă și creșterea arborilor de rășinoase, a scos în evidență faptul că arborii din zonele afectate de poluare au răspuns diferit în anumite perioade comparativ cu arborii din zona neafectată de poluare.

Precipitațiile au avut o influență mai puternică asupra arborilor din zonele poluate, mai ales zonele intensiv poluate, în majoritatea lunilor analizate. Acest lucru fiind datorat faptului că arborii localizați în zona intens poluată au fost supuși unui factor de stres datorat poluării industriale, iar precipitațiile au reușit să reducă din efectul negativ al poluării, acestea fiind un factor benefic pentru creșterea și dezvoltarea arborilor.

Comparativ cu precipitațiile, creșterea temperaturilor reprezintă un factor de stres asupra arborilor. Temperaturile ridicate din sezonul de vegetație pot avea influențe negative asupra creșterilor arborilor prin amplificarea procesului de evapotranspirație care duce mai departe la un stres hidric ridicat pentru arbori (Fritts, 1976), iar răspunsul fiind mai puternic în zonele afectate de poluare. Analiza răspunsului arborilor la factorii climatici a evidențiat o influență negativă a temperaturilor din sezonul de vegetație anterior asupra arborilor de molid din estul Carpaților Orientali (Sidor et al., 2015), lucru constatat și în lucrarea de față atât în cazul molidului cât și în cazul bradului.

Comparând cele două specii de rășinoase, a ieșit în evidență faptul că molidul a reacționat pozitiv la temperaturile din luna aprilie, iar bradul a avut o reacție indiferentă sau chiar negativă, mai ales în zonele intensiv poluate. Această reacție similară a arborilor de

rășinoase la temperaturile de la începutul sezonului de vegetație a fost semnalată în aceeași zonă (Nordul Carpaților orientali) (Popa, 2003).

5.2.2. Analiza răspunsului dendroclimatic al arborilor de foioase

Poluarea industrială locală a avut efecte și asupra relației dintre climă și creșterea arborilor de foioase atât din zona Copșa Mică cât și din zona Baia Mare. Arborii de fag din zona Copșa Mică se corelează pozitiv și statistic semnificativ cu cantitatea de precipitații din luna septembrie a anului precedent, indiferent de gradul de poluare (Figura 5.19). Diferențe între corelația creșterii arborilor și precipitațiile lunare apar din luna aprilie până în luna septembrie a anului curent. Arborii din zona intensiv poluată, se corelează pozitiv și semnificativ din punct de vedere statistic cu precipitațiile, din luna iunie până în luna septembrie. Arborii din zona moderat poluată, în această perioadă se corelează semnificativ doar cu precipitațiile din luna iulie, restul lunilor fiind nesemnificative. Arborii din zona nepoluată în schimb, prezintă corelații semnificative în lunile iunie și august, iar valoarea coeficienților (aproximativ 0,2) este comparativ cu zona intensiv poluată.

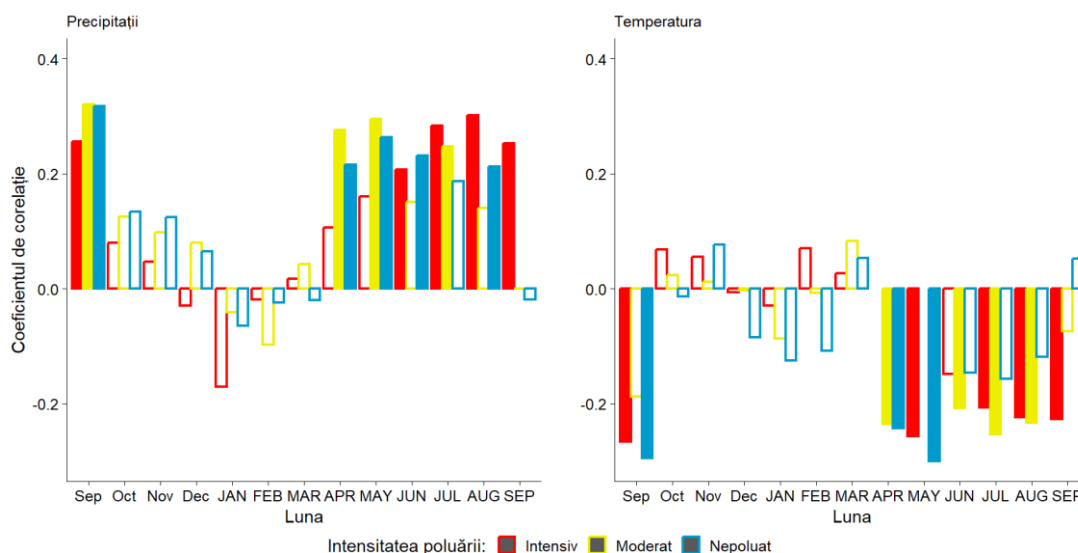


Figura 5.19. Corelația seriilor de indici de creștere a fagului din zona Copșa Mică cu variabilele climatice

În cazul temperaturilor, arborii de fag din zona Copșa Mică prezintă corelații negative și semnificative statistic în cazul lunii septembrie a anului precedent, valoarea coeficienților fiind mai ridicată în cazul arborilor din zona nepoluată. Diferențele între arborii cu diferite grade de poluate pot fi observate, ca și în cazul corelațiilor cu precipitațiile, din luna aprilie până în luna septembrie (Figura 5.19).

Efectul temporal al poluării cu negru de fum dar și cu metale grele din această zonă, poate fi observat în cazul corelațiilor pe perioade mobile. Coeficienții de corelație cu precipitațiile medii din luna aprilie au scos în evidență faptul că fagul din zonele afectate de poluare prezintă o reacție diferită în perioada 1968-1990 (Figura 5.20). Astfel, fagul din zona intensiv poluată a răspuns negativ la cantitatea de precipitații, prezentând în perioada menționată valori mult mai scăzute ale coeficienților de corelație comparativ cu arborii din zona nepoluată. În perioada 1968-2007 s-au constatat diferențe semnificative între coeficienții de corelație în raport cu gradul de afectare al poluării. În aceeași perioadă arborii din zona moderat poluată prezintă valori intermediare. După anul 1990, răspunsul arborilor de fag nu

diferă, indiferent de intensitatea poluării, rezultând faptul că arborii de fag și-au reluat activitatea auxologică aproape de normal.

În cazul corelațiilor de la nivelul lunii mai situația este similară, arborii din zona intensiv poluată prezentând valori mai reduse ale corelațiilor comparativ cu celelalte două zone în perioada 1955-1988. După anul 1988 răspunsul dendroclimatic al arborilor de fag din această zonă este similar indiferent de gradul de afectare al poluării, prezentând mici diferențe în perioada 1993-2000.

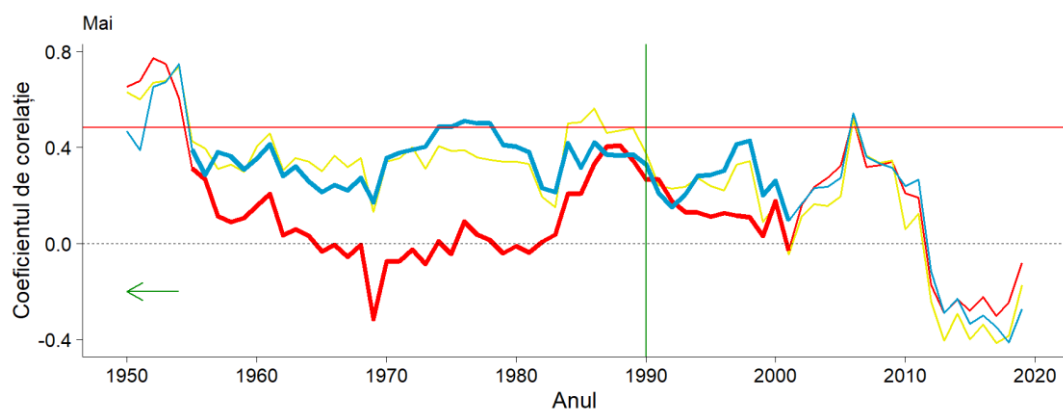


Figura 5.20. Corelația seriilor de indici de creștere a fagului din zona Copșa Mică cu cantitatea de precipitații din luna mai pe perioade mobile de 15 ani; Liniile roșii orizontale reprezintă limita de semnificație a corelației; Liniile verzi verticale reprezintă perioada de desfășurare a activității industriale.

Răspunsul arborilor de fag afectați de poluarea locală din zona Copșa Mică a fost diferit și în cazul corelațiilor cu temperaturile din luna martie și mai. Se observă faptul că în perioada 1963-1985, temperaturile din luna martie au influențat negativ creșterile arborilor din zona intensiv poluată comparativ cu arborii din celelalte două zone (Figura 5.21). După anul 2000 modelul dendroclimatic al fagului este similar indiferent de gradul de afectare al poluării.

În cazul temperaturilor din luna mai situația este exact opusă lunii martie. În perioada 1960-1985 arborii din zona intensiv poluată prezintă coeficienți de corelație mai mari comparativ cu cei din zona nepoluată, iar în perioada 1985-1995 coeficienții de corelație sunt mai reduși în cazul arborilor din zona intensiv poluată. Înainte de anul 1960 dar și după anul 1995 modelul dendroclimatic al fagului este similar indiferent de gradul de afectare al poluării.

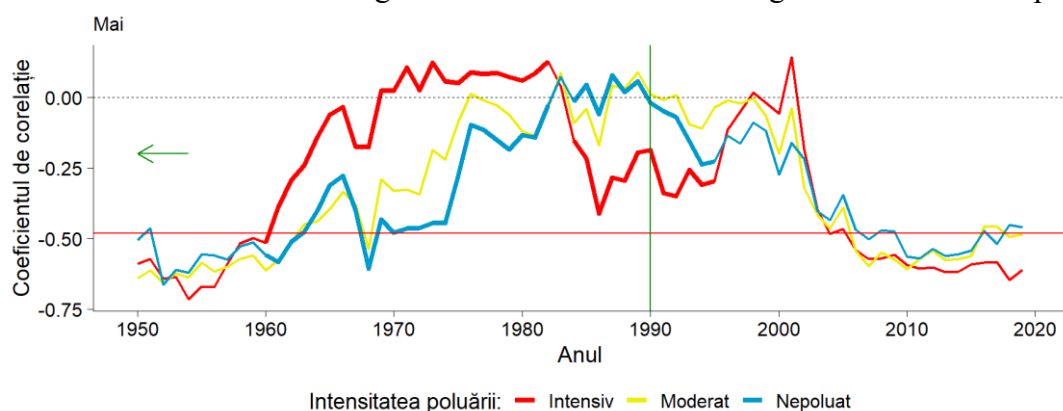


Figura 5.21. Corelația seriilor de indici de creștere a fagului din zona Copșa Mică cu temperatura medie din luna mai pe perioade mobile de 15 ani; Liniile roșii orizontale reprezintă limita de semnificație a corelației; Liniile verzi verticale reprezintă perioada de desfășurare a activității industriale.

Analiza relației dintre creșterile gorunului și precipitațiile medii lunare scoate în evidență faptul că precipitațiile din luna septembrie a anului precedent au influențat semnificativ creșterile arborilor din zona intensiv poluată și cea nepoluată. Diferențe între relația arborilor cu precipitațiile pot fi observate la nivelul lunilor decembrie și martie, luni care au influențat pozitiv și semnificativ creșterile gorunului din zona moderat poluată și cea nepoluată, coeficienții având valori de aproximativ 0,2.

În ceea ce privește corelația gorunului cu temperaturile medii lunare, diferențele sunt clare între cele 3 zone. În cazul gorunului nepoluat temperaturile nu au influențat semnificativ creșterile în nici una din lunile analizate, în schimb gorunul afectat de poluarea locală s-a corelat negativ și semnificativ din punct de vedere statistic de temperaturile medii din lunile aprilie, mai, iulie și august. Valorile coeficienților de corelație din aceste luni variază între -0,2 și -0,25.

Răspunsul arborilor de gorun la variația temperaturilor de la nivelul lunii mai a scos în evidență efectul temporal al poluării în perioada 1955-1990. În această perioadă arborii localizați în zona intensiv poluată prezintă valori mai reduse ale coeficienților de corelație comparativ cu arborii din zona nepoluată. După anul 1990 și înainte de 1955 arborii de gorun prezintă modele dendroclimatice similare indiferent de gradul de afectare al poluării.

Efectul temporal al poluării locale a fost identificat și în cazul modelului dendroclimatic al gorunului cu temperaturile medii lunare. La nivelul lunii iunie iese în evidență perioada 1964-1973 și perioada 1983-2000. În perioada 1964-1973 răspunsul arborilor la temperaturile medii este negativ și mai puternic în zona intensiv poluată.

La nivelul lunii august impactul poluării locale iese în evidență în perioada 1975-1990,. În acest caz gorunul situat în zonele poluate prezintă un răspuns negativ, în comparație cu modelul dendroclimatic de referință din zona nepoluată. După aceste perioade răspunsul arborilor de gorun este similar indiferent de gradul de afectare al poluării, semn că impactul poluării după anul 1990 s-a redus semnificativ iar arborii de gorun au reușit să-și reia activitatea auxologică aproape de normal.

Efectul poluării asupra relației dintre creșterea arborilor de fag din zona Baia Mare și parametrii climatici, s-a manifestat diferit în funcție de gradul de afectare al poluării. Astfel, se poate observa că în cazul fagului din zona nepoluată este evidențiată o corelație negativă și semnificativă din punct de vedere statistic cu precipitațiile din luna ianuarie (Figura 5.22). În această situație coeficientul de corelație are o valoare de -0,2, în schimb arborii din zona moderat și intensiv poluată, în aceeași lună, prezintă un coeficient de corelație mai slab, acestea fiind ne semnificative. Precipitațiile din luna aprilie prezintă o corelație semnificativă (pozitivă) cu arborii din cele 3 zone indiferent de gradul de afectare al poluării.

În cazul corelațiilor seriilor medii a arborilor de fag cu temperaturile medii lunare, s-au observat diferențe între cele 3 zone la nivelul lunilor aprilie, mai și iunie. La nivelul lunii aprilie arborii de fag se corelează negativ și semnificativ din punct de vedere statistic cu temperaturile medii lunare, în zona intensiv poluată și cea nepoluată (Figura 5.22). Valorile coeficienților de corelație în acest caz sunt de -0,2 în cazul arborilor din zona intensiv poluată și -0,25 în zona nepoluată. Temperatura medie din luna mai a fost semnificativă doar pentru arborii din zona intensiv poluată, coeficientul de corelație având o valoare de -0,3.

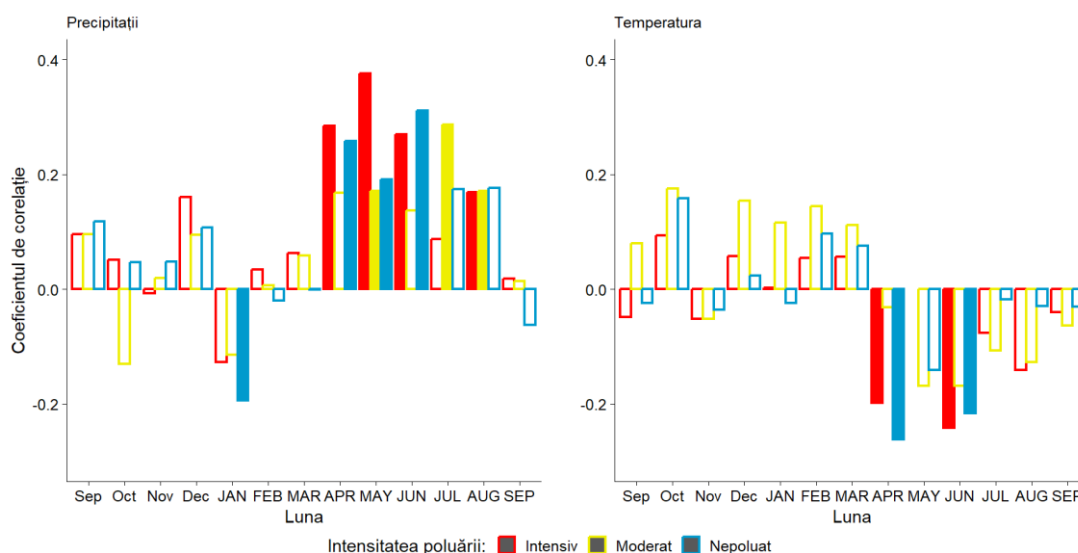


Figura 5.22. Corelația seriilor de indici de creștere a fagului din zona Baia Mare cu variabilele climatice

Precipitațiile au influențat diferit arborii din zona Baia Mare în raport cu gradul de afectare al poluării mai ales la nivelul lunilor aprilie și iunie. Astfel, la nivelul lunii aprilie iese în evidență perioada 1965-2000. În această perioadă arborii din zonele afectate de poluare prezintă valori ale coeficienților de corelație semnificativ mai mari, comparativ cu arborii din zona neafectată de poluare (Figura 5.23). În cazul lunii iunie este evidențiată perioada 1963-1989. De această dată corelațiile sunt mai slabe în zonele afectate de poluare comparativ cu zona nepoluată, dar și de această dată valorile diferă semnificativ.

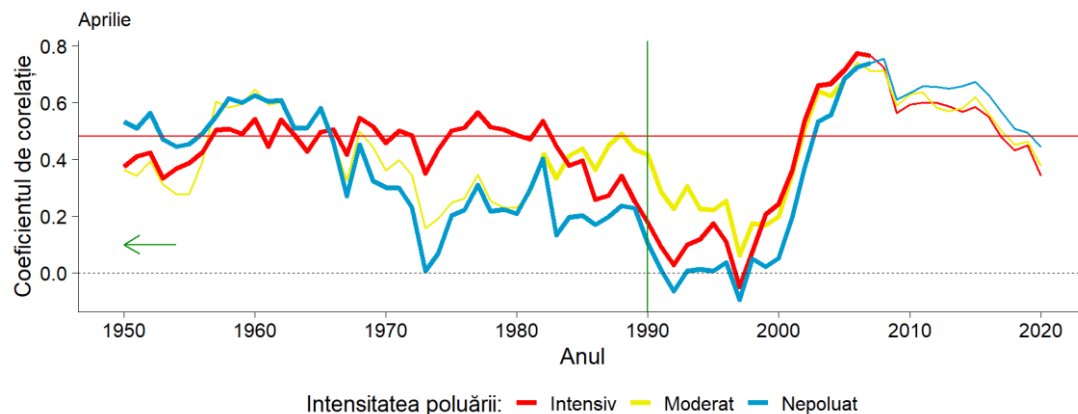


Figura 5.23. Corelația seriilor de indici de creștere a fagului din zona Baia Mare cu cantitatea de precipitații din luna aprilie pe perioade mobile de 15 ani; Liniile roșii orizontale reprezintă limita de semnificație a corelației; Liniile verzi verticale reprezintă perioada de desfășurare a activității industriale.

Efectul temporal al poluării industriale locale asupra relației dintre climă și creșterea arborilor de fag iese în evidență și în cazul corelațiilor cu temperaturile medii lunare. Astfel, la nivelul lunii mai corelațiile sunt mai slabe în cazul arborilor situați în zonele intensiv și moderat poluate comparativ cu arborii din zona neafectată de poluare în perioada 1950-1985 (Figura 5.24). În această perioadă valorile coeficienților diferă semnificativ în raport cu gradul de afectare al poluării. Din anul 1985 situația se schimbă deoarece corelațiile devin mai puternice

În cazul arborilor situați în zonele poluate de diferențele nu sunt atât de evidente. Din anul 1990 valorile coeficienților de corelație din cele 3 zone se reduc, urmând ca din anul 2000 modelul dendroclimatic este similar indiferent de gradul de afectare al poluării. O diferență a modelului dendroclimatic cu temperaturile se observă și la nivelul lunii august în perioada 1967-1990.

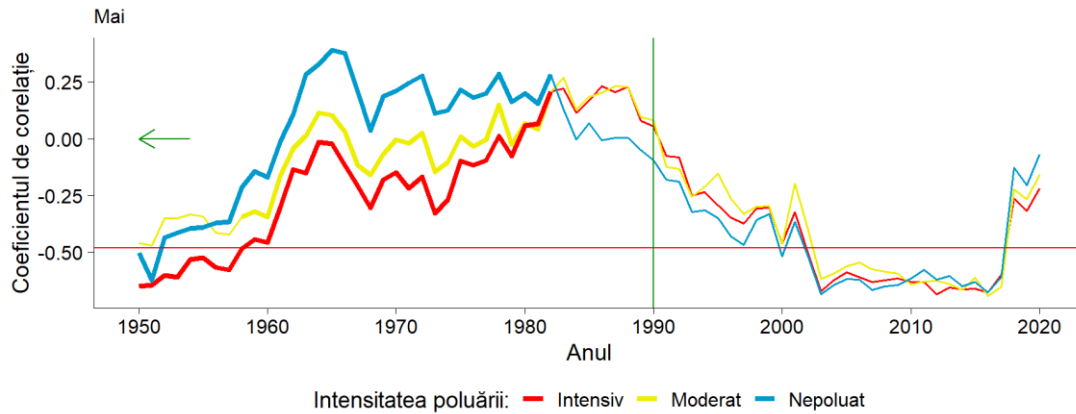


Figura 5.24. Corelația seriilor de indici de creștere a fagului din zona Baia Mare cu temperaturile medii din luna mai pe perioade mobile de 15 ani; Liniile roșii orizontale reprezintă limita de semnificație a corelației; Liniile verzi verticale reprezintă perioada de desfășurare a activității industriale.

Climatul reprezintă unul dintre cei mai importanți factori pentru creșterea și dezvoltarea arborilor, putând fi evidențiat cu ușurință vulnerabilitatea acestora la schimbările climatice (Hughes, 2002), mai ales prin prisma inelelor anuale (Schweingruber, 2012). Creșterile arborilor pot fi influențate pe lângă factorii climatici și de alți factori antropogeni cum ar fi poluarea industrială (Ordóñez și Duinker, 2014).

Efectul poluării asupra relației dintre climă și creșterea arborilor de stejar a fost studiat și în regiunea râului Ohio, autorii identificând un răspuns dendroclimatic diferit în perioada 1900-1987. Acest răspuns a fost asociat cu scăderea temperaturilor din sezonul de vegetație, nefiind identificată o asociere cu efectul poluării industriale deoarece răspunsul a fost același în toate suprafețele analizate. S-a considerat faptul că scăderea temperaturilor a fost benefică pentru creșterea arborilor, astfel fiind subestimat efectul poluării (LeBlanc, 1993). În lucrarea de față chiar dacă gorunul analizat este situat în condiții climatice optime acesta a prezentat un răspuns diferit la variația factorilor climatici în zonele afectate de poluare. Un răspuns similar a fost identificat în cazul stejarului din Chonnam, Korea de Sud, fiind evidențiat faptul că efectul temperaturilor s-a dovedit a fi mai puternic în combinație cu emisiile ridicate de SO₂. Astfel, în perioada 1998-2007, reducerea creșterilor în suprafața de bază a stejarului a fost asociată atât cu concentrațiile ridicate de SO₂ cât și cu temperaturile medii din acea perioadă (Kwak et al., 2016).

5.3. Evaluarea capacității de stocare a metalelor grele în lemn

5.3.1. Cuantificarea concentrației metalelor grele din lemn prin metode de analiza expeditivă

Metalele grele identificate la speciile de analizate prin metoda XRF sunt Mn, Zn, Ni Cu, și Pb. Ultimul din ele fiind o excepție deoarece a fost identificat doar în compoziția chimică a fagului din zona Baia Mare, iar Cu a fost identificat atât în fagul din zona Baia Mare cât și în gorunul din zona Copșa Mică.

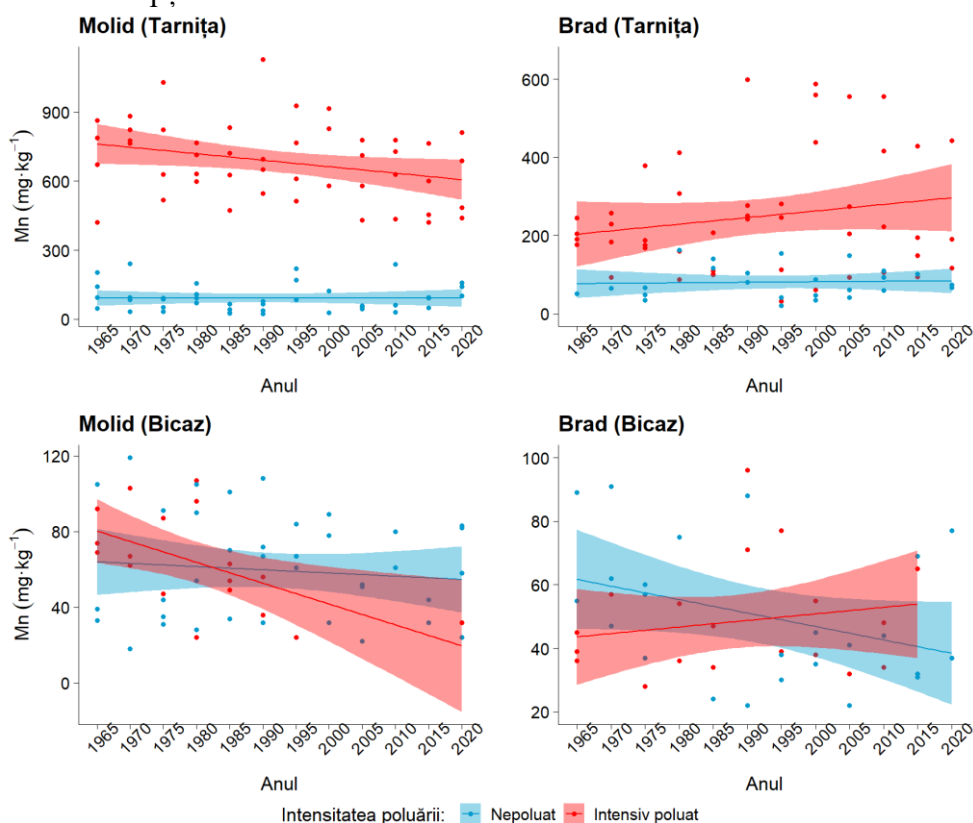


Figura 5.25. Concentrația Mn în inelele de creștere a arborilor de rășinoase. Liniile reprezintă un model linear aplicat pe fiecare set de date, iar suprafața colorată indică intervalele de încredere de 95%.

Molidul din zona Tarnița a avut concentrații de Mn de până la 900 și respectiv 300 mg·kg⁻¹ în zona intens poluată și respectiv în cea nepoluată (Figura 5.25). Concentrațiile de Mn au fost semnificativ mai mari în zona poluată ($p < 0,01$), acesta atingând un maxim în anul 1990 (1128 mg·kg⁻¹) și a scăzut ulterior. Testul Mann-Kendall a arătat o tendință de scădere semnificativă din punct de vedere statistic pentru concentrațiile de Mn în cazul molidului din zona Tarnița, dar numai în zona intens poluată

Diferențe semnificative ale concentrațiilor de Mn între zona poluată și cea nepoluată au fost observate și la bradul din zona Tarnița ($p < 0,01$), cu valori mai mari în zona intens poluată, unde valoarea maximă, 600 mg·kg⁻¹, a fost înregistrată în 1990 (Figura 5.25). În schimb, concentrația de Mn a rămas relativ constantă de-a lungul timpului în zona nepoluată, variind între 21 și 162 mg·kg⁻¹, iar tendința nefiind semnificativă.

În zona Biczaz, concentrațiile de Mn identificate prin metoda XRF nu au arătat diferențe semnificative între zonele cu intensitate diferită a poluării la molidul norvegian sau la bradul argintiu. În cazul molidului, concentrațiile de Mn din zona intens poluată au prezentat o scădere semnificativă din 1965 până în 1995, iar concentrațiile de după 1995 au fost probabil sub limita

de detecție a metodei folosite (Figura 5.25). În zona poluată, concentrațiile de Mn în inelele de creștere a molidului au variat între 24 și 107 mg·kg⁻¹. La brad, concentrațiile maxime de Mn au fost înregistrate în anul 1990 în zona intens poluată (119 mg·kg⁻¹) și în anul 1970 în zona nepoluată (91 mg·kg⁻¹).

În zona Tarnița, molidul și bradul au prezentat concentrații mai mari de Mn în zona intensiv poluată comparativ cu zona nepoluată, acest lucru nu a fost valabil și în cazul arborilor din zona Bicaz. Un studiu realizat în regiunea Thuringen (Germania) a arătat că în inelele de creștere a molidului au fost înregistrate concentrații ridicate de Mn (400-600 mg·kg⁻¹) în perioada 1950-1970, scăzând (50-100 mg·kg⁻¹) după 1980 (Augustin et al., 2005), valori similare cu cele identificate și în lucrarea de față. Comparând cele două specii analizate din zona Tarnița, molidul a acumulat o cantitate mai ridicată de metale grele comparativ bradul.

În cazul arborilor din zona Bicaz, concentrațiile de Mn au fost mai mici. Manganul este un element esențial pentru creșterea și dezvoltarea plantelor și este necesar pentru fotosinteză dar cu toate acestea, produce multe enzime (Ishimaru et al., 2012). La plante, absorbția de Mn este controlată în principal de disponibilitatea solului și de pH (Augustin et al., 2005), astfel încât, cel mai probabil, arborii au acumulat Mn proporțional cu Mn disponibil în sol.

Concentrațiile de Zn identificate atât în cazul molidului cât și în cazul bradului din zona Tarnița au prezentat valori semnificativ ($p < 0,001$) mai mari în zona intens poluată comparativ cu zona nepoluată. Concentrațiile de Zn au crescut în timp, dar tendința nu a fost semnificativă.

În zona Bicaz, molidul a prezentat concentrații de Zn semnificativ ($p < 0,001$) mai mari în zona nepoluată comparativ cu zona intensiv poluată, în timp ce la brad situația a fost opusă ($p = 0,017$). Bradul a prezentat concentrații de Zn mai mici comparativ cu molidul, atingând un maxim în zona intensiv poluată la nivelul anului 2000 (26 mg·kg⁻¹). În această zonă, concentrația de Zn nu a prezentat tendințe semnificative, deși, în cazul bradului, tendința a fost pozitivă indiferent de nivelul de poluare.

Principalele metale grele identificate în inelele de creștere a arborilor de foioase din zona Copșa Mică și Baia Mare sunt Mn, Zn, Ni, Cu și Pb acestea fiind acumulate în diferite concentrații în funcție de fiecare specie și gradul de intensitate a poluării.

În ceea ce privește concentrația de Mn, fagul din zona Copșa Mică din suprafața nepoluată a acumulat mai mult Mn, decât cel din zona nepoluată. Astfel fagul din zona nepoluată prezintă o concentrație a Mn cuprinsă între 150 și 400 mg·kg⁻¹. Concentrația acestui element prezintă o scădere pronunțată în timp atât în zona intensiv poluată cât și în cea nepoluată, dar în cazul arborilor intensiv poluați concentrația depășește 200 mg·kg⁻¹ doar în câteva cazuri. Gorunul prezintă valori similare ale concentrației de Mn în raport cu gradul de afectare al poluării. Concentrația de Mn prezintă diferențe în raport cu gradul de afectare al poluării doar în anumite perioade și depășește 200 mg·kg⁻¹ doar în cazuri excepționale. Marea majoritate a valorilor se regăsesc sub limita de 150 mg·kg⁻¹, iar trendul este unul ușor crescător în timp.

În cazul fagului din zona Baia Mare, nu există diferențe semnificative între suprafețele cu diferite grade de afectare a poluării în ceea ce privește concentrațiile de Mn. Valoarea lui p rezultată în urma aplicării testului neparametric este egală cu 0.39. În zona intensiv poluată Mn prezintă o scădere a concentrației în timp, comparativ cu zona nepoluată unde concentrația de Mn prezintă o creștere. Concentrația de Mn variază între 198 și 944 mg·kg⁻¹ în zona intensiv poluată și între 187 și 893 mg·kg⁻¹ în zona neafectată de poluare.

În cazul fagului de la Copșa Mică deși cantitățile de Mn sunt mai reduse decât în cazul fagului din Baia Mare, aceste prezintă o excepție deoarece arborii din zona nepoluată au acumulat cantități mai mari de Mn față de cei din zona nepoluată. O posibilă explicație ar putea fi și natura poluării, negrul de fum având și efect mecanic prin astuparea stomatelor și limitarea proceselor de fotosinteză (Ianculescu et al., 1989), efecte care pot duce și la limitarea absorbției

unor elemente din sol. În același timp arborii supuși unor condiții de stres, pot prezenta creșteri ale concentrațiilor de Mn din țesuturile lor pentru a evita mobilizarea și pierderea de fosfor (P) (Lambers et al., 2015).

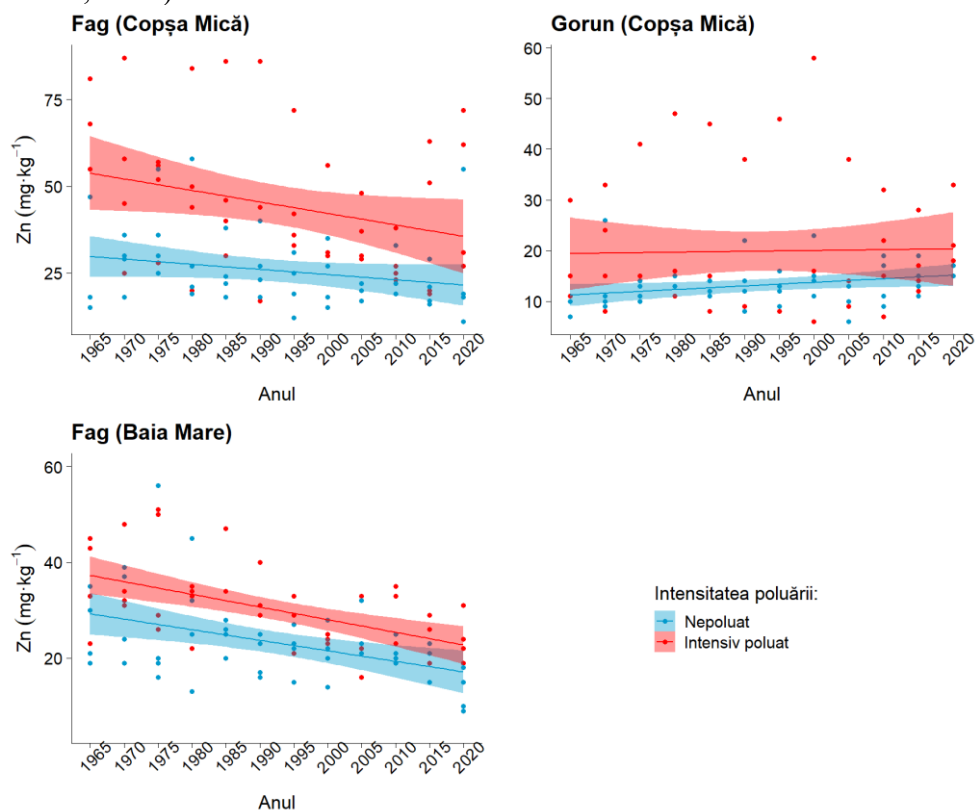


Figura 5.26. Concentrația Zn în inelele de creștere a arborilor de foioase. Liniile reprezintă un model liniar aplicat pe fiecare set de date, iar suprafața colorată indică intervalele de încredere de 95%.

Arborii de fag din zona Copșa Mică au acumulat concentrații ridicate de Zn, mai ales cei intensiv poluați. Concentrația de Zn prezintă o scădere de-a lungul timpului indiferent de gradul de afectare al poluării, scăderea fiind mai pronunțată în zona intensiv poluată (Figura 5.26). În zona intensiv poluată concentrația de Zn variază între 17 și 87 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, valorile cele mai ridicate regăsindu-se în perioada 1965-1995. În zona neafectată de poluare, concentrația Zn identificată în inelele de creștere a arborilor de fag atinge un maxim de 60 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ la nivelul anului 1980, marea majoritate a valorilor regăsindu-se sub limita de 50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Zincul identificat în inelele de creștere a gorunului prezintă valori de până la 60 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ în zona intensiv poluată, în timp ce în zona nepoluată valorile nu depășesc 27 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Figura 5.26)

Zincul prezintă concentrații de până la 50 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, acestea fiind mai ridicate la arborii situați în zona intensiv poluată comparativ cu cei din zona nepoluată. Diferențele de valori între cele două suprafețe sunt semnificative din punct de vedere statistic ($p < 0,01$), iar trendul este unul descrescător în ambele suprafețe.

Rezultatele obținute pentru Zn au indicat o acumulare mai puternică în inelele anuale ale arborilor care cresc în zone intens poluate. Pentru a acoperi nevoile fiziologice ale plantelor, concentrația de Zn în frunze trebuie să fie cuprinsă între 15 și 30 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, iar concentrația nu trebuie să depășească 70 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dacă frunzele nu au fost afectate de poluare (Kabata-Pendias și Pendias, 1992). În cazul nostru, cea mai mare concentrație de Zn (87 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) a fost măsurată în inelele de creștere a fagilor din zona Copșa Mică, indicând o încărcătură puternică de poluare, deoarece concentrațiile de Zn sunt de obicei mult mai mici în lemn decât în frunze (Cocozza et al., 2016).

Concentrațiile de Ni identificate în inelele de creștere a fagului din zona Copșa Mică prezintă valori de până la $18 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, acestea fiind mai ridicate în cazul arborilor situați în zona intensiv poluată. Concentrația de Ni în cele două zone cu grade diferite de afectare a poluării nu prezintă diferențe semnificative.

În ceea ce privește nichelul din compoziția chimică a gorunului, se observă faptul că acesta prezintă puține valori nefiind identificat în compoziția tuturor arborilor analizați, comparativ cu fagul unde acest element a fost identificat în majoritatea arborilor analizați.

Fagul din zona Baia Mare a fost capabil să acumuleze și nichel, dar acesta nu a fost identificat la toți arborii analizați iar concentrațiile cuprinse între $6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ și $12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Cuprul a fost identificat la specia fag din zona Baia Mare, iar la Copșa mică doar la gorun (Figura 5.27). În cazul fagului din zona Baia Mare valorile nu depășesc $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, neexistând o diferență clară între cele două suprafețe cu grade diferite de afectare a poluării. S-a observat faptul că valorile sunt puțin mai ridicate în zona nepoluată comparativ cu cea nepoluată, dar nu există diferențe semnificative între suprafețe ($p = 0,155$). În ambele cazuri concentrația Cu prezintă o ușoară creștere în timp.

Concentrațiile acestui element în inelele de creștere a gorunului sunt cuprinse între 5 și $26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, cele mai ridicate valori fiind identificate în cazul arborilor din zona intensiv poluată.

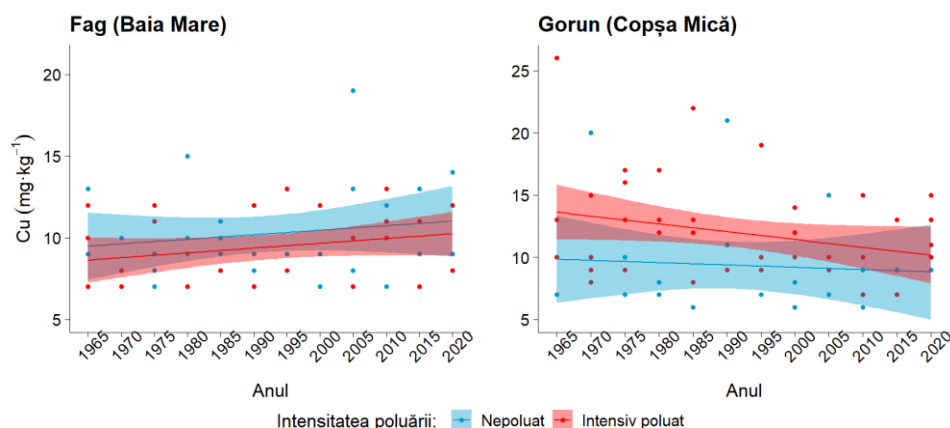


Figura 5.27. Concentrația Cu în inelele de creștere a arborilor de foioase. Liniile reprezintă un model liniar aplicat pe fiecare set de date, iar suprafața colorată indică intervalele de încredere de 95%.

Pb a fost identificat prin metoda XRF doar în compoziția fagului din zona Baia Mare, atât în cazul arborilor neafecțați de poluare cât și în cazul celor intensiv poluați. Valorile acestui element sunt cuprinse între 10 și $30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ușor mai crescute la arborii din zona intensiv poluată mai ales în perioada 2000-2020. Nu au fost identificate diferențe semnificative în raport cu gradul de afectare al poluării, valoarea lui p fiind egală cu 0,288.

5.3.2. Cuantificarea concentrației metalelor grele din lemn prin metode de analiză precise

Analiza variației concentrației metalelor grele din inelele de creștere a arborilor de brad din zona Târnița a scos în evidență faptul că manganul prezintă cele mai ridicate concentrații, de peste $40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ în anumite perioade, în timp ce concentrațiile zincului și cuprului nu depășesc $2,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Figura 5.28). Bradul din zona intensiv poluată prezintă concentrații de Mn mult mai ridicate comparativ cu cel din zona nepoluată, valorile minime în acest caz fiind identificate în perioada 1975-1985. Amplitudinea concentrației de Mn este mult mai mare în zona intensiv poluată ($15,7 - 45 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) comparativ cu zona nepoluată, unde concentrația este mult mai stabilă în timp ($7,2 - 13,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

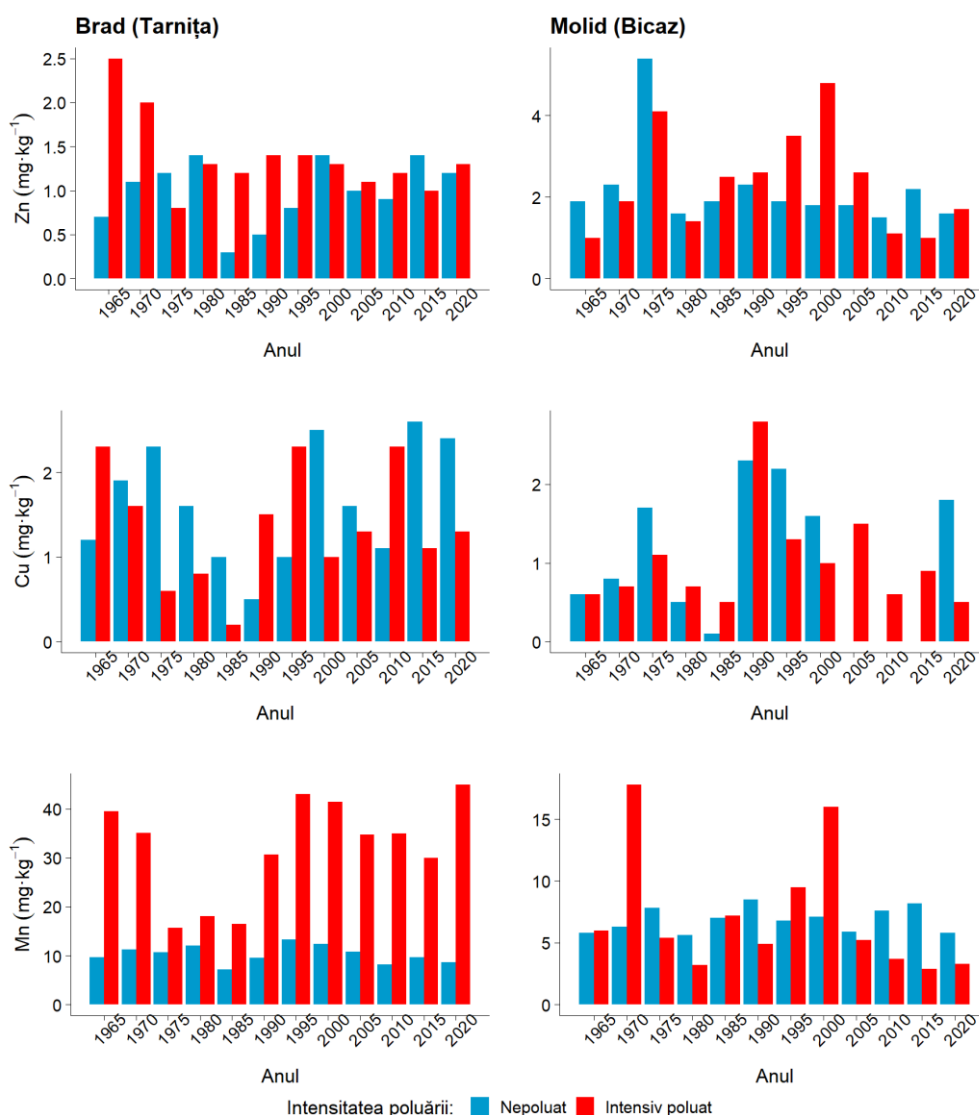


Figura 5.28. Concentrația metalelor grele din inelele de creștere a arborilor de rășinoase identificate prin metoda ICP-MS

În ceea ce privește concentrațiile de Zn și Cu, nu se pot observa diferențe mari de valori în raport cu gradul de afectare al poluării. În cazul Zn acesta prezintă o scădere în perioada 1965-1975 în zona intensiv poluată, după care prezintă o stabilitate în timp până la nivelul anului 2020. În zona nepoluată, Zn prezintă o ușoară creștere în perioada 1965-1980, urmată de o scădere bruscă la nivelul anului 1985.

Cuprul din compoziția inelelor de creștere prezintă concentrații cuprinse între 0,2 și 2,6 mg·kg⁻¹, valorile nu prezintă un trend specific în timp, mai degrabă fiind aleatorii. Nu se pot observa diferențe ale concentrației de Cu în raport cu gradul de afectare al poluării, valoarea minimă fiind înregistrată în cazul bradului din zona intensiv poluată la nivelul anului 1985, iar cea maximă în zona nepoluată la nivelul anului 2015.

În zona Bicaz, molidul prezintă concentrații de Zn cu valori cuprinse între 1 și 5,5 mg·kg⁻¹, valoarea minimă fiind înregistrată la nivelul anilor 1965 și 2015 în zona intensiv poluată, iar valoarea maximă în zona nepoluată la nivelul anului 1975 (Figura 5.28). Concentrațiile de Zn prezintă o creștere în perioada 1965-1975 în ambele cazuri, an după care prezintă o descreștere bruscă a concentrației. După anul 1980 variația concentrației de Zn este stabilă în zona nepoluată, în timp ce în zona intensiv poluată, prezintă din o creștere până în anul 2000, urmată din nou de o scădere până la nivelul anului 2015.

În cazul cuprului identificat în compoziția molidului trendul este asemănător în ambele zone cu grade diferite de afectare a poluării. Atât în zona intensiv poluată cât și în cea nepoluată valorile prezintă un maxim în anul 1990.

Manganul prezintă o amplitudine redusă a valorilor și o stabilitate în timp în zona nepoluată comparativ cu zona intensiv poluată. În zona intensiv poluată concentrația de Mn prezintă valori cuprinse între 2,9 și 17,8 mg·kg⁻¹, valoarea maximă fiind identificată la nivelul anului 1970 iar cea minimă la nivelul anului 2015. Concentrații similare de Mn au fost identificate la pinul din regiunea orașului Birjand din estul Iranului, autorii identificând concentrații cu pinse între 2,03 și 4,62 mg·kg⁻¹ în compoziția acelor recoltate de la arbori localizați în diferite locații ale orașului și concentrații cuprinse între 4,26 și 23,81 mg·kg⁻¹ în compoziția scoarței (Kharkan et al., 2019).

În componența inelelor anuale de fag situat în zona Baia Mare a fost identificat Zn, Pb și Mn. Zn nu depășește concentrația de 1 mg·kg⁻¹, valoarea maximă fiind înregistrată în anul 1970 în zona intensiv poluată. După această perioadă concentrația de Zn prezintă o descreștere bruscă până la nivelul anului 1975, după care aceasta crește până în anul 2000. După anul 2000, concentrația de Zn se reduce iarăși până la nivelul anului 2015. În cazul fagului din zona nepoluată concentrația Zn este mult mai stabilă în timp, aceasta înregistrând o scădere din anul 1965 până în anul 1985, prezintă o creștere în perioada 1985-1990 după care descrește ușor până la nivelul anului 2020.

Ca și în cazul metodei de analiză anterioare, și în acest caz au fost identificate concentrații de Pb, în compoziția fagului din zona Baia Mare. Concentrațiile sunt cuprinse între 0,6 și 2,7 mg·kg⁻¹, fără a se putea observa diferențe clare în raport cu gradul de afectare al poluării.

În ceea ce privește manganul se observă o diferență clară a concentrației acestuia în raport cu gradul de afectare al poluării. În zona intensiv poluată acesta prezintă valori cuprinse între 12 și 46 mg·kg⁻¹, valoarea maximă fiind înregistrată la nivelul anului 1970 iar cea minimă la nivelul anului 2015. Concentrația de Mn din zona nepoluată este mult mai stabilă în timp, aceasta prezentând valori cuprinse între 7,8 și 15,4 mg·kg⁻¹.

Gorunul din zona Copșa Mică prezintă concentrații de Cu cuprinde între 0,1 și 0,4 mg·kg⁻¹, acesta prezentând un trend descrescător în timp. În zona nepoluată se observă faptul că acest element a fost identificat în cantități reduse (0,1 mg·kg⁻¹) în perioada 1990-2005, după anul 2005 variația valorilor fiind similară în ambele zone. Plumbul a fost identificat doar în compoziția inelelor anuale ale gorunului din zona intensiv poluată. Concentrațiile de Pb sunt reduse în acest caz (0,1 - 0,9 mg·kg⁻¹), valoarea maximă fiind identificată la nivelul anului 1995.

Manganul în acest caz prezintă și el concentrații reduse (1,1 – 10,9 mg·kg⁻¹), variația valorilor fiind relativ similară în ambele zone cu grade diferite de afectare a poluării. Valoarea maximă a fost înregistrată la nivelul anului 2010, în cazul arborelui din zona intensiv poluată. Concentrații similare ale acestor metale grele au fost identificate într-un studiu asemănător, realizat în aceeași zonă, autorii prezentând o dinamică a metalelor grele din compoziția inelelor de creștere a gorunului în perioada 1940-2010 (Nechita et al., 2020).

Concentrații similare de Mn, Cu și Zn au fost identificate atât în compoziția inelelor de creștere a platanului cât și a stejarului din regiunea Ankara, Turcia. Autorii prezintă o analiză a dinamicii acestor elemente în inelele anuale în perioada 1997-2016 fiind identificate concentrații de Mn de până la 10 mg·kg⁻¹ în cazul stejarului, acest element prezentând o scădere în timp până la nivelul anului 2016 (Turkyilmaz et al., 2019).

Rezultatele obținute prin metoda ICP-MS sunt preliminare, deoarece a fost analizat doar un singur arbore din fiecare specie și din fiecare zonă cu grade diferite de afectare a poluării. Deși este o metodă mult mai precisă decât XRF, analizele nu oferă repetabilitate.

Deoarece variabilitatea rezultatelor obținute prin XRF a fost, în unele cazuri, destul de mare pentru același element și pentru arbori din aceeași zonă, variabilitatea rezultatelor ICP-MS poate fi de asemenea destul de ridicată. Având în vedere că analiza a fost efectuată pe un singur arbore din fiecare zonă cu grade diferite de afectare a poluării și că variabilitatea elementelor acumulate în inelele de creștere diferă de la un arbore la altul și depinde și de alți factori, aceste rezultate ar putea fi validate prin analizarea unui număr mai mare de arbori.

6. Concluzii

Poluarea atmosferică are efecte asupra arborilor prin influențarea proceselor fiziologice, mai ales asupra procesului de fotosinteză care au impact asupra acumulării de biomasă. Arborii filtrează aerul și reduc efectele negative ale poluării prin acumularea de poluanți, dar aceștia sunt stocați în diferite componente ale arborilor și generează efecte negative atât pe termen scurt cât și lung. Inelul anual oferă informații atât legate de creșterea arborilor în raport cu variația parametrilor climatici și în raport cu poluarea atmosferică, dar prin compoziția chimică a acestora poate oferi informații retrospective pe termen lung în ceea ce privește istoricul poluării și modificările apărute în decursul timpului.

Concluzii referitoare la pierderile de creștere

Speciile analizate au fost afectate diferit în funcție de natura poluării, zonă și specie, dar trebuie menționat faptul că analiza realizată a fost bazată doar pe arborii care au supraviețuit efectelor negative ale poluării. De exemplu bradul, atât din zona Tarnița cât și din zona Bicăz a înregistrat pierderi de creștere mai ridicate în comparație cu molidul. Acest lucru poate fi explicat prin faptul că bradul este o specie mult mai sensibilă în comparație cu molidul, atât în ceea ce privește condițiile de mediu dar și factorii de poluare.

În cele două zone atât în cazul molidului cât și al bradului efectul negativ al poluării industriale locale asupra creșterilor a fost evidențiat cel mai bine de creșterea în suprafața de bază.

Cele mai însemnate pierderi de creștere în suprafața de bază au fost identificate în cazul bradului intensiv poluat din zona Tarnița, care a înregistrat creșteri mai reduse cu aproape 43% comparativ cu seria de referință. Bradul intensiv poluat din zona Bicăz a înregistrat o reducere a creșterilor în suprafața de bază de aproape 23%, în zona intensiv poluată și de 10% în zona moderat poluată.

Deși molidul a fost mai puțin afectat comparativ cu bradul, totuși în zona Tarnița arborii de molid situați în zona intensiv poluată au înregistrat pierderi de creștere de aproape 24% în perioada în care activitatea minieră se desfășura la un nivel foarte ridicat. În zona Bicăz, molidul intensiv poluat a înregistrat pierderi de creștere cu 12% mai reduse comparativ cu seria de referință.

Se poate concluziona faptul că poluarea generată de activitatea minieră și prelucrare a metalelor neferoase din zona Tarnița a avut un efect negativ mult mai puternic asupra arborilor de rășinoase comparativ cu poluarea mecanică cu praf de var și ciment din zona Bicăz.

Perioadele în care s-au înregistrat pierderi de creștere se suprapun cu perioadele în care activitatea industrială din aceste două zone se desfășura la un nivel foarte ridicat. Mai mult după anul 1990, an în care activitatea industrială a fost redusă semnificativ, s-a observat o intensificare a creșterilor arborilor din zonele intensiv și moderat poluate, ajungând sau chiar depășind în scurt timp la nivelul creșterilor arborilor situați în zonele neafectate de poluare.

În cazul speciilor de foioase cele mai afectate au fost speciile din zona Copșa Mică acestea fiind afectate și pe o perioadă mai lungă de timp comparativ cu fagul din zona Baia Mare. Ca și în cazul rășinoaselor, efectul negativ al poluării industriale din aceste două zone a fost evidențiat mai bine de creșterea în suprafața de bază a arborilor.

Gorunul și fagul din zona Copșa Mică au înregistrat pierderi de creștere de aproape 38%, respectiv 32% în zona intensiv poluată. Spre deosebire de arborii din zona Copșa Mică, fagul din zona Baia Mare a fost mai puțin afectat înregistrând pierderi de creștere de 22% în zona intensiv poluată.

Perioadele în care arborii au prezentat creșteri mai reduse în zonele afectate de poluare se suprapun cu perioadele în care industria de prelucrare a metalelor neferoase și activitatea minieră funcționau la un nivel foarte ridicat.

Comparând speciile analizate s-a constatat faptul că bradul din zona Târnița a fost cel mai afectat de poluarea industrială, acesta fiind urmat de gorunul din zona Copșa Mică. Molidul din zona Bicăz a fost specia cel mai puțin afectată înregistrând cele mai scăzute pierderi de creștere.

Ratele de creștere a arborilor în cele mai multe cazuri au reușit să scoată în evidență atât perioada în care arborii au fost afectați de poluarea industrială, dar cel mai bine au evidențiat perioada în care arborii au reușit să-și reia activitatea auxologică aproape de normal, înregistrând creșteri ridicate mai ales în jurul anului 1990. Perioada în care arborii au reușit să recupereze o parte din creșterile pierdute anterior este mai evidentă în cazul ratelor de creștere calculate pe perioade mai lungi de 5 și 7 ani.

Concluzii referitoare la influența poluării asupra relației dintre factorii climatici și creșterea arborilor

Perioadele în care a fost identificat un răspuns diferit al modelului dendroclimatic al arborilor de rășinoase în raport cu gradul de afectare al poluării se suprapun cu perioada în care uzina din zona Târnița dar și fabrica de ciment Bicăz își desfășurau activitatea la un nivel foarte ridicat. Reiese faptul că relația dintre factorii climatici și creșterea arborilor din zonele intensiv poluate a fost influențată de poluarea industrială locală.

După anul 1990, diferența între valorile coeficienților de corelație dintre cele 3 zone cu grade diferite de afectare a poluării s-a redus, lucru datorat faptului că după anul 1990 activitatea industrială din aceste două zone s-a redus semnificativ. În majoritatea cazurilor după anul 2000 răspunsul dendroclimatic al arborilor de rășinoase a fost similar indiferent de gradul de afectare al poluării, lucru justificat prin faptul că din anul 1998 activitatea Uzinei din zona Târnița a fost oprită, iar în cazul fabricii de ciment Bicăz aceasta și-a continuat activitatea dar la un nivel foarte scăzut comparativ cu perioada anterioară anului 1990.

În comparație cu molidul, bradul din ambele zone a prezentat un răspuns mai puternic la factorii de poluare, mai ales în cazul corelațiilor cu temperaturile lunare. Acest lucru poate fi explicat prin faptul că bradul este o specie mai sensibilă la variația factorilor climatici, dar și la poluarea aerului în comparație cu molidul, acest lucru fiind specificat și în cazul molidului și bradului din Cehia afectat de poluarea industrială.

În privința speciilor de foioase din zona Copșa Mică afectate de poluarea locală, acestea au prezentat un răspuns dendroclimatic diferit în perioada 1955-2000, comparativ cu arborii din zona neafectată de poluare. Răspunsul arborilor din zona intensiv poluată la variația parametrilor climatici a fost unul negativ atât la cantitatea de precipitații cât și în cazul temperaturilor lunare.

Răspunsul a fost unul mai puternic în cazul fagului comparativ cu gorunul. Modelul dendroclimatic al ambelor specii este similar înainte de 1955 dar și după anul 2000, ani marcați de dezvoltarea industrială și totodată creșterea nivelului poluanților, respectiv de încetarea activității industriale în această zonă.

Fagul afectat de poluarea industrială locală din zona Baia Mare a prezentat un răspuns diferit la variația parametrilor climatici încă de la nivelul anului 1950, comparativ cu fagul situat în zona neafectată de poluare. Răspunsul a fost mai puternic în perioada 1965-1990, atât în cazul temperaturilor cât și al precipitațiilor, urmând ca după anul 1990 arborii să prezinte un

răspuns similar la factorii climatici indiferent de gradul de afectare al poluării. Ca și în cazurile anterioare, perioada în care arborii din zonele afectate de poluare au răspuns diferit la variația parametrilor climatici se suprapune cu perioada în care activitatea industrială se desfășura la un nivel foarte ridicat.

Concluzii referitoare la concentrația de metale grele identificate în inelele de creștere

Analiza dendrochimică a urmărit evaluarea concentrației metalelor grele aflate în compoziția chimică a inelelor anuale a speciilor analizate din toate cele 4 zone de studiu. A fost analizată dinamica concentrației a 5 metale grele (Mn, Zn, Cu, Pb și Ni) pe o perioadă de 60 de ani.

Efectul poluării locale a aerului asupra arborilor și implicit acumularea de metale grele în inelele de creștere a fost evidentă în majoritatea cazurilor, fiind identificate concentrații mai ridicate a acestor elemente în inelele de creștere a arborilor din zonele afectate de poluare comparativ cu cei situați în zonele nepoluate.

Prin metoda XRF au fost analizate 4 specii de arbori (două specii de foioase: fag și gorun; și două specii de rășinoase: molid și brad), din fiecare zonă analizându-se câte două specii, excepție făcând zona Baia Mare unde a fost analizat doar fagul.

Analizele realizate au evidențiat în cele mai multe cazuri diferențe semnificative între arborii proveniți din zonele intensiv poluate și cele nepoluate ale concentrației elementelor Cu, Zn și Mn. Diferențele obținute în cazul acumulărilor de Zn din zona poluată și cea nepoluată au fost semnificative la toate speciile analizate.

Cu a fost identificat în cazul speciilor de rășinoase doar la bradul din zona Tarnița.

Speciile de foioase au avut acest element în compoziția inelelor de creștere în cantități mai ridicate, fiind observate diferențe semnificative între suprafețele cu grade diferite de afectare a poluării doar în cazul speciilor din zona Copșa Mică.

Cele mai mari cantități de Mn au fost identificate în cazul molidului intens poluat din zona Tarnița. Aici s-au observat și cele mai mari diferențe între arborii din zona intensiv poluată și cei din zona nepoluată. Cantități foarte ridicate ale Mn s-au observat și în cazul fagului din zona Baia Mare dar nu s-au înregistrat diferențe semnificative între arborii proveniți din zone cu grade diferite de afectare a poluării.

Plumbul a fost identificat doar la specia fag din zona Baia Mare, putându-se concluziona faptul că în această zonă poluarea cu acest metal greu a fost foarte puternică și cu efecte negative însemnate asupra vitalității arborilor de fag.

Comparativ cu speciile de rășinoase, pe lângă Zn și Mn, în compoziția speciilor de foioase a fost identificat și Cu, Ni dar și Pb în cazuri excepționale.

În cazul elementelor unde nu s-au identificat diferențe semnificative între zonele intensiv poluate și cele nepoluate putem spune că efectul poluării s-a concretizat doar în reducerea creșterilor, elementele analizate fiind vitale dezvoltării vegetației forestiere și nu au fost acumulate în cantități ridicate care să producă efecte negative sau să devină toxice.

Prin metoda ICP-MS au fost analizate 4 specii de arbori (două specii de foioase: fag și gorun; și două specii de rășinoase: molid și brad), câte o specie din fiecare zonă analizată. Concentrațiile cele mai ridicate ale Mn au fost înregistrate în compoziția inelelor de creștere ale molidului din zona Tarnița și fagului din zona Baia Mare.

Cuprul a fost identificat în majoritatea cazurilor, excepție fiind fagul din zona Baia Mare, cele mai ridicate valori regăsindu-se în cazul molidului din zona Bicaz, iar cele mai scăzute în cazul gorunului din zona Copșa Mică.

Diferențe în raport cu gradul de afectare a poluării s-au observat în cazul concentrației de Mn identificate în compoziția fagului din zona Baia Mare și bradului din zona Tarnița. Iar în cazul gorunului din zona Copșa Mică se pot observa valori mai ridicate ale Cu și Pb în zona intensiv poluată, cel din urmă fiind identificat doar în cazul arborilor din zona intensiv poluată.

Rezultatele obținute prin metoda ICP-MS sunt preliminare, deoarece a fost analizat un singur arbore din fiecare specie și din fiecare zonă cu grade diferite de afectare a poluării. Chiar dacă este o metodă mult mai precisă comparativ cu XRF-ul, și oferă o imagine asupra metalelor grele acumulate în inelele de creștere a arborilor, trebuie ținut cont că nu există repetabilitate în realizarea analizelor.

Deoarece prin metoda XRF variabilitatea rezultatelor a fost destul de mare în unele cazuri privind același element și arborii din aceeași suprafață, și prin metoda ICP-MS variabilitatea poate fi destul de ridicată. Dar ținând cont că analiza s-a realizat pe un singur exemplar de arbore din fiecare zonă cu grade diferite de afectare a poluării și de faptul că variabilitatea elementelor acumulate în inelele de creștere diferă de la arbore la arbore și depinde și de alți factori, o validare a acestor rezultate se poate obține prin analiza unui număr mai mare de arbori.

Cele două metode analitice sunt utilizate în mod obișnuit pentru a determina concentrațiile de metale în lemn și sunt complementare, ICP-MS având o limită de detecție scăzută pentru unele elemente, iar XRF având limite de detecție mai mari dar o precizie satisfăcătoare. Fiecare metodă are avantajele și dezavantajele sale, iar metoda optimă depinde de mulți factori, cum ar fi tipul de metal greu analizat, concentrația acestuia în lemn, tipul de eșantion, costul, timpul de analiză și pregătirea probelor.

În ceea ce privește viitoare direcții de cercetare privind impactul poluării asupra arborilor și mai ales capacitatea acestora de a acumula și stoca metale grele în inelele de creștere un studiu interesant de realizat ar fi investigarea mecanismelor fiziologice și biochimice prin care arborii, în funcție de specie pot tolera și depozita o parte din metalele grele absorbite din sol. Interacțiunea diferitelor metale grele asupra creșterii și sănătății arborilor poate fi o direcție de cercetare interesantă mai ales prin analiza modului în care combinația dintre diferitele metale grele afectează arborii comparativ cu metalele grele individuale. În același timp pot fi dezvoltate și modele predictive pentru evaluarea capacității de stocare a metalelor grele de către diferite specii de arbori și în diferite condiții de mediu.

7. Contribuții personale

În cadrul prezentei lucrări de doctorat a fost realizată o analiză detaliată a influenței poluării industriale locale asupra arborilor de rășinoase și foioase din patru zone intens poluate ale țării și afectate de diferiți poluanți generați de specificul activității industriale. Lucrarea de doctorat evidențiază mai multe contribuții originale, printre care:

- **Analiza impactului poluării asupra creșterii arborilor** situați în zonele afectate, investigându-se arborii care au supraviețuit efectelor dăunătoare ale poluării din perioada pre-1990, prin comparație cu arborii neafecțați de poluarea industrială locală;
- **Cuantificarea pierderilor de creștere** a arborilor din zonele afectate de poluare în comparație cu arborii situați în zonele nepoluate, acest lucru evidențiind impactul direct al poluării asupra dezvoltării arborilor.
- Identificarea și evidențierea prin **calculul ratelor de creștere** a perioadelor în care arborii au fost supuși efectelor negative ale poluării industriale dar și perioadele în care arborii au reușit să-și reia activitatea auxologică aproape de normal. Aceste rezultate oferă o imagine clară asupra rezilienței arborilor;
- **Analiza corelativă între seriile de creștere radială și parametrii climatici** a făcut posibilă evidențierea modului în care poluarea aerului influențează relația dintre climă și creșterea arborilor afectați în diferite grade de poluarea locală, fiind

esențială pentru înțelegerea mecanismelor de adaptare a arborilor la schimbările de mediu, cumulate cu efectele negative ale poluării;

- **Analiza efectului temporal al poluării** asupra relației dintre parametri climatici și creșterea radială a arborilor a făcut posibilă evidențierea perioadelor în care arborii afectați în diferite grade de poluarea locală au prezentat un răspuns dendroclimatic diferit comparativ cu seria de referință;
- **Analiza dendrochimică** privind monitorizarea evoluției concentrației metalelor grele acumulate în inelele anuale ale arborilor pe o perioadă de 60 de ani, comparând arborii din zonele poluate cu cei din zonele nepoluate. Această analiză a oferit date valoroase privind istoricul poluării dar și legate de capacitatea arborilor de a acumula metale grele în inelele de creștere;
- **Folosirea a două metode analitice** pentru evaluarea concentrației metalelor grele din inelele de creștere a arborilor, fiind prezentate avantajele și dezavantajele fiecărei metode. Această comparație metodologică prezintă o noutate în domeniu dar în același timp oferă un ghid util pentru cercetările viitoare.

Diseminarea rezultatelor abținute a fost realizată prin publicarea de articole științifice cât și prin prezentarea unor lucrări în cadrul conferințelor științifice.

Articole publicate în timpul programului de studii doctorale:

1. **Cuciurean, C. I.**, Sidor, C. G., Camarero, J. J., Buculei, A., & Badea, O. (2024). Detecting changes in industrial pollution by analyzing heavy metal concentrations in tree-ring wood from Romanian conifer forests. *Environmental Research*, 252, 118884.
Q1, IF 7.7
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118884>
2. Sidor, C. G., **Cuciurean, C. I.**, Popa, I., Leca, S., Vlad, R., & Badea, O. (2022). Broad-Leaved Tree Growth Modulated by Industrial Air Pollution in the Northern Romania (Baia Mare Region). *Forests* 2022, 13, 807.
Q1, IF 2.7
<https://doi.org/10.3390/f13050807>
3. Sidor, C. G., **Cuciurean, C.**, Vlad, R., & Popa, I. (2022). Influența poluării industriale din zona Tarnița asupra relației dintre factorii climatici și creșterea radială a arborilor de rășinoase. *Bucovina Forestieră*, 22(2), 129-139.
B+
<https://doi.org/10.4316/bf.2022.017>
4. Gheorghe, Sidor C., **Cuciurean C. Ilie**, and Buculei Amelia. (2022). "Dynamics and assessment of some mineral elements level (Ca, Mg, K, Na) for the silver fir species in the Tarnita area, Romania." *Advances in Agriculture & Botany* 14.3: 69-78.
B+
<http://www.aab.bioflux.com.ro/docs/2022.69-78.pdf>
5. **Cuciurean, C. I.**, Sidor, C. G., Camarero, J. J., and Buculei, A. (2024). Heavy metal concentrations in growth rings of broad-leaved reflect changes in industrial pollution but depend on analysis type. *Environmental Science and Pollution Research* (în revizie).
Q1, IF 5.8

6. Vlad, R., Pei, G., Sidor, C. G., **Cuciurean, C.**, Ispravnic, A., & Stefan, G. (2022). Assessing standing-tree wood density by microdrilling in tending forestry work carried out on Norway Spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst) Stands. *Forests*, 13(9), 1450.
Q1, IF 2.7
<https://doi.org/10.3390/f13091450>
7. **Cuciurean, C.**, & Popa, A. (2022). A 32-a ediție a școlii de vară European Dendroecological Fieldweek. *Bucovina Forestieră*, 22(2), 197-200.
B+
<https://doi.org/10.4316/bf.2022.021>
8. Iacoban, C., Curcă, M., **Cuciurean, C. I.**, CSERGO, Z., & Buculei, A. (2022). Comparison between the parameters of throughfall and bulk deposition measured in two laboratories using the same methods. *Food and Environment Safety Journal*, 21(3).
B+
<http://fens.usv.ro/index.php/FENS/article/view/914/865>
9. Sidor, C. G., **Cuciurean, C. I.**, Leca, Ș., & Barbu, C. (2022). Dinamica fenofazelor stejarului, carpenului, jugastrului și teiului din suprafața de monitorizare forestieră intensivă nivel II–Ștefănești-stejar. *Revista de Silvicultura și Cinegetica*, 27(51).
B+
<http://progresulsilvic.ro/wp-content/uploads/2022.51-WEB.pdf>

8. Bibliografie

1. Al Maliki, A., Al-lami, A. K., Hussain, H. M., & Al-Ansari, N. (2017). Comparison between inductively coupled plasma and X-ray fluorescence performance for Pb analysis in environmental soil samples. *Environmental Earth Sciences*, 76, 1-7.
2. Alahabadi, A., Ehrampoush, M. H., Miri, M., Aval, H. E., Yousefzadeh, S., Ghaffari, H. R., & Hosseini-Bandegharaei, A. (2017). A comparative study on capability of different tree species in accumulating heavy metals from soil and ambient air. *Chemosphere*, 172, 459-467.
3. Aries, S., Valladon, M., Polvé, M., & Dupré, B. (2000). A routine method for oxide and hydroxide interference corrections in ICP-MS chemical analysis of environmental and geological samples. *Geostandards Newsletter*, 24(1), 19-31.
4. Armolaitis, K. (1998). Nitrogen pollution on the local scale in Lithuania: vitality of forest ecosystems. *Environmental Pollution*, 102(1), 55-60.
5. Augustin, S., Stephanowitz, H., Wolff, B., Schröder, J., & Hoffmann, E. (2005). Manganese in tree rings of Norway spruce as an indicator for soil chemical changes in the past. *European Journal of Forest Research* 124: 313-318.
6. Barbu, I., & Flocea, N. M. (1989). Stabilirea indicilor de calitate la arborii de molid și alții afectați de uscare. *Referat științific parțial de colaborare la tema, 12*.
7. Belyazid, S., Phelan, J., Nihlgård, B., Sverdrup, H., Driscoll, C., Fernandez, I., ... & Clark, C. (2019). Assessing the effects of climate change and air pollution on soil properties and plant diversity in northeastern US hardwood forests: Model setup and evaluation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 230, 1-33.
8. Bolea, V., Chira, D., Popa, M., Mantale, C., Pepelea, D., Gancz, V., & Iacoban, C. (2006). Arborii bioindicatori și bioacumulatori de sinteză în ecosistemul forestier. *Analele ICAS*, 49, 67-77.
9. Boros, M. N., Smical, I., Micle, V., & Lichtscheidl-Schultz, I. (2015). Heavy metal pollution of soils from BAIA-Mare—Case study: Cuprom Industrial Area. *Scientific Papers. Series E. Land Reclamation, Earth Observation & Surveying, Environmental Engineering*, IV, 99-106.
10. Bunn AG (2008). A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia*, 26(2), 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2008.01.002>.
11. Bytnerowicz, A., Omasa, K., & Paoletti, E. (2007). Integrated effects of air pollution and climate change on forests: A northern hemisphere perspective. *Environmental Pollution*, 147(3), 438-445.
12. Chen, B., & Kan, H. (2008). Air pollution and population health: a global challenge. *Environmental health and preventive medicine*, 13, 94-101.
13. Chen, S., Rotaru, A. E., Liu, F., Philips, J., Woodard, T. L., Nevin, K. P., & Lovley, D. R. (2014). Carbon cloth stimulates direct interspecies electron transfer in syntrophic co-cultures. *Bioresource technology*, 173, 82-86.
14. Cocozza, C., Ravera, S., Cherubini, P., Lombardi, F., Marchetti, M., & Tognetti, R. (2016). Integrated biomonitoring of airborne pollutants over space and time using tree rings, bark, leaves and epiphytic lichens. *Urban forestry & urban greening*, 17, 177-191.
15. Cook, E. R., Holmes, R. L., Bosch, O., Varem-Sanders, T., Grissino-Mayer, H. D., & Krusic, P. J. (1997). International tree-ring data bank program library, Version 2.1.
16. Cook, E.R.; Kairiukstis, L.A. (Eds.). (1990). *Methods of Dendrochronology. Applications in the Environmental Sciences*; Kluwer Academic Publishers: Dordrecht, The Netherlands; 394.

17. Cybis Elektronik. CDendro and Coorecorder, (2016). Available online: <https://www.cybis.se/forfun/dendro/index.htm> (accessed on 22 May 2023).
18. El-Hasan, T., Al-Omari, H., Jiries, A., & Al-Nasir, F. (2002). Cypress tree (*Cupressus semervirens* L.) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of Amman City, Jordan. *Environment International*, 28(6), 513-519.
19. Flocea, N. M., & Negrea, B. M. (2013). Simplified dendroecological techniques applied to polluted stands with Norway spruce in Bukovina. First Part-Growth of adult trees. Methodological aspects and applications. *Revista Pădurilor*, 128(4/5), 17-25.
20. .
21. Flocea, N., M., și Negrea, B., M., (2011). Tehnici simplificate de investigație dendroecologică în arborete cu molid supuse poluării generate de activități de minerit în Bucovina. Partea I – Creșterea exemplarelor mature. Aspecte metodologice și aplicații. *Revista pădurilor*, 128, 4-5.
22. Fritts, H.C. (1976). *Tree Rings and Climate*; Academic Press: Cambridge, MA, USA; 567p.
23. Giurgiu, V., (1967). Studiul creșterilor la arborete. Editura Agro-Silvică București, 322 p.
24. Godek, M., Sobik, M., Błaś, M., Polkowska, Ż., Owczarek, P., & Bokwa, A. (2015). Tree rings as an indicator of atmospheric pollutant deposition to subalpine spruce forests in the Sudetes (Southern Poland). *Atmospheric Research*, 151, 259-268.
25. Harris, I. P. D. J., Jones, P. D., Osborn, T. J., & Lister, D. H. (2014). Updated high-resolution grids of monthly climatic observations—the CRU TS3. 10 Dataset. *International journal of climatology*, 34(3), 623-642.
26. Hevia, A., Sánchez-Salguero, R., Camarero, J. J., Querejeta, J. I., Sangüesa-Barreda, G., & Gazol, A. (2019). Long-term nutrient imbalances linked to drought-triggered forest dieback. *Science of the Total Environment*, 690, 1254-1267.
27. Hughes, M. K. (2002). Dendrochronology in climatology—the state of the art. *Dendrochronologia*, 20(1-2), 95-116.
28. Iacoban, C., Risca, I. M., Roibu, C., Ciornea, E. T., Necula, R., Ilieva, D., ... & Drochioiu, G. (2019). Tarnita polluted area: accumulation of heavy metals and nutrients from the soil by woody species. *Rev Chim Bucharest*, 70, 753-758.
29. Ianculescu, M., (1978). Cercetări privind influența prafului de ciment și var asupra creșterii arboretelor de molid și brad. *Revista Pădurilor* 2-3: 103-105.
30. Ianculescu, M., Bândiu, C., & Budu, C. E. (1989). Modificări ale principalelor procese ecofiziologice la arborii forestieri ca urmare a influenței poluării în zona Copșa Mică. *Revista pădurilor*, (2), 64-68.
31. Ianculescu, M., Ionescu, M., Lucaci, D., Neagu, Ș., & Măcărescu, C. M. (2009). Dynamic of pollutants concentration in forest stands from Copsa Mica industrial area. *Annals of Forest Research*, 52, 207-226.
32. Ishimaru, Y., Bashir, K., Nakanishi, H., & Nishizawa, N. K. (2012). OsNRAMP5, a major player for constitutive iron and manganese uptake in rice. *Plant signaling & behavior* 7: 763-766.
33. Juknys, R., Augustaitis, A., Vencloviene, J., Kliučius, A., Vitas, A., Bartkevičius, E., & Jurkonis, N. (2014). Dynamic response of tree growth to changing environmental pollution. *European Journal of Forest Research*, 133(4), 713-724.
34. Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (1992). *Trace elements in soils and plants*—CRC Press. Boca Raton, FL, 356.
35. Kharkan, J., Sayadi, M. H., & Rezaei, M. R. (2019). Investigation of heavy metals accumulation in the soil and pine trees. *Environmental Health Engineering and Management Journal* 6: 17-25.

36. Khosropour, E., Attarod, P., Shirvany, A., Pypker, T. G., Bayramzadeh, V., Hakimi, L., & Moeinaddini, M. (2019). Response of *Platanus orientalis* leaves to urban pollution by heavy metals. *Journal of Forestry Research* 30: 1437-1445.
37. Kwak, J. H., Lim, S. S., Lee, K. S., Viet, H. D., Matsushima, M., Lee, K. H., ... & Choi, W. J. (2016). Temperature and air pollution affected tree ring $\delta^{13}\text{C}$ and water-use efficiency of pine and oak trees under rising CO₂ in a humid temperate forest. *Chemical Geology*, 420, 127-138.
38. Lambers, H., Hayes, P. E., Laliberte, E., Oliveira, R. S., & Turner, B. L. (2015). Leaf manganese accumulation and phosphorus-acquisition efficiency. *Trends in plant science*, 20(2), 83-90.
39. Lăcătușu, R., Răuță, C., Cârstea, S., & Ghelase, I. (1996). Soil-plant-man relationships in heavy metal polluted areas in Romania. *Applied Geochemistry*, 11(1-2), 105-107.
40. LeBlanc, D. C. (1993). Temporal and spatial variation of oak growth–climate relationships along a pollution gradient in the midwestern United States. *Canadian Journal of Forest Research*, 23(5), 772-782.
41. Leșan, M. (2003). Poluarea pădurilor din vecinătatea municipiului Baia Mare și consecințele ei asupra acumulării de masă lemnoasă. *Rev. Pădurilor*, 118, 12-14.
42. .
43. Livesley, S. J., McPherson, E. G., & Calfapietra, C. (2016). The urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of environmental quality*, 45(1), 119-124.
44. McDonnell, T. C., Sullivan, T. J., Cosby, B. J., Jackson, W. A., & Elliot, K. J. (2013). Effects of climate, land management, and sulfur deposition on soil base cation supply in National Forests of the Southern Appalachian Mountains. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224, 1733.
45. McLeod, A. I., & McLeod, M. A. (2015). Package ‘Kendall’. *R Software: London, UK*.
46. McNulty, S. G., & Boggs, J. L. (2010). A conceptual framework: Redefining Forest soil's critical acid loads under a changing climate. *Environmental Pollution*, 158(6), 2053-2058.
47. Mihali, C., Oprea, G., Michnea, A., Jelea, S. G., Jelea, M., Man, C., ... & Grigor, L. (2013). Assessment of heavy metals content and pollution level in soil and plants in Baia Mare area, NW Romania. *Carpathian journal of earth and environmental sciences*, 8(2), 143-152.
48. Molina, L. T. (2021). Introductory lecture: air quality in megacities. *Faraday discussions*, 226, 9-52.
49. Muntean, E., Muntean, N., & Duda, M. (2013). Heavy metal contamination of soil in Copșa Mică area. *ProEnvironment*, 6(14), 469-473.
50. Nechita, C., Iordache, A. M., Muscă, C. D. (2020). Efectele cumulate ale poluării industriale și ale schimbărilor climatice asupra mediului. *Revista Meridiane Forestiere*, 4, 8-15.
51. Ordóñez, C., & Duinker, P. N. (2014). Assessing the vulnerability of urban forests to climate change. *Environmental Reviews*, 22(3), 311-321.
52. Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637–669.
53. Popa, I. (2003). Analiza comparativă a răspunsului dendroclimatologic al molidului (*Picea abies* (L.) Karst.) și bradului (*Abies alba* Mill.) din nordul Carpaților Orientali. *Bucovina forestieră*, 11(2), 3-14.
54. Popa, I., & Barbu, I. (2001). Evaluarea gradului de vătămare a ecosistemelor forestiere din zona Târnița prin tehnici GIS de analiză spațială. *Revista Pădurilor*, 6, 8-11.

55. Putalová, T., Vacek, Z., Vacek, S., Štefančík, I., Bulušek, D., & Král, J. (2019). Tree-ring widths as an indicator of air pollution stress and climate conditions in different Norway spruce forest stands in the Krkonoše Mts. *Central European Forestry Journal*, 65(1), 21-33.
56. R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2017. Available online: <https://www.R-project.org> (accessed on 25 January 2024).
57. Roba, C., Roșu, C., Piștean, I., Ozunu, A., & Baciu, C. (2016). Heavy metal content in vegetables and fruits cultivated in Baia Mare mining area (Romania) and health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 6062-6073.
58. Schweingruber, F. H. (1996). *Tree rings and environment: dendroecology*. Paul Haupt AG Bern. 609.
59. Schweingruber, F. H. (2012). *Tree rings: basics and applications of dendrochronology*. Springer Science & Business Media.
60. Schweingruber, F. H., Eckstein, D., Serre-Bachet, F., & Bräker, O. U. (1990). Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia*, 8, 9-38.
61. Selker, R., Love, J., Dropmann, D., Moreno, V., & Love, M. J. (2022). Package 'jmv'. Retrieved from CRAN <https://cran.r-project.org/web/packages/jmv/jmv.pdf>.
62. Sensuła, B., Wilczyński, S., Monin, L., Allan, M., Pazdur, A., & Fagel, N. (2017). Variations of tree ring width and chemical composition of wood of pine growing in the area nearby chemical factories. *Geochronometria*, 44(1), 226-239.
63. Sidor, C. G., Popa, I., Vlad, R., & Cherubini, P. (2015). Different tree-ring responses of Norway spruce to air temperature across an altitudinal gradient in the Eastern Carpathians (Romania). *Trees*, 29, 985-997.
64. Sardon, R. C. (1988). Perception and aesthetics of the urban environment: Review of the role of vegetation. *Landscape and Urban planning*, 15(1-2), 85-106.
65. Staszewski, T., Łukasik, W., & Kubiesa, P., (2012). Contamination of Polish national parks with heavy metals. *Environmental monitoring and assessment*, 184(7), 4597-4608.
66. Sur, I. M., Micle, V., Polyak, E. T., & Gabor, T. (2022). Assessment of soil quality status and the ecological risk in the Baia Mare, Romania area. *Sustainability*, 14(7), 3739.
67. Takahashi, M., Feng, Z., Mikhailova, T. A., Kalugina, O. V., Shergina, O. V., Afanasieva, L. V., ... & Sase, H. (2020). Air pollution monitoring and tree and forest decline in East Asia: A review. *Science of the Total Environment*, 742, 140288.
68. Taylor, G. E., Johnson, D. W., & Andersen, C. P. (1994). Air pollution and forest ecosystems: a regional to global perspective. *Ecological Applications*, 4(4), 662-689.
69. Turkyilmaz, A., Sevik, H., Isinkaralar, K., & Cetin, M. (2018). Using Acer platanoides annual rings to monitor the amount of heavy metals accumulated in air. *Environmental monitoring and assessment*, 190(10), 1-11.
70. Turkyilmaz, A., Sevik, H., Isinkaralar, K., & Cetin, M. (2019). Use of tree rings as a bioindicator to observe atmospheric heavy metal deposition. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(5), 5122-5130.
71. Zang, C., & Biondi, F. (2015). treeclim: an R package for the numerical calibration of proxy-climate relationships. *Ecography*, 38(4), 431-436.