

Prispelo/Received: julij/July 1992

GDK 48:42:53:416.16:172.9:114.521.6 (497.12* Pohorje, Kozjak)

NOVEJŠE UGOTOVITVE O OBSEGU IN POMENU PROPADANJA
GOZDOV NA POHORJU IN KOZJAKU (ALPSKA FLORNA
PROVINCA NA MEJI S PANONSKO IN ILIRSKO PROVINCO)

Zoran BELEC*

Izvleček

Predstavljene so najnovejše ugotovitve o razvoju zdravstvenega stanja gozdov in o možnih vzrokih za njegovo spreminjanje. Vitalnost gozdnih dreves je v proučevanem obdobju (1985-91) ugotavljal isti popisovalec - avtor članka. Trem glavnim drevesnim vrstam, jelki, smreki in bukvi je določil socialni položaj in ugotovil najvišjo stopnjo poškodovanosti dreves v vladajočih socialnih položajih. To si razlagamo z večjo izpostavljenostjo krošenj nadvladajočih, vladajočih in sovladajočih dreves vplivu onesnaženega zraka in z doseženo fiziološko starostjo. Debelinska prirastka jelovih in smrekovih dreves sta v negativni korelaciji z osutostjo, česar pa pri bukvi nismo mogli ugotoviti. Izsledki lišajske bioindikacije se ujemajo z izidi bioindikacije gozdnih dreves, pri čemer se vpliv onesnaženega zraka zmanjšuje od vrha krošnje do tal. V najslabšem zdravstvenem stanju so jelovi gozdovi vrste *Galio-Abietetum*, kjer je l. 1990 in 1991 znašala osutost 23 oz. 22%. Najmanj osuti so bili v istih letih hrastovo-bukovi in jelovo-bukovi gozdovi (14-16%). Sestoji na smrekovih rastiščih so bili l. 1991 za dobrih 25% manj osuti kot l. 1990 (19 oz. 14%). Posebej velja to za smrekove monokulture vrste *Luzulo sylvaticae-Piceetum* na nekdanjih bukovih rastiščih.

THE RECENT FINDINGS ABOUT THE EXTENT AND MEANING OF
FOREST DECLINE ON POHORJE AND KOZJAK (THE ALPINE
FLORAL REGION NEAR ITS BORDER TO THE PANNONIAN
AND ILLYRIAN REGION)

Zoran BELEC*

Abstract

The recent findings about the development of the state of health in forests and about the possible causes of forest changing are discussed in the article. The vitality of forest trees in the studied period (1985 - 1991) was evaluated by the same person - the author of this article. The social classes of the most abundant three tree species - fir, spruce and beech - were defined. It was found that the dominant trees were much worse injured than the other trees. This could be explained with greater exposition of crowns of predominant, dominant and co-dominant trees to polluted air and with their already reached physiological age. The diameter increments of fir and spruce trees are in negative correlation with loss of their needles. No such tendency could have been found in case of beech trees. The results of lichen bioindication agree with the results of forest trees' bioindication - the impact of air pollution decreases from the top of the tree crown towards the ground. The state of health is the worst in fir forests of the *Galio-Abietetum* type, where the loss of needles in the years 1990 and 1991 reached 23% respectively 22%. The loss of leaves (or needles) in these two years was the lowest in the oak-beech forests and fir-beech forests (14% - 16%). The needle loss in spruce stands was in the year 1991 for good 25% lower than in the year 1990 (19% resp. 14%). This was especially expressed in case of spruce monocultures of the *Luzulo sylvaticae-Piceetum* type and on some growing sites of beech.

*

1 UVOD

Ko so se po l. 1980 pojavile "nove" poškodbe gozdnega drevja, se je v Srednji Evropi in posebej v Nemčiji razširila bojazen o bližnjem propadu gozdnih ekosistemov (*Waldsterben*). Edini povzročitelj propadanja gozdov naj bi bila *onesnaženost zraka*. Izrazito odklonilno javno mnenje je omogočilo stopnjevanje raziskovalnega dela v mnogih znanostih, ki se ukvarjajo s proučevanjem obstoja in delovanja gozdnih ekosistemov Srednji Evropi. Po l. 1986 so v Zahodni Nemčiji na podlagi dobro dokumentiranih razlik pri simptomih poškodovanosti, podnebjju, onesnaževanju in drugem sprejeli novo zasnovo pojmovanja propadanja gozdov z upoštevanjem regionalnih tipov poškodovanosti. Izločili so pet vrst poškodb smrekovih dreves, po enega za jelko in bukev. Ker so se različne vrste poškodovanosti pojavile po vsej Zahodni Evropi skoraj hkrati, omogočajo domnevo o *skupnem sinhronem dejavniku*. Za razlago vzrokov je postavljenih vsaj pet hipotez z različno stopnjo dokazanosti:

- 1 *Multipli stres* - splošna poškodovanost gozdov.
- 2 *Zakisovanje tal, izpiranje hranil in strupenost aluminija* - prav tako splošna poškodovanost gozdov.
- 3 *Interakcija ozona in kisle megle* - Porumenelost iglic v višjih legah srednje visokih pogorij osrednje in severne Nemčije (400-600 m).
- 4 *Pomanjkanje magnezija* - porumenelost iglic v višjih legah osrednje in južne Nemčije.
- 5 *Prekomerno odlaganje dušika* - redčenje krošenj v severnih obalnih področjih in dodaten dejavnik pri ostalih tipih.

L. 1985 smo v Sloveniji začeli popisovati propadanje gozdov in se z vzorčno metodo 4 × 4 km povezali z evropsko mrežo vzorčnih sestojev. Ugotavljanje poškodovanosti dreves je ena izmed bioindikacijskih metod v gozdnih ekosistemih, pri čemer posamezne gozdne drevesne vrste napovedujejo poškodovanost celotnega ekosistema. Vendar na gozdna drevesa zaradi njihove edifikatorske vloge ne vpliva samo onesnažen zrak, ki vstopa v zračni prostor sestojev, ampak tudi drugi ekološki dejavniki. Na zdravstveno stanje dreves, ki se kaže v osutosti in porumenelosti krošenj, vplivajo poleg stresa zaradi onesnaženosti še motnje v mineralni prehrani, naravni biološki, antropogeni in splošni podnebni stres. Pri presoji vzrokov za propadanje gozdov smo uporabili epifitske lišaje, na katere vpliva predvsem *polucijski stres* in ki so potrebni za posredno ugotavljanje odlaganja (depozicije) onesnaževalcev v gozdne ekosisteme. Na vzhodnem delu obravnavanega področja namreč *ne deluje niti ena* merilna postaja onesnaženosti zraka in (ali) padavin, ki bi omogočala oceno imisij v gozdove. V slovensko metodo propadanja gozdov sta torej vključeni dve bioindikacijski metodi:

1. vrednotenje zdravstvenega stanja dreves in
2. vrednotenje epifitske lišajske flore [7].

2 GRADIVO IN METODE DELA

2.1 RASTIŠČE

Pohorje in Kozjak sta najvzhodnejša dela geotektonske enote Vzhodnih Alp in sta zgrajena pretežno iz metamorfnih kamnin, skozi katere so ponekod predrle magmatske kamnine - tonaltni masiv. Na metamorfni kompleks so bili v tektonskem jarku odloženi terciarni sedimenti sosednje geotektonske enote - Panonskega bazena. Matična kamnina je vir mineralnega dela tal in ima izrazit *tilotvorni* pomen (petrogeni različki tal), ki ne odloča samo o *hitrosti* nastajanja in razvoja tal, temveč odreja tudi *smer* razvoja tal. Magmaška kamnina obravnavanega področja - tonalit - sodi zaradi vsebnosti kremenca in kislin magmatskim kamninam (nad 65% SiO₂), metamorfne kamnine razen amfibolita pa lahko uvrstimo med nevtralne kamenine (55-65% SiO₂). Amfibolit z okrog 10% vsebnosti CaO in ivniške plasti z do 30% karbonatov (pretežno vezivni del, ki se zlahka izpere) se po kemijski sestavi razlikujejo od kislih in nevtralnih kamnin. Ker pa amfibolit in ivniške plasti niso karbonatne kamnine, velja za vse vrste avtomorfnih tal (99% obravnavanega področja - podnebje!) ista *evolucijska serija tal* na nekarbonatnih kamninah. *Evolucijsko (razvojno) sekvenco* sestavljajo *litosol, regosol* in *koluvialna tla* iz razreda nerazvitih tal z (A)-C-profilom, *ranker* iz razreda humusno akumulativnih tal z A-C-profilom, *distrična rjava tla* iz razreda kambičnih tal z A-(B)-C-profilom in *rjava opodzoljena tla* in *podzol* iz razreda eluvialno-iluvialnih tal z A-E-B-C-profilom [37]. Glede na vrsto, vplivnost in intenzivnost posameznih reakcij se v procesih *mineralizacije* in *humifikacije* oblikujejo tri osnovne oblike humusa - *surovi humus, sprstenina* ali *prhlina*. Za nastanek humusa je pomembna kemična sestava izhodiščne organske snovi in robni pogoji (vlaga, toplota, zračnost, kislost tal, prisotnost baz in s tem povezane vrste, številčnost in dejavnost mikroorganizmov), ki skupaj določajo obliko in različico humusa. Ob določenem razmerju omenjenih dejavnikov se vzpostavi dinamično ravnotežje med depozicijo organske snovi, humifikacijo in mineralizacijo, zato je količina humusa dinamična konstanta. Ker so v obravnavanem področju razširjene dokaj kisle, z bazami siromašne kamnine, je dispozicija zaradi tega dejavnika naravnana v smer revnejših oblik humusa, kot sta prhlina in trhlina. Tovrsten proces pa dejansko steče šele pri kislem, z alkalnimi in zemeljsko-alkalnimi kationi revnem opadu, kakršnega imajo iglavci. Dejavnost edafona je minimalna in ne omogoča oblikovanja prhninaste sprstenine, ki je sicer običajna oblika humusa v naravnih gorskih bukovih gozdovih na silikatih [10].

Severovzhodna Slovenija leži točno na sredi severnega zmernege pasu. Celotna zahodna Evropa zaradi ploskovne neznatnosti nima avtohtonih zračnih mas. Podnebje osrednje Evrope zato oblikujejo predvsem polarne in subtropske, redkeje tropske in arktične zračne mase. Razen poleti so za naše področje najpomembnejši prodori polarne zrače v zahodno Sredozemlje, najpogosteje prek Francije in Nemčije. Pri prehodu prek industrijskih področij zahodne

Evrope se zrak onesnaži in iz smeri, ki pripadajo severozahodnemu kvadrantu, prihaja nad Slovenijo. Na 500 mb ploskvi (višina okrog 5500 m) prevladuje v vseh mesecih zahodno in severozahodno strujanje, le julija jugozahodno. Na 850 mb ploskvi (višina okrog 1500 m) je nekoliko drugače; v topli polovici leta prevladuje jugozahodno strujanje, drugače pa prav tako severozahodno oziroma zahodno. Najbolj je onesnažen zrak, ki prihaja iz severne, na drugem mestu je severozahodna in na tretjem zahodna smer [17]. Rastje je odvisno predvsem od podnebja in je funkcija podnebja, saj je pojavljanje rastlinskih vrste in združb odvisno od podnebnih dejavnikov velikih področij in območnih prilagoditev. Pohorje in Kozjak sodita v alpsko florno provinco in ležita na njenem skrajnem jugovzhodnem delu, kjer mejita na panonsko (vzhodni rob Kozjaka) in ilirsko florno provinco (vzhodni in južni rob Pohorja) [25].

2.2 VREDNOTENJE ZDRAVSTVENEGA STANJA DREVES

Glavna razlika med slovensko in evropsko metodo je poleg omenjene *dodatne* bioindikacije še upoštevanje dreves različnih socialnih položajev. Vrednotenje poškodovanosti zajema pri slovenski metodi poleg *vladajočega* sloja dreves še sloja *obvladanih* in *podstojnih* dreves. Tako je omogočeno vrednotenje zdravstvenega stanja vseh, tudi rastiščno manj pomembnih dreves. Evropsko metodo so zasnovali istega leta kot slovensko (1985), upošteva pa samo gospodarsko pomembna drevesa iz *nadvladajočega*, *vladajočega* in *sovladajočega* socialnega položaja. Tako je upoštevana bioindikatorska vrednost tistih dreves, ki so najbolj izpostavljena vplivu imisij, hkrati pa so prevladujoči del drevesnega sloja evropskih gozdnih ekosistemov. Klasifikacijo poškodovanosti, ki so jo uvedli v Nemčiji in sta jo kasneje prevzeli komisiji pri ECE UN¹ in EEC², sestavlja pet razredov zmanjšanja asimilacijskega aparata. Komisija pri ECE UN priporoča za *začetno* klasifikacijo 5- ali 10-odstotne širine razredov osutosti [1]. Slovenska metoda popisa propadanja gozdov, ki so jo zastavili na IGLG Slovenije, določa za ocenjevanje osutosti 5-odstotno širino razredov, skupaj 20 razredov z osutostjo od 0 do 99%.

Tabela 1: Razredi osutosti (redukcije) asimilacijskega aparata po evropski metodi [1]

Razred osutosti	Izguba iglic ali listja
0: brez osutosti	do 10 %
1: malo osuto	11-25 %
2: srednje osuto	26-60 %
3: močno osuto	61-99 %
4: odmrlo drevo	100 %

Kot merilo za osutost dreves smo uporabili barvne reprodukcije in risbe habitusov štirih stopenj osutosti, ki sta jih predlagala Neumann in Pollanschutz

¹ Economic Commission for Europe of United Nations

² European Economic Community

(1988) iz sosednje Avstrije [27]. Standard vsebuje različno osuta drevesa za smreko v nižjih legah (do 1000 m), smreko v višjih legah (nad 1000 m), jelko, rdeči bor, črni bor, bukev in hrast. Pri smreki so upoštevali izrazit polimorfizem te drevesne vrste, ki je v nižjih legah visečevejna in ščetkovejna, v višjih legah pa pogosto tudi ploskovejna. Ker v Sloveniji nimamo posebnih standardov za osutost dreves, smo uporabili avstrijskega, poleg tega pa proučevani slovenski del alpske flore province neposredno meji na avstrijsko alpsko provinco. Avstrijski standard je prirejen za potrebe avstrijskega popisa stanja gozdov (Waldzustandsinventur - WZI). V njem so iz didaktičnih razlogov prikazana prostostoječa sproščena drevesa z dobro razvito krošnjo³. Pri popisu pa smo morali ocenjevati tudi drevesa v sklenjenih sestojih ter nevladajoča drevesa. Ker predlagalec slovenske metode popisa ni predložil standarda za ocenjevanje osutosti nevladajočih dreves (in ker ga nismo mogli zaslediti v tujini), smo pri polimorfni drevesnih vrstah morali izdelati lastna merila za oceno osutosti nevladajočih dreves. Pri tem smo upoštevali dosedanja dognanja [33] ter lastna opazanja in skušali neposredno (s štetjem manjkajočih iglic) ugotoviti osutost. Celotnega standarda osutosti nevladajočih dreves (nad 50% osutosti), pa nismo mogli sestaviti zato, ker tako osutih nevladajočih dreves z neznanim vzrokom osutosti enostavno *nismo našli*.

2.3 VREDNOTENJE EPIFITSKE LIŠAJSKE FLORE

S primerjavo epifitske lišajske flore in izmerjenih srednjih vrednosti koncentracij SO₂ so za posamezne lišajske vrste ugotovili *kritične koncentracije*, ki ob upoštevanju ekoloških dejavnikov določajo njihovo razširjenost. Nanašajo se na srednje mesečne vrednosti izmerjene v zimskih mesecih, ko dosegajo najvišjo letno raven in so tedaj kritične tudi za preživetje lišajev. Lišaji so kazalci onesnaženosti zraka z žveplovim dioksidom, kadar je povprečje v zimskih mesecih 0-170 µg SO₂ v m³ zraka. Najbolj so uporabni v območju od 20 do 100 µg SO₂ v m³ zraka [5].

Občutljivosti posameznih lišajskih vrst na povprečne zimske koncentracije SO₂ so združene v razredih atmosferske čistoče⁴ in veljajo za drevesne vrste z zmerno in srednje bogato skorjo. Koncentracije so navedene v µg na m³ zraka:

1. (nad 170)- brez epifitov;
2. (150-170) - brez lišajev, le posamične zelene alge;
3. (125-150) - evtrofna vrsta *Scoliciosporum chlorococum*;
4. (70-125) - pojavijo se odpornejše vrste listastih lišajev - *Hypogymnia physodes* in *Parmelia sulcata* se pojavita na dniščih dreves;
5. (60-70) - *Hypogymnia physodes*, *P. sulcata* sta razširjeni do 2.5 m in več po deblu navzgor, na dniščih do 0.5 m višine debla se pojavijo srednje

³ Tako je tudi pri drugih standardih za osutost dreves.

⁴ Širine razredov so povzete po [16] z indikatorskimi vrstami za slovenski prostor [5].

- občutljive vrste: *P. saxatilis*, *glabratula*, *P. tiliacea*, *Parmeliopsis ambigua*, *Pertusaria amara*;
6. (50-60) - *Parmelia tiliacea*, *Platismatia glauca*, *Bryoria fuscescens* so razširjene v spodnjem delu debla, *Pseudevernia furfuracea* se pojavi tudi visoko v krošnji in na horizontalnih vejah, *Ramalina farinacea* in *Evernia prunastri* sta omejeni na dnišča;
 7. (40-50) - občutljive vrste: *Parmelia caperata*, *Cetrelia olivetorum*, *Evernia prunastri*, *Ramalina farinacea*
 8. (35-40) - *Usnea subfloridana*, *Ramalina fastigiata*, *Anaptychia ciliaris* (sterilna);
 9. (30-35) - *Usnea florida* (sterilna), *Anaptychia ciliaris* (fertilna);
 10. (pod 30) - *Lobaria pulmonaria*, *Usnea florida* (fertilna), *Ramalina fraxinea*.

Lišaji so glede na njihovo občutljivost na SO₂ razdeljeni v deset (osem) razredov, od prvega razreda brez epifitov do desetega razreda, v katerem so najbolj občutljivejši lišaji. V slovenskem popisu so na podlagi izkušenj pri popisovanju lišajev, ki so ga opravljali slovenski šolarji in dijaki [5], združili sicer različno občutljive lišajske vrste v tri skupine. Razlika med občutljivostjo lišajskih vrst znotraj razredov skorjastih, listastih in grmičastih lišajev je v večini primerov manjša od razlike v občutljivosti med posameznimi morfološki tipi lišajev. To spoznanje je omogočilo popis lišajev tudi tistim popisovalcem, ki niso lihenologi. Numerično ovrednotenje popisov lišajske flore smo izvedli po prilagojeni oceni čistosti zraka [6].

$$IAP_i = \sum_{S,L,G} (b_i + c_i) \quad IAP_t = \sum_{i=1}^3 IAP_i \quad \overline{IAP} = \frac{\sum_{i=1}^6 IAP}{6}$$

IAP_i	indeks atmosferske čistoče na različnih višinah debla, ($i = 1, 2, 3$),
IAP_t	skupni indeks atmosferske čistoče,
S, L, G	skorjasti, listasti, grmičasti lišaji,
b_i	številčnost steljk,
c_i	pokrovnost steljk,
\overline{IAP}	povprečna vrednost IAP na popisni ploskvi,
IAP	posamezni IAP za (1, 2, 3, t).

Tabela 2: Razredi indeksov atmosferske čistoče na različnih višinah debel ($i = 1, 2, 3$) in skupnega indeksa atmosferske čistoče

razred	IAP_i	IAP_t
1	13.6-18.0	40.6-54.0
2	9.1-13.5	27.1-40.5
3	4.6-9.0	13.6-27.0
4	1.0-4.5	1.0-13.5
5	0.0-0.9	0.0-0.9

Lišaji debela ne poraščajo enakomerno, zato jih popišemo na tisti strani, kjer je njihova številčnost in pokrovnost največja. Tudi drevesa iste vrste se po poraščenosti razlikujejo med seboj. Povprečno vrednost indeksa atmosferske čistoče na vzorčni točki dobimo iz vseh šestih individualnih IAP_i in IAP_r.

Lišajska flora ima kot kazalec čistoče oz. onesnaženosti zraka največjo diagnostično vrednost takrat, ko jo opazujemo na drevesnih vrstah, ki rastejo na območju svojega naravnega areala. Zato popisujemo lišaje na tistem oglišču kvadranta, ki je po drevesnem sestavu najbližje potencialnemu (klimaksnemu) rastju rastišča vzorčnega sestoja. Kadar to ni mogoče (smrekove monokulture), opišemo oglišče, ki je najbolj primerno za popis lišajev. To pomeni, da so na ploskvi dovolj stara drevesa, katerih debela niso zastrta z grmovjem in mladjem in na katerih so svetlobne razmere za uspevanje lišajev ugodnejše (redkejši sestoji). V vsakem primeru popišemo stanje epifitskega lišajskega rastja na šestih drevesih, ki so sestavni del popisa [3].

Popis lišajskega rastja zajema popis *številčnosti in pokrovnosti* treh osnovnih morfoloških lišajskih skupin, t.j. skorjastih, listastih in grmičastih. Številčnost in pokrovnost vsakega lišajskega tipa se ocenjuje posebej na treh višinah dreves:

- 1 koreničnik oz. dnošče debela do 0.5 m višine,
- 2 od 0.5 do 2.5 m višine debela,
- 3 nad 2.5 m višine debela in v krošnji.

Lišaje ocenjujemo posebej na treh višinah, ker se njihova številčnost in pokrovnost razlikuje glede na višino debela. Vpliv onesnaženega zraka na lišaje je največji v zgornjih delih krošenj vladajočih dreves. Pri prehodu zraka se v skladu z gostostjo in puferno sposobnostjo asimilacijskih aparatov dreves koncentracija onesnaževalcev manjša in manj vpliva na lišajsko floro spodnjega dela debel in drevesnih dnošč.

Izbira strani debela za popis

Zaradi neenakomerne poraščenosti debel popišemo številčnost in pokrovnost vedno na najbolj poraščeni strani debela. Pri popisu na prvi in drugi višini opazovano površino debela razdelimo na ustrezno število kvadratov, katerih stranica je odvisna od debeline debela. V vsakem izmed teh navideznih kvadratov ocenimo številčnost in pokrovnost vseh treh lišajskih tipov (skorjastih, listastih in grmičastih) in vpišemo v obrazec povprečje za opazovani višini. Na tretji višini je opazovanje lišajev najtežje. Listaste in grmičaste steljke z lahkoto opazimo, opazovanje skorjastih vrst pa je na bolj hrapavih podlagah težje, vendar z uporabo daljnogleda izvedljivo. Oceniti številčnosti in pokrovnosti sta za vse tri opazovane tipe povprečje stanja na deblu in vejah, pri čemer upoštevamo celo višino debela in vej v spodnjih dveh tretjinah krošnje. Pri opazovanju vej si pomagamo še z odpadlimi suhimi vejami [3].

Ocenjevanje številčnosti

- 1 posamezne steljke (do 5 steljk na opazovanem kvadratu).
- 2 steljke srednje pogoste (5-10 steljk na opazovanem kvadratu).
- 3 steljke zelo pogoste (nad 10 steljk na opazovanem kvadratu).

Ocenjevanje pokrovnosti

- 1 lišaji pokrivajo 1-10% površine debel.
- 2 lišaji pokrivajo 11-50% površine debel in vej.
- 3 lišaji pokrivajo 51-100% površine debel in vej.

Čeprav lahko podvomimo o aditivnosti obeh znakov, oz. o dobljeni vsoti, pa ne moremo prezreti pomena številčnosti pri pokrovnosti 1 (do 10%). Pri tej najmanjši (tudi najpogostejši) pokrovnosti je številčnost dodatni opisni znak, saj lahko le s štetjem steljk dopolnimo sicer dokaj širok interval pokrovnosti. Pri razredih pokrovnosti 2 in 3 je opazovanje številčnosti tudi pomembno, saj razreda obsegata 40 oz. 50%. Tu prideta v poštev številčnost 2 in 3 (srednje pogoste in zelo pogoste steljke), s katerima dopolnimo vrednost pokrovnosti⁵.

Izračun IAP sodi v družino t.i. *polempiričnih enačb*, ki sicer niso rezultat empirične indukcije, vendar jih zaradi pomanjkanja drugačnih spoznanj mnogokje s pridom uporabljajo⁶.

3 IZIDI

3.1 OGROŽENOST GLAVNIH DREVESNIH VRST VZHODNEGA DELA POHORJA IN KOZJAKA (PO EVROPSKI METODI)

Popis propadanja gozdov smo l. 1985, 1987, 1990 in 1991 na vzhodnem delu obravnavanega področja opravili v 27 vzorčnih sestojih. V šestletnem obdobju smo popisovali zdravstveno stanje na 27 × 24 drevesih, ki pa l. 1991 niso bila vsa ista kot l. 1985, zato smo od 648 lahko upoštevali samo 501 drevo. Po evropski metodi smo ovrednotili 75 jelovih, 146 smrekovih in 65 bukovih dreves z vladajočih socialnih položajev. Izsledki so prikazani na slikah 1, 2 in 3.

Ker smo pri vseh popisih popisovali ista drevesa, razlike med deleži posameznih razredov poškodovanosti ponazarjajo dejanski razvoj poškodovanosti vzorčnih dreves. Ob vsaki sliki so navedene vrednosti in značilnost χ^2 , s katerim smo

⁵ Po srednjeevropski fitocenološki šoli je Braun-Blanquet (1921), izdelal predvsem za potrebe razčlenb gozdnih ekosistemov 6-stopenjsko lestvico *kombinirane ocene številčnosti in pokrovnosti*. Za potrebe kmetijstva v travinjah uporabljajo drugačno vrednotenje pokrovnosti, pri katerem se ocenjuje delež posamične vrste v celotni pokrovnosti (100%) [12].

⁶ Npr. izračun višine dimnega dviga iz dimnika, za kar je na voljo več kot trideset polempiričnih enačb s precej različnimi rezultati. Pravilna določitev dimnega dviga pa je zelo pomembna, saj je od nje odvisna gradbena višina dimnika in s tem tudi stroški izgradnje.

ugotavljali značaj poškodovanosti dreves v obravnavanem obdobju. Spremembe poškodovanosti jelovih dreves niso značajne, saj je χ^2 neznačilen, zato sklepamo, da poškodbe jelovih dreves v posameznih letih med seboj niso povezane. Delež srednje poškodovanih dreves je v vseh letih najvišji in je l. 1990 znašal skoraj 50%, tudi močno poškodovanih dreves je pri jelki največ. Pri smreki obstaja statistično značilna razlika pri frekvencah poškodovanosti v obdobju 1985-1991 (χ^2 je visoko značilen). Prevladujeta razreda malo poškodovanih in nepoškodovanih dreves. Izjema je l. 1990, v katerem imajo največji delež srednje poškodovana drevesa (osutost 26-60%). L. 1985 in 1987 je znašal dobrih 20%, l. 1990 se je povzpел na slabih 40% in l. 1991 je upadel na 10%. Bukova drevesa smo začeli popisovati l. 1987. χ^2 je tudi tu značilen, čeprav so drevesa v najnižjih razredih poškodovanosti, predvsem v razredu nepoškodovanih, manj pa v razredu malo poškodovanih. Izjema je l. 1991, ko je bilo največ dreves z osutostjo med 11 in 25%.

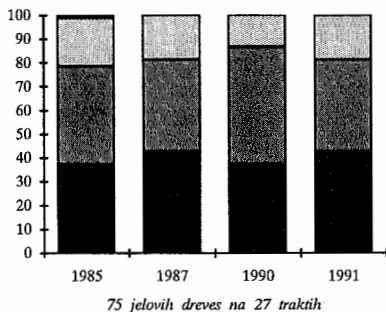
3.2 PRIMERJAVA OGROŽENOSTI IGLAVCEV NA ZAHODNEM IN VZHODNEM DELU POHORJA TER KOZJAKA (PO SLOVENSKI METODI)

Jelova in smrekova drevesa so bila najbolj poškodovana l. 1987. Takrat je bilo kar tri četrtine jelovih dreves močno ogroženih ali pa so propadala. L. 1991 pa je bilo stanje bistveno ugodnejše in še boljše od l. 1985. V obdobju 1987-1991 je 30% jelovih dreves prešlo iz razredov močno ogroženih in propadajočih dreves v srednje in malo ogrožene razrede. Stanje jelovih dreves se je izboljšalo in kaže na veliko regenerativno sposobnost jelovih krošenj. Pri smreki je gibanje poškodovanosti enako, vendar je ogroženost smrekovih dreves bistveno manjša od jelovih. Delež močno ogroženih in propadajočih smrekovih dreves, ki je l. 1987 znašal 30%, je bil l. 1991 tako rekoč zanemarljiv. Podobno kot v zahodnem delu Pohorja in Kozjaka so bila smrekova drevesa l. 1987 močneje ogrožena tudi v vzhodnem delu. Višja stopnja ogroženosti iglavcev slovenjgraškega in celjskega dela Pohorja je posledica neposredne bližine TE Šoštanj in povprečno višjih padavin. Emisija SO_2 je bila najvišja l. 1987, ko je presegla 100.000 t. Visoka stopnja poškodovanosti l. 1987 je verjetna posledica imisij in neugodnih podnebnih razmer.

Čeprav lahko razlike v ogroženosti jelovih in smrekovih dreves na zahodnem in vzhodnem delu Pohorja ter Kozjaka razberemo že iz primerjave tabel, smo vseeno naredili ustrezen statistični preizkus - χ^2 . Zaradi potencialne neuskkljenosti med popisovalci obeh primerjanih področij smo običajno število razredov ogroženosti zmanjšali s 5 na 3. Pri močneje ogroženi jelki smo združili prva dva in zadnja dva razreda ogroženosti, pri smreki pa zadnje tri razrede. Razponi osutosti novih razredov z združenimi frekvencami in statističnimi kazalci so prikazani v tabelah 3 in 4.

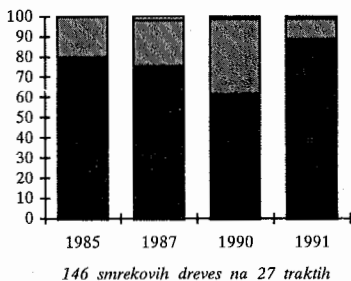
Legenda za slike 1-3:

□	odmrlo drevo
▨	močno poškodovano
▩	srednje poškodovano
■	malo poškodovano
■	nepoškodovano



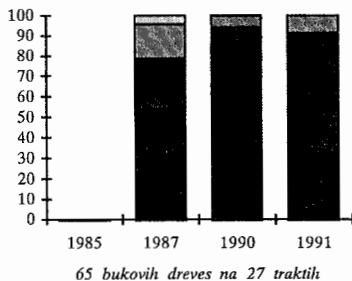
Jelka-χ^2 - test	
χ^2	6,0054
d.f.	9
P	0,7394 n.s.

Slika 1: Razredi poškodovanosti jelovih dreves po evropski metodi popisa propadanja gozdov v l. 1985-1991



Smreka-χ^2 - test	
χ^2	28,7614
d.f.	6
P	0,0001***

Slika 2: Razredi poškodovanosti smrekovih dreves po evropski metodi popisa propadanja gozdov v l. 1985-1991



Bukev-χ^2 - test	
χ^2	18,7255
d.f.	4
P	0,0009***

Slika 3: Razredi poškodovanosti bukovih dreves po evropski metodi popisa propadanja gozdov v l. 1987-1991

Tabela 3: Primerjava ogroženosti jelovih dreves na zahodnem in vzhodnem delu Pohorja in Kozjaka

JELKA	1985		1987		1991	
regija	W	E	W	E	W	E
ostutost	frekvenca					
0-25%	23	53	9	58	24	71
26-60%	10	52	9	49	16	38
nad 60%	39	23	54	21	32	19
χ^2	31,1879		67,5586		21,5379	
d.f.	2		2		2	
P	0,0000***		0,0000***		0,0000***	

Tabela 3: Primerjava ogroženosti jelovih dreves na zahodnem in vzhodnem delu Pohorja in Kozjaka

SMREKA	1985		1987		1991	
regija	W	E	W	E	W	E
ostutost	frekvenca					
0-10%	47	75	16	63	53	104
11-25%	111	90	83	88	108	80
nad 25%	55	38	114	52	52	19
χ^2	11,4940		51,0540		35,8555	
d.f.	2		2		2	
P	0,0000***		0,0000***		0,0000***	

Na zahodnem delu Pohorja in Kozjaka je popis propadanja gozdov v l. 1985-1991 opravljalo več popisovalcev. Tudi zato je umestno ugotavljanje ogroženosti dreves po razredih oz. njihovo združevanje v razrede. V naši raziskavi pa smo tudi zaradi pomanjkanja neogroženih in propadajočih jelovih dreves prvi razred priključili k razredu malo ogroženih, zadnjega pa k razredu močno ogroženih. Podobno smo pri smreki zaradi manjšega števila močno ogroženih in propadajočih dreves oba razreda priključili k razredu srednje ogroženih. Osutost dreves je, kot bomo videli kasneje, poglavitni kazalec zdravstvenega stanja, zato smo pred frekvencaми združenih razredov navedli osutost v %. Porazdelitve ogroženosti jelovih in smrekovih dreves na zahodnem delu Pohorja in Kozjaka se statistično značilno razlikujejo od tistih iz vzhodnega dela pohorskega masiva in Kozjaka. Pri jelovih in smrekovih drevesih v l. 1987 in 1991 smo takšno ugotovitev sprejeli z 0.1-odstotnim tveganjem, pri smrekovih drevesih l. 1985 pa z 1-odstotnim. Vzorcenje dreves je bilo v primerjanih delih opravljeno po *istih* načelih načrtnega vzorčenja, kar dovoljuje *prenos* trditvev o različni stopnji poškodovanosti tudi na celotne populacije dreves. Vzhodni (mariborski) del Pohorja in Kozjaka je manj poškodovan kot zahodni, kar je razvidno iz tabel 3 in 4. Močnejšo ogroženost jelovih in smrekovih dreves v zahodnem delu smo ugotovili l. 1985, 1987 in 1991, torej v celotnem proučevanem obdobju.

3.3 VREDNOTENJE POTENCIALNIH KAZALCEV ZDRAVSTVENEGA STANJA DREVES

Posebno pomembno vlogo med biotskimi dejavniki, ki vplivajo na rast dreves, ima položaj drevesa glede na njegove sosede, ali na kratko socialni položaj. Kadar preide drevo iz nižjega v višji socialni položaj, kar je posledica sprostitve ravnega prostora, lahko razvije večjo krošnjo kot bi jo razvilo, če bi ostalo v istem socialnem položaju. V primeru socialnega sestopa, ki je običajen v življenju gozda, pa ima drevo na voljo sorazmerno manjši rasti prostor, kar vpliva tudi na debelinski prirastek. Uporabili smo nekoliko prilagojeno *Kraftovo* socialno klasifikacijo [31], ki je v uporabljen tudi pri evropski metodi popisa propadanja gozdov. Osutost in socialni položaj smo v letu 1991 ocenili na 316 reprezentančno izbranih jelkah, 687 smrekah in 316 bukvah. Drevesa smo popisali na 27 razširjenih traktih popisa propadanja gozdov na vzhodnem delu Pohorja in Kozjaka. Zaradi velikega števila *potencialnih* kazalcev zdravstvenega stanja dreves (nekrotičnost, suh vrh, številne suhe stranske veje, številni sekundarni poganjki, pogoste šibaste veje) smo preverili korelacijo med temi mnogimi *prediktorji* in eno rezultativno spremenljivko - *kriterijem*. Za to smo uporabili statistično metodo multiple korelacije, s katero smo ugotovili, kateri kazalci so za presojo življenjske sposobnosti - *vitalnosti* dreves bolj in kateri manj pomembni. Kot rezultativno spremenljivko smo izbrali *periodični letni debelinski prirastek* i_d za obdobje 1981-90, ki smo ga ugotovili z vrtnjem. Iz prirastka premera izvira namreč 70-80% prostorninskega prirastka drevesa [24], ki je rezultat rasti lesnatih rastlin in za katerega domnevamo, da je pod vplivom kazalcev zdravstvenega stanja. Pri izboru kazalcev smo v razčlembi postopno vključevali tudi prekurzorje v nominalni merski skali (fitocenoza, dolžina krošnje itd.). V vrednosti *osutosti* so poleg *neznanega vzroka* zajeti tudi *ugotovljeni znani vzroki poškodb krošnje* iz popisov l. 1990 in 1991.

Tabela 5: Zveza med periodičnim letnim debelinskim prirastkom i_d in potencialnimi kazalci zdravstvenega stanja dreves (rezultati multiple korelacije).

Vrsta	R ²	SE
Jelka	0,314	1,42 mm
Smreka	0,504	1,39 mm
Bukev	0,231	1,37 mm

Pri jelki smo z modelom, ki vsebuje tri prediktorje, pojasnili 31,4% celotne variabilnosti debelinskega prirastka, kar pomeni dejansko pomembno povezanost. Na prvem mestu je *prsni premer* drevesa, sledita *osutost* in *dolžina krošnje*. Z večanjem prsnega premera linearno narašča debelinski prirastek (premica debelinskega prirastka) oblike $i_d = b_0 + b_1d$ in je temeljna zakonitost razvoja debelinskega prirastka dreves [24]. Socialni položaj je interkoreliran s prsnim premerom, zato tudi ni eksplicitni prediktor debelinskega prirastka dreves. Pomemben vpliv na prirastek ima osutost z negativnim regresijskim koeficientom. Zadnji statistično značilni prekurzor je dolžina krošnje, ki ima pozitiven

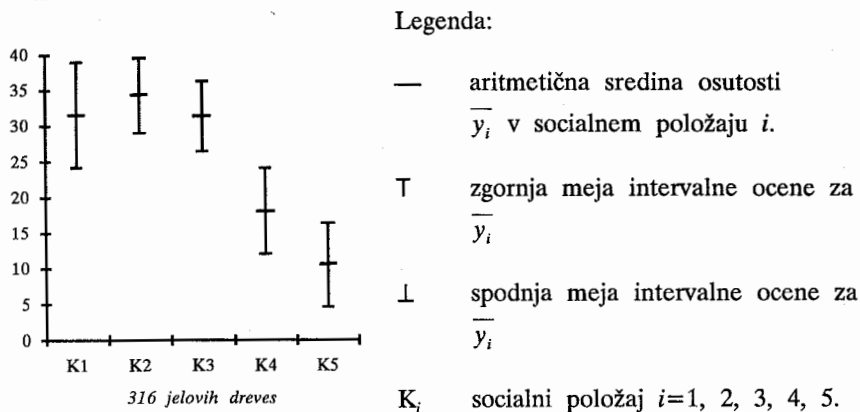
regresijski koeficient, kar pomeni, da z daljšanjem krošnje (všteto je tudi "daljšanje" krošnje s sekundarnimi poganjki) prirastek narašča.

Pri smreki nam je z modelom, ki vsebuje pet prediktorjev uspelo pojasniti 50.4% celotne variabilnosti debelinskega prirastka, kar pomeni visoko povezanost. Na prvem mestu je *prsni premer*, takoj za njim pa *nadmorska višina* sestojata iz katerega je drevo. Naslednje tri spremenljivke so manj pomembne, a vseeno značilne. To so *naklon terena*, *osutost* in *gozdna združba*. Nadmorska višina in naklon rastišča imata negativen regresijski koeficient, kar pomeni, da imajo smrekova drevesa na višjih nadmorskih višinah in v strmejših legah manjši debelinski prirastek kot na nižjih višinah in položnejšem terenu. Gozdna združba je v našem primeru karakterna spremenljivka, katere vplivi so razvidni iz sukcesivnih parov med posameznimi združbami.

Quercu-Luzulo-Fagetum ⇔ *Luzulo-Abieti-Fagetum*
Luzulo-Abieti-Fagetum ⇔ *Galio-Abietetum*
Galio-Abietetum ⇔ *Luzulo sylvaticae-Piceetum*
Luzulo sylvaticae-Piceetum ⇔ *Bazzanio-Piceetum*

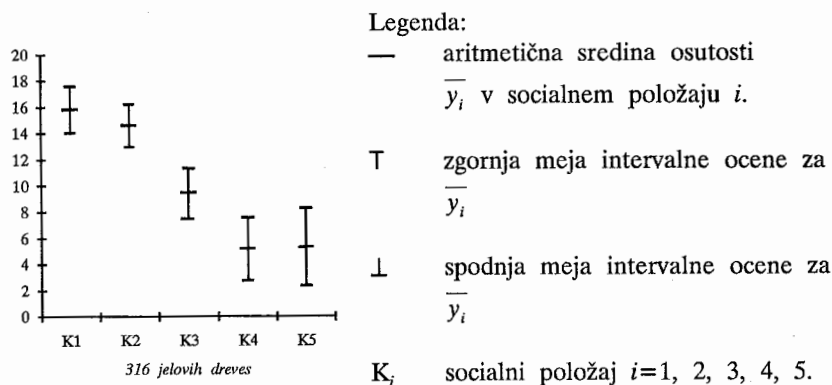
Razlika v debelinskem prirastku prvega para je neznatna, pri drugem paru je pozitivna, kar pomeni večji debelinski prirastek na rastišču *Galio-Abietetum*, pri tretjem in četrtem pa negativna. Zadnji značilni dejavnik, ki vpliva na debelinski prirastek, je osutost, ki ima negativni predznak.

Pri bukvi smo z modelom, ki vsebuje tri prediktorje, pojasnili 23.1% celotne variabilnosti debelinskega prirastka, kar pomeni dejansko pomembno povezanost. Najpomembnejši prediktor je *prsni premer*, sledita mu manj pomembna *naklon terena* in *dolžina krošnje*. Vsi prediktorji imajo pozitiven regresijski koeficient, kar pomeni, da se z večanjem njihove vrednosti veča tudi debelinski prirastek dreves. *Defoliacija* bukovih dreves ni statistično značilen prekurzor debelinskega prirastka. Pri ocenjevanju zdravstvenega stanja dreves smo ugotavljali tudi znane vzroke poškodb krošnje in smo pri bukvi ugotovili obžrtost listov, ki jo povzroča bukov rilčkar skakač *Rhynchaenus fagi* L.. Presvetljenost bukovih krošenj zaradi rilčkarja je znašala 5-20% in smo jo opazili pretežno na vladajočih drevesih. L. 1990 je bilo obžrtih 33%, l. 1991 pa 65% bukovih dreves. Razlika je velika, vendar si jo razlagamo z nihanjem številčnosti rilčkarjeve populacije. Bukov rilčkar je primarni "škodljivec" s periodičnimi množičnimi gradacijami in zato ne napada samo osebkov z zmanjšano vitalnostjo. Zaradi večje številčnosti je bil l. 1991, v nasprotju z l. 1990, ugotovljen tudi precej večji obseg presvetljenosti bukovih krošenj. Pri bukvi zato tudi *nismo* ugotovili korelacije med debelinskim prirastkom in defoliacijo, čemur so lahko vzrok ta ali drugi specifični biotski in abiotski dejavniki (pozeba). Zaradi tega sta na slikah 4 in 5 prikazani povprečni osutosti jelovih in smrekovih dreves, za kateri *nismo* mogli ugotoviti znanega povzročitelja, zato sta označeni kot t.i. "novovrstni" poškodbi krošnje.



Slika 4: Povprečna osutost \bar{y}_i jelovih dreves vseh socialnih položajev z odklonom zaupanja $\pm d_y$.

Osutost sem v skladu z navodili popisa [3] ocenjeval z 20 razredi po 5% izgube asimilacijskega aparata⁷. V literaturi je mogoče najti vrsto priporočenih statističnih postopkov za preverjanje ustreznosti ocen oz. za ugotavljanje odstopanj od "pravilne ocene". Pri tem so posebno zanimiva vrednotenja t.i. standardne ocene ("Sollwert"). Nekateri avtorji imajo za pravilno oceno osutosti drevesa kar povprečno oceno osutosti drevesa iz ocen posameznih ocenjevalcev [23]. Metodološko pravilneje bi bilo seveda vrednotenje odstopanj od dejanske



Slika 5: Povprečna osutost \bar{y}_i smrekovih dreves vseh socialnih položajev z odklonom zaupanja $\pm d_y$.

7

Merilna lestvica osutosti je razmernostna ("ratio") skala

osutosti, ki bi jo ugotovili neposredno s štetjem manjkajočih iglic, kar pa je težko izvedljivo in zelo zamudno opravilo. Oceno osutosti drevesa sestavlja več spremenljivk, kar lahko zapišemo tudi v obliki enačbe [18].

$$y_{ij} = x_i + a_{ij}b_i z_j + e,$$

- y_{ij} ocena osutosti drevesa i , ki ga je ocenil opazovalec j ,
 x_i dejanska osutost (defoliacija) drevesa i , ki jo ugotovimo s štetjem manjkajočih iglic na podrtem drevesu.
 a_{ij} faktor priučenosti opazovalca, ki je odvisen od njegove priučenosti in izkušenj,
 b_i faktor, ki je odvisen od posebnosti drevesne vrste, vremenskih pogojev in meseca v katerem smo ocenili osutost,
 z_j sistematična napaka ("bias") popisovalca j ,
 e , slučajnostna komponenta.

Dejanska osutost x_i je pozitivno število ali 0, ostali štirje dejavniki pa so lahko pozitivni, 0 ali negativni. Kakovost ocenjevanja povečamo s šolanjem popisovalcev v različnih območjih in regijah, kjer se ti seznanijo z različnimi fenotipi opazovanih drevesnih vrst. Na oceno osutosti lahko močno vpliva manjša osvetljenost drevesa v oblačnem vremenu, ko pride do prenizke ocene, zato je treba popisovati v kolikor je mogoče izenačenih razmerah (jasno nebo z običajno vidnostjo). Tudi mesec popisa je pomemben za vrednosti osutosti, posebej ob koncu poletja, ko se začne naravno odpadanje iglic. Slučajnostna komponenta je edini dejavnik, ki se pri izračunu aritmetične sredine ne ohrani, ampak se zaradi tega, ker se porazdeljuje normalno $N(0,1)$ sam izniči. Z doslednim delom, zadostnim poznavanjem habitusov posameznih drevesnih vrst in upoštevanjem primerne časa za ocenjevanje je mogoče prve tri dejavnike ustrezno minimizirati. Ne moremo pa zmanjšati sistematične napake, ker je običajno niti ne poznamo. Ta je lahko večja ali manjša in jo lahko ugotovimo le s kontrolno oceno drugih opazovalcev ali še bolje z neposrednim vrednotenjem osutosti.

Pri analizi razlik med osutostjo dreves po socialnem položaju so nas zanimale predvsem njihove *medsebojne razlike*. Pri tem smo zavestno pustili absolutne vrednosti osutosti nekoliko ob strani in postavili v ospredje prav te večje ali manjše razlike med povprečno osutostjo dreves po posameznih socialnih položajih. Z ustreznim izborom in *razlago izsledkov* po matematično-statistični metodi (analizi variance) smo uspeli "odpraviti" tudi tako trdovratno napako, kot je sistematična. Če je naš "bias" pozitiven in so zaradi njega vse ocene previsoke, bo tudi povprečna ocena osutosti previsoka, in sicer natanko za povprečno sistematično napako - \bar{z} . Povprečne ocene osutosti bodo zato enakomerno navidezno višje, vendar bodo njihove *medsebojne razlike* kljub temu

ostale enake⁸. Pri jelki se drevesa vladajočih socialnih položajev po osutosti značilno razlikujejo od dreves v obvladanem in podstojnem položaju. Znotraj obeh socialnih skupin pa ni značilnih razlik⁹. Smrekova drevesa prvega in drugega socialnega razreda se po *Kraftu* statistično značilno razlikujejo od dreves vseh ostalih socialnih položajev. Razreda obvladanih in podstojnih dreves sta povprečno manj osuta kot razred sovladajočih, vendar razlika med razredoma 3 in 5 ni značilna zaradi sorazmerno majhnega števila dreves v 5. razredu.

3.4 POVPREČNA OSUTOST DREVES NA NEKATERIH RASTIŠČIH

Vzorčni sestoji predstavljajo pet pomembnih gozdnih rastišč na obravnavanem področju. Tabela 5 prikazuje povprečno osutost dreves po rastiščih v obeh letih. Najmanj so osuta drevesa na bukovih rastiščih, najbolj pa na jelovem rastišču. L. 1991 se povprečna osutost na teh rastiščih tako rekoč ni spremenila. Ti sestoji so razširjeni v submontanskem in montanskem pasu do okrog 900, 1000 m nadmorske višine. Višje razen manj številnih naravnih bukovih gozdov rastejo še antropogeni in naravni smrekovi gozdovi. Sestoji na smrekovih rastiščih pa so bili l. 1991 za dobrih 25% manj osuti kot l. 1990. Posebej velja to za smrekove monokulture na nekdanjih bukovih rastiščih¹⁰. Ker obsegajo vzorci posamezne združbe skromno število enot (2-9), smo značaj razlik v osutosti dreves preverili z neparametrično metodo, z *Wilxonovim* testom ekvivalentnih parov. Pri tem smo vzorce z obeh smrekovih rastišč združili v formacijo "Piceetum" in dobili šest parov.

Za značilnost razlike med ekvivalentnimi pari je po *Wilxonovem* testu najvišja dovoljena vrednost manjše vsote rangov pri devetih parih 6, pri šestih pa 0. Vrednosti veljajo za obojestranski test pri 5-odstotnem tveganju. Značilno razliko smo ugotovili *samo* na gorskih smrekovih, antropogenih in naravnih rastiščih. Ob predpostavki ničelne hipoteze (ni razlik med vzorci) bodo vsote pozitivnih in negativnih rangov enake ali podobne. Večja razlika med vsotama na rastišču Galio-Abietetum (50%) pa že nakazuje zavračanje ničelne hipoteze.

⁸ Analiza variance sodi k parametričnim statističnim metodam. Do sklepov o značaju razlik med \bar{y}_i smo prišli ob predpostavki normalnosti porazdelitve aritmetičnih sredin vzorcev ($i=1-5$). Kljub temu, da populacija dreves, iz katere smo posneli vzorce, merilo osutosti *ni normalno distribuirano*, pa se zaradi zadostnega števila enot v vzorcu (> 30) \bar{y}_i vseeno porazdeljujejo normalno! Pojav je v statistiki zelo pomemben in je znan pod imenom "teorem centralne meje" ("central limit theorem"). Pogoj normalnosti smo dopustno prekršili, ker so vzorci približno enako veliki in ker se populacije enot podobno razlikujejo od normalne porazdelitve.

⁹ Za preverjanje razlik med osutostjo različnih socialnih položajev po opravljeni analizi variance smo uporabili *Scheffejevo* metodo oz. *Tukeyjevo* metodo *resnične značilne razlike - HSD*.

¹⁰ Pri povprečnih vrednostih osutosti dreves na posameznih rastiščih velja opozoriti na način določitve povprečja. V izračunu so upoštevani osebki vseh socialnih položajev in vseh drevesnih vrst, ne glede na njihovo rastiščno ali sestojno pomembnost.

Tabela 6: Povprečna osutost dreves na nekaterih rastiščih mariborskega gozdnogospodarskega območja.

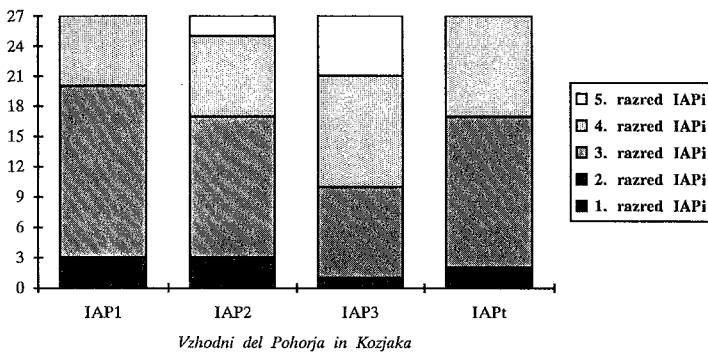
gozdna združba	št. traktov	\bar{y}_{1990}	\bar{y}_{1991}
<i>Quercu-Luzulo-Fagetum</i>	9	13.9	15.2
<i>Luzulo-Abieti-Fagetum</i>	6	16.1	15.8
<i>Galio-Abietetum</i>	6	23.0	22.4
<i>Luzulo silvaticae-Piceetum</i>	4	20.8	14.5
<i>Bazzanio-Piceetum</i>	2	16.4	13.3
predalpsko ozemlje	27	17.6	16.7

Tabela 7: Vsote rangov razlik med povprečno osutostjo dreves l. 1990-1991 na nekaterih rastiščih mariborskega gozdnogospodarskega območja.

sintakson	vsota + rangov	vsota - rangov	manjša vsota
<i>Quercu-Luzulo-Fagetum</i>	24	-21	21 ^{n.s.}
<i>Luzulo-Abieti-Fagetum</i>	10	-11	10 ^{n.s.}
<i>Galio-Abietetum</i>	7	-14	7 ^{n.s.}
" <i>Piceetum</i> "	0	-21	0*

3.5 IZIDI BIOINDIKACIJE Z EPIFITSKIMI LIŠAJI

L. 1985 in 1987 smo popisovali lišaje v celotnem vzorčnem sestoju in njegovi bližnji okolici. L. 1990 in 1991 pa smo jih popisovali na drevesih, ki so sestavni del popisa o propadanju gozdov. Na podlagi stanja lišajske flore na vseh šestih drevesih smo izračunali povprečja za vzorčne sestojce, ki so prikazana v grafični obliki na sliki 6.



Slika 6: Razredi indeksov atmosferske čistoče po posameznih drevesnih višinah in za celotno drevo.

Če primerjamo izide opazovanja epifitskih lišajev na vseh treh opazovanih višinah, ugotovimo, da je stanje lišajev najboljše na dniščih debel (do 0.5 m višine). Tudi na tej višini je lišajsko rastje dokaj revno, saj je večina ploskev uvrščena v razreda 3 in 4, vendar je del ploskev tudi v razredu 2 (11%), kar nakazuje čistejši zrak. Na višini od 0.5 do 2.5 m je lišajsko rastje revnejše, zmanjšal se je delež 3., povečal pa delež 4. (30%) in 5. razreda (7%). Najrevnejše rastje najdemo na višini nad 2.5 m, kjer se delež 5. razreda poveča na 22, delež 4. razreda pa na 41%. Delež v 3. razredu je padel na 33%, v 2. razredu pa na 4%. V 1. razredu, ki označuje najčistejši zrak in dobro razvito epifitsko lišajsko rastje ni niti ene ploskve ne na posameznih drevesnih višinah, ne na celotnem drevesu.

Posamezne vrednosti IAP na različnih višinah debla ($i = 1, 2, 3$) so med seboj odvisne, saj na njih v enaki meri vplivajo drevesna vrsta, nadmorska višina sestoja in drugo. Razlike med njimi smo preverili s *Friedmanovim* testom, ki upošteva njihovo medsebojno *korelacijo* [29].

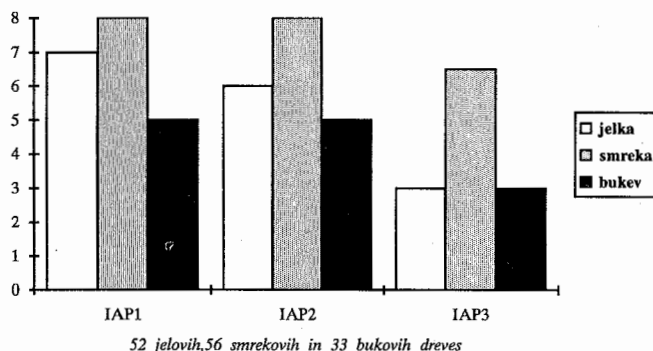
$$X^2 = 35,0185 \quad d. f. = 2 \quad P = 0,0000 \quad * * *$$

Dobljeni rezultat je statistično značilen ($P < 0.1\%$), zato sklepamo, da vzorci IAP_i niso vzeti iz iste populacije in se zato med seboj *razlikujejo*. Razlage razlike med vzorci IAP pa ne smemo prenašati na lišaje, saj so ti na posamičnih drevesih in ploskvah vedno iz iste populacije, le izračunane vrednosti IAP se na različnih višinah debla med seboj značilno razlikujejo. Centralna vrednost IAP_3 , ki znaša 3.7, je nižja od centralnih vrednosti IAP_1 in IAP_2 , ki znašata 6.5 in 5.8. Pomembno je spoznanje o *revnejši lišajski flori nad 2.5 m od tal*, ki jo pripisujemo vplivu onesnaženega zraka.

Poraščenost dreves z epifitskimi lišaji smo primerjali na vseh treh opazovanih višinah debla tudi po glavnih drevesnih vrstah (slika 7). Centralna vrednost (mediana) je na vseh treh višinah najvišja pri smreki (8, 8, 6.5), sledita jelka (7, 6, 3) in bukev (5, 5, 3). Razlik v IAP po posameznih vrstah nismo preverjali, saj izvirajo razlike iz različnih fizikalno-kemijskih lastnosti skorje. Vrednosti indeksa so izrazito nizke (3. razred) in po pričakovanju najvišje pri smreki in jelki. Bukev ima že po naravi specifično, največkrat z listastimi in grmičastimi lišaji revnejše epifitsko lišajsko rastje. Centralni vrednosti IAP_1 in IAP_2 sta pri smreki in bukvi enaki, razlikujeta se le pri jelki. Ločnica med prvo in drugo višino opazovanj na deblu je določena glede na višino snežne odeje, ki v kritičnem obdobju varuje lišaje pred vplivom onesnaženega zraka. Razlike med spodnjima višinama rasti smo preverili z *Wilcoxonovim* testom ekvivalentnih parov¹¹ in pri smreki nismo ugotovili razlike ($P = 0.76$). Pri jelki je razlika značilna ($P = 0.02$), pri bukvi pa smo ugotovili razliko z uporabo testa *predznakov* ($P = 0.02$). V obeh primerih je centralna vrednost IAP višja na dniščih debel. Razlika med srednjim in zgornjim pasom (nad 2.5 m) je

¹¹ Uporabili smo dvostranski test.

razvidna iz slike 7, vendar smo jo vseeno preizkusili še z *Wilcoxonovim* testom in ugotovili visoko značilni razliki pri smreki in jelki ($P = 0.0000$) ter bukvi ($P = 0.0002$).



52 jelovih, 56 smrekovih in 33 bukovih dreves

Slika 7: Centralna vrednost indeksov atmosferske čistoče za jelko, smreko in bukev po posameznih drevesnih višinah.

Na popisnih ploskvah smo večkrat opazili zelo občutljive vrste lišajev (*Ramalina sp.*, *Usnea florida*), ki s svojo navzočnostjo niso "ustrezale" zdravstvenemu stanju dreves. Na pohorskem platoju uspeva najbujnejša in najpestrejša lišajska flora obravnavanega področja. Z uporabo najznačilnejših indikatorskih lišajskih tipov smo dokaj zanesljivo ugotovili "povprečno" čistost zraka, ki je najmanjša v okolici Maribora in Ruš. Lišajski indeks je izračunan iz popisov na različno starih drevesih in se nanaša na določena drevesa iz popisa. S tem je omogočena ponovljivost popisa in časovno spremljanje rasti lišajev. "Čistost zraka" narašča z nadmorsko višino, kar bi pričakovali zaradi večje količine padavin, ki pozitivno vplivajo na rast lišajev. Obenem pa so v gorskem pasu Pohorja tudi ploskve z revno lišajsko floro. V teh primerih gre za interferenco onesnaženega zraka z večjo količino padavin, ki lahko povzročajo propadanje lišajev. Primerjava stopnje poškodovanosti gozdov in stanja lišajev kaže, da med obema ni pričakovane povezave. Na večini popisnih ploskev je epifitsko lišajsko rastje *revno*, pri čemer je drevje lahko zdravo ali poškodovano. To lahko razložimo s tem, da lišaji v veliko večji meri odražajo kakovost zraka, ne pa delovanja onesnaževalcev v tleh in vpliva podnebnih in biotskih dejavnikov, kar vse močno vpliva na zdravstveno stanje gozda. V tem se kaže vrednost epifitov kot enega izmed diferencialnih diagnostičnih sredstev pri proučevanju vzročnosti propadanja gozdov. Naravno (neantropogeno) lišajsko floro smo ugotovili samo na dveh ploskvah, kar nedvomno kaže na močan vpliv onesnaževanja. Obenem je s tabel razvidno večje nihanje povprečne osutosti, kot bi jo smeli pričakovati glede na odzivnost lišajev. Lišaji se tudi ne odzivajo na spremembe podnebnih dejavnikov v taki meri kot drevesa. Zaradi tega tudi ne moremo v kratkem pričakovati večjih sprememb, ne glede na dejstvo, da se stopnja onesnaženosti tudi ni bistveno spremenila.

4 RAZPRAVA

Drevesa vladajočih socialnih položajev so izpostavljena primarnim koncentracijam onesnaževalcev, ki dosegaajo zgornje dele krošenj nadvladajočih in vladajočih ter vrhnji del sovladajočih dreves. Pri prehajanju skozi krošnje dreves se koncentracije škodljivih snovi zmanjšujejo zaradi absorpcije v asimilacijskih organih dreves. Pri tem je prečiščevalna sposobnost iglavcev večja, ker prvi obdržijo asimilacijski aparat tudi pozimi, ko je onesnaženost zraka večja. Tudi količina padavin in zastajanje megle vplivata na poškodovanost dreves v vladajočem drevesnem sloju. Zadrževalna sposobnost padavin v krošnjah dreves (intercepcija) je posebej velika pri iglavcih. Izsledki o vplivnosti socialnega položaja na osutost se skladajo z ugotovitvami iz nemških smrekovih in jelovih gozdov [34], po katerih naraščata osutost in porumenelost smrekovih in jelovih dreves tem močnejše, čim bolj je krošnja drevesa izpostavljena vplivom onesnaževanja. Do enakih ugotovitev so prišli v rahlo ogroženih sestojih širšega imisijskega območja TE Šoštanj (Mislinja) [13]. Tam so imisijski vplivi blažji kot v ožjem območju termoelektrarne in so najmočnejše poškodovana¹² ravno (najvišja) drevesa prvega socialnega razreda. Podobne, a blažje oblike so težnje v sestojih pod vplivom daljinskega onesnaževanja ozračja tako v alpskem (Pokljuka), kot v dinarskem fitogeografskem območju (Kočevski Rog) [13].

V prid manjši poškodovanosti *nevladajočih* dreves govori še dodatna fiziološka razlaga [11]. Drevesa obvladanega in podstojnega razreda so praviloma *enako stara* kot vladajoča drevesa, vendar so jih slednja prerasila in zasenčila. Tako je vladajoči sloj drevja podraslim drevesom *preoblikoval*, zmanjšal višinsko rast. Ta drevesa zato ohranijo takšne rastne značilnosti, ki so jih prostorastoča ali neutesnena drevesa že zdavnaj prešla. Sencozdržne drevesne vrste, posebej jelka, lahko pod zastorom preživijo tudi do sto let in imajo minimalno višinsko rast. Drevesa tedaj obdržijo tiste *fiziološke lastnosti*, ki so značilne za mlade organizme in jih spremene *šele* ob povečanem dotoku svetlobe, ko se začeta ponovna intenzivna rast in razvoj.

Vlogo dolžine krošnje dreves so proučevali tudi v deželi Baden-Württemberg in ugotovili za jelko enake rezultate [26]. Na podlagi večletnih proučevanj so ugotovili, da so jelke z močno razvito krošnjo manj osute kot jelke s slabo in normalno razvitimi krošnjami. Pri smreki pa podobne odvisnosti med osutostjo in razvitostjo krošnje niso našli. V Sloveniji [13] so prišli do podobnih ugotovitev pri opazovanju utesnjenosti smrekovih krošenj. Rahlo utesnjena drevesa so v gozdovih z globalnim onesnaženjem manj poškodovana od sproščenih, vendar iz strehe krošenj "štrlečih" dreves. Socialni položaj in dolžina krošnje neodvisno učinkujeta na osutost dreves. Pri tem so razlike med povprečno osutostjo dreves različnih socialnih položajev pomembnejše od razlik med povprečno osutostjo dreves z različno dolžino krošnje.

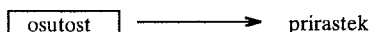
¹² Avtor je ugotavljal poškodovanost smrekovih dreves le na podlagi osutosti krošnje, ki jo je tako kot mi določal na 5 % natančno.

Oigličnost smrek so ugotavljali že l. 1959 v Schwarzwaldju in jih že takrat razdelili na gosto in dokaj gosto, manj gosto, dokaj redko in redko oigličene. Taka razdelitev se je po dvajsetih letih uveljavila pri popisovanju zdravstvenega stanja dreves v Evropi. Osutost dreves je bila po vsej verjetnosti že takrat običajen pojav, vendar ni bila tako razširjena kot danes. Schmid-Haas ugotavlja [32]:

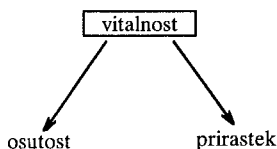
- Osutost se je v zadnjih letih drastično povečala, ob čemer se prirastek dreves ni drastično znižal, oz. je ostal isti pri večini drevesnih vrst.
- Osutost in prirastek posameznih dreves sta v korelaciji na večini smrekovih in jelovih rastišč, pri čemer je korelacija včasih nizka, včasih pa visoka.
- Dejanska (sedanja) osutost je v korelaciji ne samo z zadnjim periodičnim prirastkom, ampak tudi s periodičnimi prirastki iz prejšnjih desetletnih obdobj.

Te ugotovitve se dajo razložiti z dvema hipotezama, in sicer:

I. hipoteza



II. hipoteza



Druga hipoteza predvideva obstoj tretjega dejavnika (dejavnika), ki je povzročitelj spremembe osutosti drevesa in spremembe prirastka. To lastnost posameznega drevesa lahko poimenujemo življensko sposobnost (*vitalnost*) in jo proučujemo v omejenih ekosistemih, tako da spremljamo razvoj posamičnega primera ("case study"). Povprečna osutost dreves je kljub kompleksnosti problema in še ne dovolj jasni razmejivosti med vzrokom in posledico vseeno relevantna. Če namreč spremljamo povprečno osutost dreves v daljšem časovnem zaporedju, nam spremembe osutosti dreves kot bioindikacijske spremenljivke nakazujejo delovanje ekoloških dejavnikov na drevesa.

Pri vrednotenju potencialnih kazalcev zdravstvenega stanja smo upoštevali 1. hipotezo in ugotovili, da ima le osutost vpliv na debelinski prirastek jelovih in smrekovih dreves. Pri bolj osutih drevesih je prirastek zmanjšan, to velja za posamezna drevesa, ne pa tudi za sestoje, iz katerih so drevesa. Da debelinski prirastek res upada z naraščanjem osutosti dreves, so ugotovili pri nas in v tujini [13, 30]. Bioindikatorska vrednost gozdnih dreves pride do izraza pri zaporednih popisih zdravstvenega stanja, pri čemer je razlika med prejšnjim in zdajšnjim stanjem posledica delovanja zunanjih dejavnikov. Razliko med povprečno osutostjo dreves iz popisov l. 1990 in 1991 smo ugotovili na smrekovih rastiščih *Luzulo sylvaticae-Piceetum* in *Bazzanio-Piceetum*. Povprečna osutost dreves je bila l. 1991 za dobrih 25% manjša od osutosti l. 1990. Vsi

vzorčni sestoji omenjenih rastišč so na tonalitu, pri čemer so na prirodnih rastiščih razvita opodzoljena rjava tla, na antropogenih pa distrična rjava tla s prhlino [35]. Tovrstna tla so na zahodnem Pohorju v Al-puferskem območju in so slabo preskrbljena s hranili [21]. Če je zrak dokaj onesnažen z SO_2 in drugimi onesnaževalci, so ob naravnem nihanju podnebnih dejavnikov najbolj občutljivi prav ti gozdovi. Podpiramo *Ulrichovo* hipotezo o zakisovanju tal in strupenosti aluminija. Na bukovih in jelovem rastišču pa podobnega nihanja povprečne osutosti dreves l. 1990-1991 nismo opazili. Struktura razredov poškodovanosti jelovih dreves v obdobju 1985-1991 kaže na večji delež bolj oigličnenih dreves l. 1990 kot l. 1985. Na pojav hiranja jelke so gozdarji naleteli že na začetku šestdesetih let, v času povečanja industrijske proizvodnje v Evropi. Drevesa iz 3. razreda poškodovanosti (61-99 odstotna osutost) so po šestih letih še vedno v sestoji, pri čemer so drevesa prehajala iz nižjih v višje razrede poškodovanosti in nasprotno.

Vrednotenje osutosti (poškodovanosti) z deleži dreves v posameznem popisnem letu temelji na absolutnih vrednostih, ki pa nimajo neposredne informativne vrednosti. Osutost dreves smo začeli spremljati v času, ko so drevesa že bila bolj ali manj osuta, ta smo potem primerjali z neosutimi. Ker povprečne *normalne* osutosti dreves, ki ni odvisna samo od drevesne vrste, ampak tudi od genotipov (ploskovejnost, visečevjnost) [15] in fenotipov (socialni položaj, dolžina krošnje) [34, 26] drevesnih vrst, niti ne poznamo, nam preostane le ugotavljanje spremembe osutosti v časovnih obdobjih. Če ovrednotimo spremembo osutosti z deleži dreves v razredih poškodovanosti v posameznih popisnih letih, spremembe deležev dreves ponazarjajo vplivnost kompleksa ekoloških dejavnikov, v katerega je nujno vključena tudi onesnaženost ozračja. Metoda je nezadostna pri *majhnih* spremembah osutosti, pri katerih ne vemo, ali so spremembe dejansko merodajne ali pa samo navidezne (slučajne). V takšnih razmerah smo primorani uporabiti kvantitativne metode, s katerimi lahko objektivno ugotovimo značaj spremembe osutosti v popisnih letih. V obeh primerih je nujno ugotavljanje osutosti pri *istih* drevesih, saj je le razlika med prejšnjim in zdajšnjim stanjem pravilno merilo za presojo in oceno. Povedano ne velja samo za gozdna drevesa, ampak za vse organizme, ki jih uporabljajo v bioindikacijske namene. Drevesa vladajočih socialnih položajev so bolj občutljiva in zato bolje napovedujejo spremembe v gozdnih ekosistemih. Imajo tudi odločilen cenotski pomen (edifikatorji), saj njihova lesna zaloga dosega 85% lesne zaloge celotnega sestoja [31, 20, 36]. Indikatorsko vrednost vladajočih dreves potrjuje tudi možnost primerjave dobljenih podatkov o vitalnosti gozdov s stanjem gozdov v deželah EGS.

Kritične kislinske kapacitete tal so opredeljene kot kvantitativne ocene depozicije enega ali več onesnaževalcev, ki po dosedanjih spoznanjih ne vplivajo kvarno na obseg in učinkovitost specifičnih občutljivih ekosistemskih prvin (hranil). Za srednje globoka gozdna tla na granitih in gnajskih (manj kot 5% biotita) na Švedskem, znaša ocena kritične kapacitete 0.2-0.5 kmol (H^+) na ha letno. Temu ustreza količina 3-8 kg S (skupnega S) na ha letno [28]. Podobno so tudi za N

izračunali kritično kapaciteto, pri čemer so upoštevali bilance krogotokov N v različnih delih Evrope. Bilanca zajema saturacijo N, izpiranje in vgrajevanje v biomaso ob hkratni porabi biomase in izpiranju bazičnih kationov, kar je odvisno od vnosa N in S. Kritične vrednosti za večino ekosistemov so 3-15 kg skupnega N na ha in so interkorelirane z vrednostmi za S [28]. Dušik in žveplo sta makroelementa prehrane rastlin in v ionski obliki neposredno ali preko mikoriznih gliv vstopata v korenine rastlin. Njuna depozicija v gozdnih tleh pa je povezana z depozicijo H^+ kationov, ki so antagonisti bazičnim kationom in jih izpodrivajo iz sorptivnega kompleksa tal. Visoke koncentracije H^- , S- in N-ionov v padavinah povzročajo prekomerno (neobičajno) zakisovanje tal in izpiranje alkalnih in zemeljsko-alkalnih kationov. Sicer naravni proces zakisovanja tal je zato pospešen in lahko pripelje do zloma puferne sposobnosti tal. Tedaj preide ekosistem iz višjega v nižje puferno območje in se kljub naknadni izvorni mobilizaciji bazičnih kationov ne more vrniti v staro stanje [38, 39].

Mokra depozicija S je v Sloveniji med 20 in 40 kg na ha (v Avstriji in Nemčiji med 10 in 20 kg), depozicija N v obliki NH_4^+ - in NH_3^- -ionov pa je med 10 in 20 kg na ha (v Avstriji med 5 in 20 kg). Po poročilu WHO so občutljivi ekosistemi ogroženi, če celotna depozicija N presega 30 kg na ha. Na podlagi podatkov iz katastra emisije SO_2 za Evropo in meritev SO_2 v mreži EMEP so za l. 1985 izračunali, da je znašala celotna depozicija žvepla v Sloveniji okrog 30 kg na ha. Čeprav gre za celotno depozicijo S, se izračun po modelu dokaj dobro ujema z rezultati meritev v Sloveniji, ki zajemajo mokri del depozicije. Primerjava med emisijo in izračunano celotno depozicijo žvepla (po modelu) kaže, da v Sloveniji emitiramo večjo količino S, kakor jo prejmemo v obliki depozita, velik del S pa se po zraku prenese prek meja [2]. Depozicija žvepla v Sloveniji (30 kg na ha), je dosti večja od kritične kapacitete za gozdna tla na tonalitu in gnajsu (3-8 kg na ha). Obenem je depozicija N (15 kg na ha) na zgornji meji kritične kapacitete tal za N. Kislost depozita se pri prehajanju skozi krošnje dreves zmanjšuje, vendar so količine, ki dospejo do gozdnih tal, še vedno precej višje od kritične kislinske kapacitete tal. Vrednosti presegajo kapaciteto tal na tonalitu in gnajsu, ki zavzemata 45% obravnavanega področja. Pomanjkanje hranil kot posledica acidifikacije je verjetni primarni vzrok za občasna povečanja osutosti smrekovih dreves na naravnih in nekdam bukovih rastiščih, ki so v Al-puferskem območju (pH 4.2-3.0).

Posledica pufriranja disociiranih kislin v iglicah in listih je transport ionov prek korenin v tla. Vrsta kisline, ki nastane v neposredni bližini korenin, je odvisna od kemijske reakcije tal; v karbonatnem pufernem območju se tvori ogljikova kislina, v Al- in Fe-pufernem območju pa močnejše kisline. To ima za rastlino še dodatne posledice, ki nastanejo pri ionski izmenjavi, saj se korenine ne zakisujejo samo neposredno prek tal, ampak tudi zaradi kislin, ki nastanejo pri ionski izmenjavi v apoplastu korenin. Ker se celična stena s svojimi kislinskimi skupinami obnaša kot ionski izmenjevalec, se zakisovanje korenin odraža enako kot zakisovanje tal v zmanjševanju adsorpcije Ca^{2+} - in povečanju sorpcije H^+ -

Al^{3+} -, Fe- in Mn-kationov. Analize korenin so pokazale povečane vrednosti Al in težkih kovin sorazmerno neodvisno od kemijske reakcije tal. Višja vsebnost toksičnih ionov je posledica disociiranih kislin pri sprejemu ionov v prehodnem območju med korenino in tlemi. Posledice kisle depozicije so periodični znatni upadi pH, pri čemer se povečata mobilnost Al- in težkokovinskih kationov. Dokler so znižanja pH občasna in kratkotrajna (vsakoletni razkroj opada), se kislost korenin spet zmanjša zaradi sprejema topnega $Ca(HCO_3)_2$ in do poškodb korenin ne prihaja. Razmere pa postanejo kritične, ko so celične stene koreninskih celic presiromašne s Ca, ki ga zamenjajo hidroksokompleksi in težkotope Al- in težkokovinske spojine. Te spojine lahko v ionski obliki nadomeščajo tudi Ca iz osrednje lamele in s tem poškodujejo endoderm in samo celico. Proces se sproži ob dotoku kislin v tla, ob čemer se v rhizosferi zmanjšata pH in tvorba hidrogenkarbonatov, ki nastajajo iz ogljikove kisline, stranskega produkta dihanja korenin (CO_2) [38, 39].

Pod vplivom kisle depozicije lahko tudi na rastiščih v izmenjevalnem (pH 5.0-4.2) in silikatnem pufernem območju (pH 6.2-5.0), torej na nezakisanih tleh, prihaja do zakisovanja - poškodovanja korenin. Poškodbe se najprej pojavijo na mikorizi in kratkih (mikoriznih) koreninah in omogočijo vdor drugih škodljivih snovi in različnih patogenih organizmov. Ti sekundarni stresni dejavniki se od mesta vdora širijo po nemikoriznih koreninah in dosežejo olesenele dele korenin z dobro vidnimi poškodbami [38, 21]. Aluminijaska toksičnost ali širše kislinska strupenost je zaradi puferske zmožnosti v apoplastih acidotolerančnih vrst, kakršne so gospodarske drevesne vrste, dolgotrajen proces. Drevesa razvijajo v mladosti dobro razvejan in globok koreninski sistem (tudi smreka). Proti napredujočemu zakisovanju v globljih horizontih tal se branijo z razvijanjem površinskega sistema močno razvitih korenin, ki so se razvile iz nekdanjih stranskih korenin. V drugem primeru, ko so bili spodnji horizonti zakisani že pred nastankom sedanjega sestoja (izprana tla), pa se korenine od vsega začetka razvijajo v višjih horizontih in globljih niti ne dosežejo. Zmožnost prestavljanja koreninskih sistemov v Ah- in O-horizonte je najbolj razvita pri smreki, pri v tem prekaša vse druge acidotolerantne drevesne vrste. Poškodovanost nadzemnih organov je po tej hipotezi sekundarnega značaja in izvira iz zmanjšane vitalnosti dreves zaradi pomanjkanja hranil, strupenosti disociiranih kislin in posledic sekundarnih stresnih dejavnikov [38, 39].

Zato najbrž ne more biti slučaj, da smo ugotovili nihanja osutosti smrekovih dreves v naravnih in antropogenih smrekovih gozdovih na tonalitu. Na rastišču *Bazzanio-Piceetum* je bila povprečna osutost dreves l. 1991 za 19% manjša, na rastišču *Luzulo silvaticae-Piceetum* pa za 30% manjša kot l. 1990. Osutost dreves na antropogeniziranem rastišču je bila l. 1990 za 27% višja od osutosti na naravnem (tabela 6). Ker se emisije onesnaževalcev v navedenih gozdovih niso spremenile tako kot osutost, smo razčlenili podnebne razmere v obravnavanih letih, posebej za l. 1990 in 1991. Upoštevali smo podatke o padavinah na postaji Lukanja (870 m), ki leži v osrčju obravnavanih smrekovih gozdov.

Tabela 8: Srednje mesečne in letne količine padavin v letih 1985-1991 s povprečjem in dolgoletno povprečje 1961-1991 na padavinski postaji Lukanja (870 m) [4].

Mesec	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1961-91	1985-91
januar	79	54	73	92	1	64	56	75	60
februar	25	82	67	113	57	43	50	76	62
marec	143	63	95	62	67	69	77	88	82
april	119	68	52	103	182	142	69	123	105
maj	141	116	170	83	203	97	229	146	149
junij	202	286	109	185	148	184	180	179	185
julij	105	152	149	115	249	126	205	166	157
avgust	130	138	126	131	205	93	109	160	133
september	76	70	126	160	115	77	66	129	98
oktober	13	99	130	120	16	188	134	125	100
november	207	45	179	36	58	212	324	135	152
december	110	33	0	48	59	73	30	92	51
vsota	1350	1206	1276	1248	1360	1368	1529	1494	1334

Količina celoletnih padavin je po sušnejših letih 1986-1988 (1243 mm) narastla za 10% v l. 1989 in 1990 (1364 mm). Posebno veliko je bilo padavin v l. 1991, kar pa je posledica lanskega novembrskega neurja. Mesečne padavine v vegetacijski dobi v l. 1990 in 1991 smo primerjali s kratko- in dolgoročnim povprečjem. Aprilske padavine so bile v l. 1990 višje od obeh povprečij in od padavin v l. 1991. Padavine maja 1990 so bile za polovico nižje od povprečij in za več kot dvakrat nižje kot l. 1991. Junijski količini padavin sta si podobni med seboj in s povprečjema. Julijske padavine l. 1990 so bile za 25% nižje od obeh povprečij in za 40% nižje kot leta 1991. Tudi avgustovske padavine so bile l. 1990 nižje kot l. 1991 (za 15%). Septembra in oktobra l. 1990 so bile padavine višje od padavin l. 1991. Neugodne podnebne razmere l. 1990 so se ekofiziološko bolj odrazile na plodnejših tleh nekdanj bukovega gozda (distrična rjava tla s prhlino) kot na naravnem smrekovem rastišču (rjava opodzoljena tla). Brunipodzol je naravno kislejši od distričnega kambisola in je slabše založen s hranili. Približno enaka depozicija disociiranih kislin je neposredno in prek korenin dreves sprožila izpiranje hranil. Obenem je sproščanje alkalnih in zemeljsko-alkalnih kationov odvisno od intenzivnosti kemičnega preperevanja (hidratacija, hidroliza) matične kamnine, ki ga pogojuje količina padavin in ki v l. 1986-1988 in pred tem ni bilo tako intenzivno. Spomladansko-poletna sušnost l. 1990 je pogojevala slabšo preskrbljenost dreves s hranili, ki so bila na kambisolu zaradi suše slabše dostopna kot na brunipodzolu. *Avgustovska potencialna evapotranspiracija je bila v l. 1990 najverjetneje višja od padavin.* Zahteve po hranilih so v smrekovih nasadih večje kot na naravnih rastiščih, zato se je pomanjkanje hranil in povečanje osutosti bolj odrazilo na kambisolu kot na brunipodzolu. L. 1991 pa se povprečni osutosti dreves na obeh rastiščih tako rekoč ne razlikujeta.

Za razlaganje vzrokov propadanja gozdov je bioindikacija onesnaženosti zraka z epifitskimi lišaji ena izmed preizkušenih metod diferencialne diagnostike. Višje vrednosti IAP, ki smo jih dobili na višini do 0.5 m od tal so značilne za onesnaženo okolje in so posledica zaščite drevja, ki s krošnjami prestreza onesnaževalce v zraku. Po drugi strani vplivata na to tudi puferski vpliv tal in zaščita s snežno odejo v zimskem času, čeprav so na tej višini svetlobne razmere v gozdu lahko neustrezne za razvoj epifitske lišajske flore. Zaradi postopnega razvoja epifitskega rastišča, lišaje na tej višini na zelo starih drevesih izrinejo mahovi, kar prav tako zniža vrednosti indeksa. Ker z naraščanjem višine opazovanja na deblu vrednost IAP upada, si to razlagamo z večjim vplivom onesnaženega zraka, deloma pa tudi s slabšo razvitostjo listastih in grmičastih lišajev v krošnjah mladih dreves. Nižje vrednosti indeksa atmosferske čistoče so pri bukvi posledica slabših fizikalno-kemijskih lastnosti bukove skorje in odtoka onesnaženih padavin po deblu. Vrednost IAP se določa kot povpreček opazovanj na istih drevesih, kar omogoča ugotavljanje spremembe stanja pri ponovnih popisih. Zaradi razmeroma počasne rasti lišajev lahko pričakujemo spremembe vrednosti IAP v dveh do treh letih.

Bioindikacija na podlagi vsebnosti žvepla v enoletnih in dvoletnih iglicah sovпада z vrednostmi lišajske bioindikacije [19]. L. 1990 so bile na obravnavanem področju na štirih točkah 16 × 16 kilometrske osnovne bioindikacijske mreže analizirane vsebnosti žvepla, ki področje uvrščajo v tretji vsebnostni razred (izmed štirih). Tudi glede na relativne vsebnostne razrede so vzorci s Pohorja in Kozjaka v četrtem razredu (od petih).

V krogotoku snovi tla - rastlina - tla črpajo drevesa hranila iz globljih horizontov, ki kot odmrli organska snov prispejo na površino tal. Tako se translocirajo samo biogene prvine, vendar v takšnem razmerju, ki ustreza fiziološkim potrebam rastlin. Opada je lahko več ali manj, vendar je za gozdne ekosisteme pomembnejša intenzivnost razkroja, ki je odvisna od vrste ekoloških dejavnikov. Od količine razkrojenih (humificiranih, mineraliziranih) organskih snovi je odvisna bilanca energije in hranilnih snovi v biološkem kroženju, ki v največji meri opredeljuje *rodovitnost gozdnih tal* [10]. V našem primeru je imobilizacija hranil večja v surovem humusu brunipodzolov na rastiščih *Bazzanio-Piceetum* kot v surovohumusnih prhlinah (trhlinastih prhlinah) rastišč *Luzulo sylvaticae-Piceetum*. Primarni viri P, K, Mg in Ca so matične kamnine, na preskrbo rastlin pa vplivata preperevanje in dostopnost. Koncentracije fosforjevih ionov v talni raztopini so majhne, količine dostopnega P v tleh so neznatne tudi pri obravnavanih talnih tipih. Organsko vezani fosfor je lažje dostopen, vendar je vezan na površinski O-horizont, kjer se po mineralizaciji kmalu veže v slabo topne spojine. Dostopnost K je v veliki meri odvisna od zadostne vlažnosti tal, ko se deficit K⁺-ionov v talni raztopini lahko zapolnjuje iz sorptivnega kompleksa tal in iz medplastovnih rež mineralov glin. Minerali glin (posebej illit) so glavni rezervoarji K⁺-ionov, zato so glinasta tla hranilnejša kot peščena, čeprav lahko na glinastih tleh v sušnih letih pride do fiksacije K [10]. Vsebnost topnih spojin Ca in Mg v matični kamnini ima velik pomen za

plodnost gozdnih rastišč [38, 10], v tem pogledu je nekarbonatna kemijska sestava kamnin na Pohorju in Kozjaku posebnost Slovenije in Balkana.

Osutost jelovih sestojev na rastiščih *Galio-Abietetum* je na vzhodnem Pohorju in Kozjaku višja od vseh drugih in je znašala l. 1990 23%, l. 1991 pa 22%. Jelka je najbolj osuta drevesna vrsta po vsej Evropi in že najdlje hira. O nekoč zdravih jelovih gozdovih se lahko prepričamo tudi iz Wrabrovega zapisa: "Gozd je biološko zdrav, le v zanemarjenih sestojih se širita jelov rak in jelova omela, v novjšem času tudi nevarna jelova uš (Dreyfusia nüsslini C. B.), večinoma kot posledica čistih jelovih kultur"¹³ [40]. Življenjska doba jelovih iglic in iglic višinskih smrek je 10-12 let, nižinskih smrekovih 5-7(9) let, borovih iglic pa 3-5 let. Zaradi prestrezanja in kopičenja škodljivih snovi iz zraka se življenjska doba iglic skrajša in se zato sorazmerno zmanjša tudi oigljenost krošnje. Sodelujoči vplivni dejavnik na vitalnost jelovih dreves je večanje celinskosti podnebja, čeprav je jelka vrsta iz mezo- do skleromorfnost anatomsko zgradbo, kar se tiče gospodarnosti z vodo in izmenjave plinov [12]. Skleromorfnost je značilnost rastlin sušnejših rastišč (kserofitov) in je izražena v morfologiji tkiv iglic in korenin. Kseromorfnost smreka in bori ob pomanjkanju vode ne ovenejo tako hitro kot mezofilne rastline in ob ugodnih vlažnostnih razmerah živahno transpirirajo ter imajo razvejan koreninski sistem. Proučevanja vitalnosti jelke na meji njenega areala razširjenosti v jugozahodnem delu Panonske nižine so pokazala večjo celinsko prilagojenost vzhodnje ležečih ekotipov [9]. Obolenje jelke se je začelo na Konjiški gori, po l. 1964 pa se je število sušic nenadoma močno povečalo na Boču. Na Maclju so hiranje opazili šele po letu 1971, medtem ko je bila jelka leta 1978 na Papuku še povsem zdrava. Na Bočkem pogorju poraščajo jelovi gozdovi najrazličnejše vrste matičnih kamnin, od karbonatnih do kremenovih peščenjakov. Na apnencih in dolomitih je proces sušenja mnogo močnejši kot na nevtralnih tleh ali kislih kameninah [9]. Ker jelka nima tako skleromorfne koreninskega sistema kot npr. smreka ali bori, je na karbonatni matični podlagi z naravno bolj izraženo sušnostjo bolj občutljiva kot na nekarbonatnih kamninah. Na tej stopnji opredeljenosti pojava bi težko govorili o dispozijskem ali vzročnem značaju onesnaženega zraka oz. naraščajoče sušnosti, čeprav smo na Boču in Maclju ugotovili zelo skromno lišajsko floro. Propadanje jelke je po l. 1960 zajelo tudi sestoje na nekarbonatnih kamninah predalpskega Pohorja in Kozjaka. Tu prihaja do izraza strupenost Al^{3+} -jonov, ki prevladujejo v spodnjih horizontih distričnih tal, poškodujejo korenine in zmanjšujejo vitalnost jelovih dreves. Povedano velja v enaki meri za smrekova drevesa, pri katerih so v koreninah ugotovili tri- do petkrat večje vsebnosti Al in Fe, ter visoko razmerje Al/Ca [21].

Poleg žveplovih in dušikovih oksidov je ozon nadaljnji dokazani fitotoksični onesnaževalec. Nastaja v procesu fotooksidacije iz naravnih in umetnih ogljikovodikov. V neonesnaženih področjih koncentracije ozona povečujejo z

¹³ Mišljena so gosta jelova mladja in gošče, ki jih običajno niso pospeševali s sadnjo. Mladovja so bila v tistih časih na Pohorju še gosta, ker je bila številčnost in pestrost rastlinojede divjadi takrat mnogo manjša.

nadmorsko višino, ko se z večanjem gostote svetlobnega toka stopnjuje tudi intenzivnost fotooksidacijskih procesov. Koncentracije ozona v spodnji troposferi so spremenljive in so odvisne od stratosferskih fluktuacij, intenzivnosti sevanja, količine atmosferskih antropo- in biogenih ogljikovodikov in emisij dušikovih oksidov. S pojavom mnogih lahko hlapljivih organskih spojin v ozračju se je povečala količina fitotoksičnih oksidacijskih produktov, ki prav tako narašča z nadmorsko višino [14]. V gozdovih Schwarzwalda so izmerili višje vrednosti (toksičnih) atmosferskih halogeniziranih ogljikovodikov kot v neposredni okolici urbanih središč. Te sekundarne spojine lahko ob povečanem UV-sevanju sprožijo razkroj fotosintetskih barvil. Najpogostejše C₂-kloroogljikove raztopine 1,1,1-trikloreтана se v zraku oksidirajo v dobro znani herbicid - trikloracetno kislino (TCA), ki so jo našli v smrekovih iglicah gorskih gozdov. Navzočnost TCA na sorazmerno neonesnaženih področjih je zanesljivo dokazana, vendar je za relevantnost poškodb treba analizirati atmosfersko-kemične poti njenega nastajanja [14].

Pri razlaganju vzrokov za poškodovanost jelovih gozdov se opiramo na koherentno hipotezo o zakisovanju tal, spiranju hranil in strupenosti aluminija [38, 39]. Zakisovanje tal, povezano z naraščajočo sušnostjo, je najverjetnejši razlog za osutost jelk na Pohorju in Kozjaku. Sušnost v sedemdesetih letih je v smrekovih gozdovih Vogeov poleg povečane osutosti povzročila tudi zmanjšanje rasti sestojev, ki je bilo najočitnejše na z minerali bogatih tleh. Podobna opazovanja zadnjih let izvirajo iz Nemčije, kjer so celo oblikovali hipotezo o razvajenosti ("Verwöhnungshypothese") [22]. Večjo osutost smrekovih sestojev na hranilnejših tleh kot na desaturiranih tleh smo v sušnih letih ugotovili tudi mi, razlagamo pa jo z antropogeniziranostjo smrekovih sestojev. V ekstremnih ekoloških razmerah pride do izraza tisti dejavnik, na katerega se ekstremnost nanaša, v danih razmerah je bilo to pomanjkanje vlage v tleh na rastišču *Luzulo sylvaticae-Piceetum* (zakon minimuma). V smrekovih monokulturah je kapaciteta tal za vodo na distričnih kambisolih s trhlinasto prhlino manjša od kapacitete distričnih kambisolov s prhlinasto sprstenino, kakršni so razviti na naravnih rastiščih gorskih in visokogorskih bukovih gozdov.

5 SUMMARY

In the year 1985 started the inventory of forest decline in Slovenia, which was with its sampling grid of 4000 x 4000m connected to the European system of sample forests. The Slovene method of forest decline evaluation is created similarly as the ECE UN and EEC methods - so, that it is possible to make inferences on the cause of forest decline. The principal difference between the Slovene and the two European methods (both European methods are identical in their obligatory part) is in consideration of trees of different social classes. According to the Slovene method, beside the dominant trees also the dominated and the suppressed trees are included in the evaluation of injuries.

In this way, the judgement about the state of health of all trees is made possible - also of the trees of smaller growing site significance. The European method was established in the same year as the Slovene method (1985) and it only takes into consideration the economically important trees - the trees of predominant, dominant and co-dominant social class. Thus only the bioindication value of trees which are the most exposed to the impact of emissions and which represent the dominant part of the tree canopy in the forest ecosystems of Central Europe is taken into account. The Slovene method is more comprehensive than the European one, because it includes description of a number of additional signs of tree vitality and numerous characteristics of growing sites and forest stands. And beside the tree bioindication the lichen bioindication is also included in the Slovene method. The lichens are a vegetable group with the longest tradition of indirect indication of air pollution. Not even one Analytical station for measurements of air pollution and (or) pollution of precipitations - which would make evaluation of emissions in forests possible - is in operation on the forest inventory sample plots in the studied area. The epiphytic lichens are used for definition of possible causes of forest decline, because they are very sensitive to pollution, while any other ecophysiological stress only has a slight influence on them.

The life ability, vitality and state of health were always evaluated on the same trees. So it was possible to observe the changing response of the bioindicators - the forest trees to the changes in their ecosystems and forest associations. The loss of needles proved to be an important factor of the state of health by both conifer species - the fir and the spruce. The injuries of trees of the dominant social class are worse than the injuries of trees of the dominated and suppressed class. This can be explained with the greater exposure of the crowns of predominant, dominant and co-dominant trees to air pollution and with their already reached physiological age. The average loss of needles of the trees on the studied growing sites in the period 1990 - 1991 was compared and the results showed, that the needle loss in general remained unchanged. A significant difference has only been found for the mountain growing sites of spruce (the natural ones as well as the anthropogene ones), where the loss of needles in 1991 was in average smaller than in 1990. The results of lichen bioindication verify that the effects of air pollution grow smaller from the top of tree crown towards the ground. On the higher parts of tree trunks and in the lower parts of tree crowns namely less lichens were found than on the lower parts of the trunks and near the ground.

Spatial divergence of the bioindication results of both methods led us into study of ecological factors of different importance. Because by fir and spruce trees the influence of needle loss on the increment of trees was discovered - or in other words the relation between needle loss and tree increment, which can as well be indirect - we tried to find the causes of loss of the needles. Thus the hypotheses about forest decline would be confirmed. The loss of needles by firs in Central Europe and in Slovenia had unquestionably appeared before the loss of needles by spruce was first observed and is also in average greater than the

needle loss by spruce trees. No significant change in average needle loss in fir stands for the period 1990 - 1991 could be found with our investigation. On the other hand, a change was found in case of spruce stands. We tried to explain the obtained results with the data about growing sites and forest stands gathered in the forest decline inventory, yet that has not led us to the necessary knowledge and to formation of conclusions. By chance it has been possible to do the synthesis of conclusions after the data about precipitations from the nearby weather station and the results of analyses of forest soil on non-carbonate parental rock (as in the studied area) were studied. The loss of needles by fir and spruce trees is most probably a consequence of the joint action of pollution stress, mineral nutrition disturbances, the biological and the complex climatic stress. From our point of view, the hypothesis about acidification of soil, leaching of nutrients and aluminium toxicity (the Ulrich's hypothesis) could be the key to the forest decline in the studied area.

The danger of pollution for trees in the eastern part of Pohorje and Kozjak was also compared to the pollution danger for trees in the western part and it was found, that the two of them are different. In the period 1985 - 1991, the danger for fir and spruce trees growing nearer to the Šostanj Steam Power Plant (TEŠ) (in the western part) was greater than the danger for the more distant trees. The concentrations of air pollutants are higher in the vicinity of TEŠ (Zavodnje) and because of that the conifers are more at risk there. The results of analyses of sulphur contents in spruce needles and lichens from north-west Styria indicate more than average contents of harmful substances from polluted air. Because of the vicinity of TEŠ, the emissions of pollutants in forest ecosystems (and all other ecosystems too) are much greater than anywhere else in Slovenia, and that is also reflected in the worse state of health in the forests of this area.

6 VIRI

- [1] Anonymus: Draft Manual on Methodologies and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests. Secretariat of the United Nations Economic Commission for Europe (UN-ECE), Freiburg, 1986.
- [2] Anonymus: Onesnaženost zraka v Sloveniji, april 1990 - marec 1991. Ministrstvo za varstvo okolja in urejanje prostora, Ljubljana, 1991.
- [3] Anonymus: Navodila za izvedbo popisa poškodovanosti (in stanja lesnih zalog) v Sloveniji. IGLG Slovenije, Ljubljana, 1991.
- [4] Anonymus: Klimatografija Slovenije. III. in IV. zvezek, Hidrometeorološki zavod SR Slovenije, Ljubljana, v tisku.
- [5] Batič, F.; Gosar, M.; Peterlin, M.; Petkovšek, Z.: Raziskovanje onesnaženosti zraka v Sloveniji - 2. Ljubljana, 1984.
- [6] Batič, F.: *Bioindikacija onesnaženosti zraka z epifitskimi lišaji*. Gozdarski vestnik 49 (1991), Ljubljana, 248-254.

- [7] Belec, Z.: *Vrednotenje metode popisa propadanja gozdov na nekaterih rastiščih mariborskega gozdnogospodarskega območja*. Magistrska naloga, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo, Ljubljana, 1992.
- [8] Blank, L. W.; Roberts, T. M.; Skeffington, R. A.: *New Perspectives on Forest Decline*. Nature 336 (1988), London, 27-30.
- [9] Cimperšek, M.: *Propadanje jelovih gozdov v jugozahodnem delu panonskega obrobja*. Gozdarski vestnik 43 (1985), Ljubljana, 191-204.
- [10] Čirić, M.: *Pedologija*. Svjetlost, Sarajevo, 1986.
- [11] Denffer, v. D.; Ziegler, H.: *Botanika - Morfologija i fiziologija*. školska knjiga, Zagreb, 1988.
- [12] Ellenberg, H.: *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. Scripta Geobotanica Vol. 9, Göttingen, 1979.
- [13] Ferlin, F.: *Nekateri značilnosti pojava umiranja smreke in njenega prirastnega odzivanja na imisijske strese*. Zbornik gozdarstva in lesarstva 37, Ljubljana, 1991, 125-156.
- [14] Frank, H.: *Airborne Chlorocarbons, Photooxidants, and Forest Decline*. Ambio 20 (1991), Stockholm, 13-18.
- [15] Gruber, F.: *Phänotypen der Fichte (Picea abies (L.) Karst.)*. Allg. Forst- u. J.- Ztg. 160 (1989), Frankfurt am M., 157-165.
- [16] Hawksworth, D. L.; Rose, F.: *Lichens as Pollution Monitors*. Arnold, London, 1976.
- [17] Hočevar, A.; Kajfež-Bogataj, L.: *Novejše ugotovitve o vplivu onesnaženega zraka na gozd in njen transport nad Slovenijo*. Zbornik Biotehniške fakultete 53, Ljubljana, 1989, 185-197.
- [18] Innes, J. L.: *Forest Health Surveys: Problems in Assessing Observer Objectivity*. Canadian Journal of Forest Research 18 (1988), Ottawa, 560-565.
- [19] Kalan, J.: *Imisija žvepla leta 1990 na točkah 16 × 16 km bioindikacijske mreže Slovenije*. Gozdarski vestnik 49 (1991), Ljubljana, 240-247.
- [20] Klepac, D.: *Rast i prirast šumskih vrsta drveča i sastojina*. Nakladni zavod Znanje, Zagreb, 1963.
- [21] Kraigher, H.: *Mineralna prehrana mikoriznih smrek na Pohorju*. Magistrska naloga, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo, Ljubljana, 1991.
- [22] Landmann, G.: *Comments on the Current State of Knowledge and Further Needs of Research into Forest Decline*. International Congress on Forest Decline Research, Friedrichshafen, 1989, 945-955.
- [23] Lick, E.; Krapfenbauer, A.: *Terrestrische Waldzustandsinventuren und Probleme einer Objektivierung*. Cbl. ges. Forstwesen 103 (1986), Wien, 227-241.
- [24] Loetsch, F.: *Forest Inventory - II*. BLV, München, 1973.
- [25] Mayer, H.: *Wälder Europas*. Fischer, Stuttgart-New York, 1984.
- [26] Mettendorf, v. B.; Schröter, H.; Hradetzky, J.: *Analysenergebnisse zur Schadensentwicklung auf Tannen- und Fichten- Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg*. Allg. Forst- u. J.- Ztg. 159 (1988), Frankfurt am M., 171-177.
- [27] Neumann, M.; Pollanschütz, J.: *Taxationshilfe für Kronenzustandserhebungen*. Österreichische Forstzeitung 99 (1988), Wien, 27-37.

- [28] Nilsson, J.; Grennfelt, P.: *Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Acidification Research in Sweden*, 8 (1989), Solna, 1-2.
- [29] Petz, B.: *Osnovne statističke metode za nematematičare*. Sveučilišna naklada Liber, Zagreb, 1985.
- [30] Röhle, H.: *Entwicklung von Vitalität, Zuwachs und Biomassenstruktur der Fichte in Verschiedenen bayerischen Untersuchungsgebieten unter dem Einfluß der neuartigen Walderkrankungen*. Forstl. Forschungsberichte 83, München, 1987.
- [31] Schädelin, W.: *Selektivna proreda kao uzgojni metod za postizanje prinosa najveće vrijednosti*. Oslobođenje, Sarajevo, 1956.
- [32] Schmid-Hass, P.: *Do the Observed Needle Losses reduce Increments?*. Proc. 14th Int. Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems, Interlaken, 1988, 271-275.
- [33] Schmidt-Vogt, H.: *Die Fichte - Ein Handbuch in zwei Bänden*. Parey, Hamburg-Berlin, 1986-87.
- [34] Schöpfer, W.; Hradetzky, J.: *Zuwachsrückgang in erkrankten Fichten- und Tannenbeständen - Auswertungsmethoden und Ergebnisse*. Forstw. Cbl. 105 (1986), Hamburg-Berlin, 446-470.
- [35] Smole, I., Novosel, J.; Zorn, M.; Accetto, M.; Anko, B.; *Gozdne združbe vzhodnega Pohorja z okolico Maribora ter predlog rastiščnogojitvenih tipov*. IGLG Slovenije, Ljubljana, 1979.
- [36] Stefanović, V.: *Fitocenologija sa pregledom šumskih fitocenoza Jugoslavije*. Svjetlost, Sarajevo, 1977.
- [37] Škorič, A.: *Postanak, razvoj i sistematika tla*. Fakultet poljoprivrednih znanosti Sveučilišta u Zagrebu, Zagreb, 1986.
- [38] Ulrich, B.: *Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluß des "sauren Regens"*. AFZ 38 (1983), München, 670-677.
- [39] Ulrich, B.: *Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten*. Forstw. Cbl. 105 (1986), Hamburg-Berlin, 421-435.
- [40] Wraber, M.: *Gozdna združba jelke in okrogolistne lakote v Sloveniji (Galieto rotundifolii-Abietetum Wraber 1955)*. Pos. izd., Ljubljana, 1959.