

UNIVERZA V LJUBLJANI  
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA  
ODDELEK ZA BIOLOGIJO

Helena POLIČNIK

**UGOTAVLJANJE ONESNAŽENOSTI ZRAKA S  
KARTIRANJEM EPIFITSKIH LIŠAJEV IN Z  
ANALIZO AKUMULACIJE TEŽKIH KOVIN**

DOKTORSKA DISERTACIJA

Ljubljana, 2008

UNIVERZA V LJUBLJANI  
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA  
ODDELEK ZA BIOLOGIJO

Helena POLIČNIK (RUPREHT)

**UGOTAVLJANJE ONESNAŽENOSTI ZRAKA S KARTIRANJEM  
EPIFITSKIH LIŠAJEV IN Z ANALIZO AKUMULACIJE TEŽKIH  
KOVIN**

DOKTORSKA DISERTACIJA

**ASSESSMENT OF AIR POLLUTION WITH MAPPING OF  
EPIPHYTIC LICHENS AND WITH THE ANALYSIS OF HEAVY  
METAL ACCUMULATION**

DOCTORAL DISERTATION

Ljubljana, 2008

Doktorska disertacija je zaključek enovitega podiplomskega študija na Oddelku za biologijo Biotehniške fakultete Univerze v Ljubljani. Disertacijo sem opravljala na Inštitutu za ekološke raziskave ERICo Velenje, v Oddelku za raziskovalno dejavnost. Del lišajev sem določila s pomočjo tankoplastne kromatografije na Karl-Franzens-Universität Graz, Institut für Pflanzenwissenschaften, Bereich Systematische Botanik und Geobotanik, nekaj pa na podlagi herbarijskih primerjav na Gozdarskem inštitutu Slovenije. Kemijske analize so bile opravljene v laboratoriju ERICo Velenje.

Na podlagi Statuta Univerze v Ljubljani in po sklepu Senata Biotehniške fakultete ter Komisije za doktorski študij z dne 13.7.2005, po pooblastilu z 29. seje Senata Univerze, z dne 28.6.2005, je Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, izdala odločbo št. 5-192/05 KŠ, ki doktorandki omogoča neposreden prehod na doktorski študij in opravljanje doktorata znanosti s področja biologije. Z isto odločbo sta bila sprejeta tema in naslov disertacije, za mentorja pa je bil imenovan prof. dr. Franc Batič (Oddelek za agronomijo, Biotehniška fakulteta).

Komisija za oceno in zagovor:

Predsednik: prof. dr. Alenka Gaberščik  
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo

Član: prof. dr. Franc Batič  
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo

Član: prof. dr. Marjan Veber  
Univerza v Ljubljani, Fakulteta za kemijo in kemijsko tehnologijo

Datum zagovora: 7.2.2008

Podpisana se strinjam z objavo svoje naloge v polnem tekstu na spletni strani Digitalne knjižnice Biotehniške fakultete. Izjavljam, da je naloga, ki sem jo oddala v elektronski obliki, identična tiskani verziji.

Doktorska disertacija je rezultat samostojnega raziskovalnega dela.

Helena POLIČNIK

## KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA

ŠD	Dd
DK	504.054:546.3:582.29(043.3)=163.6
KG	epifitski lišaji / <i>Hypogymnia physodes</i> / težke kovine / onesnaženost zraka / bioindikacija
KK	/
AV	POLIČNIK (RUPREHT), Helena, univ. dipl. biologinja
SA	BATIČ, Franc (mentor)
KZ	SI-1000 Ljubljana, Večna pot 111
ZA	Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo
LI	2008
IN	UGOTAVLJANJE ONESNAŽENOSTI ZRAKA S KARTIRANJEM EPIFITSKIH LIŠAJEV IN Z ANALIZO AKUMULACIJE TEŽKIH KOVIN
TD	Doktorska disertacija
OP	XII, 135 str., 36 pregl., 40 sl., 1 pril., 233 vir.
IJ	sl
JI	sl/en
AI	Z uporabo epifitskih lišajev kot odzivnih in akumulacijskih bioindikatorjev onesnaženosti okolja smo ugotavljali splošno kakovost zraka na območju Šaleške doline in onesnaženost okolja s težkimi kovinami na območju Šaleške doline, Zasavja, Vnajnarij pri Ljubljani in Zgornje Mežiške doline. Na območju Šaleške doline smo v letih 2000 – 2001 opravili popise vseh prisotnih epifitskih lišajev na 14 lokacijah. Rezultat dela je seznam prisotnih vrst epifitskih lišajev na območju Šaleške doline. Identificirali smo 126 različnih vrst lišajev. V primerjavi s popisi iz preteklih let smo ugotovili razlike v vrstni sestavi lišajev; na več lokacijah so izginile nekatere srednje občutljive vrste listastih lišajev, identificirali pa smo več različnih vrst skorjastih lišajev. V letih 2002 – 2005 smo prav tako na območju Šaleške doline želeli preizkusiti možnost uporabe različnih metod popisov lišajev za oceno onesnaženosti zraka. Izbrali smo štiri, med katerimi so tri temeljile na popisu prisotnih vrst epifitskih lišajev (nemška VDI metoda, evropska EU metoda in ICP-Forest metoda), ena (slovenska SI metoda) pa na oceni številčnosti in pokrovnosti posameznih tipov epifitskih lišajev (skorjasti, listasti, grmičasti). Ugotovili smo, da je število vrst odvisno od tipa rabe prostora (gozd vs. odprto). Na slabše ocene kakovosti zraka na podlagi popisov v gozdu poleg drugačnih okoljskih razmer (svetloba, vlaga) vpliva tudi večji vnos onesnažil v gozdni ekosistem v primerjavi s tistim na prostem, kar dodatno vpliva na pojavljanje lišajev in posledično na manjšo primernost uporabe popisov v gozdu za oceno kakovosti zraka na nekem območju. Podobno velja tudi za SI metodo, ki je manj občutljiva v primerjavi z vsemi tremi metodami, ki temeljijo na popisih vrst. Za ugotavljanje onesnaženosti okolja s težkimi kovinami v letih 2001 – 2006 smo izbrali metodo aktivne bioindikacije; za presaditev smo izbrali epifitski lišaj vrste <i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl. V steljkah presajenih lišajev smo z uporabo ICP-MS metode določali vsebnosti Pb, Cd, As in Zn. V disertaciji smo potrdili, da so lišaji dobri akumulatorji težkih kovin iz okolja; vsebnosti Pb, Cd, As in Zn so se v lišajih, presajenih v Žerjav, močno povečale v primerjavi z začetnimi vsebnostmi v lišajih z Rogle, na ostalih lokacijah pa je prišlo do manjšega povečanja posameznih težkih kovin.

### KEY WORDS DOCUMENTATION

DN Dd  
 DC 504.054:546.3:582.29(043.3)=163.6  
 CX epiphytic lichens / *Hypogymnia physodes* / heavy metals / air pollution / bioindication  
 CC  
 AU POLIČNIK (RUPREHT), Helena  
 AA BATIČ, Franc (supervisor)  
 PP SI-1000 Ljubljana, Večna pot 111  
 PB University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Department of Biology  
 PY 2008  
 TI ASSESSMENT OF AIR POLLUTION WITH MAPPING OF EPIPHYTIC LICHENS AND WITH HEAVY METAL ACCUMULATION ANALYSIS  
 DT Doctoral Dissertation  
 NO XII, 135 p., 36 tab., 40 fig., 1 ann., 233 ref.  
 LA sl  
 AL sl/en  
 AB By using lichens as reactive and accumulative bioindicators of environmental pollution, the general air quality was assessed in the Šalek Valley as well as heavy metal pollution in the Šalek Valley, the Zasavje region, at Vnajarje near Ljubljana and in the Upper Meža Valley. The mapping of epiphytic lichens was conducted on 14 locations in the Šalek Valley in the years 2000 – 2001, resulting in a list of epiphytic lichens in the Šalek Valley where altogether 126 lichen species were identified. Differences in species composition at individual locations were determined with the help of a comparison with studies conducted in previous years; on several locations some medium sensitive species had disappeared while more different crustose lichens were identified. The ability to use different methods of epiphytic lichen mapping for air quality assessments was applied in the Šalek Valley during the years 2002 – 2005. Four methods were selected, and three of them were based on the lichen species determination (the German VDI method, the European EU method, and the ICP-Forest method), while the fourth, the Slovenian SI method, was based on the assessment of frequency and cover of lichen growth forms (crustose, foliose, fruticose). We have found that the number of species depends on the type of land use (forest vs. open areas). Assessed air quality is better when mapping lichens in open areas than mapping in the forest, due to different environment conditions (light, moisture) as well as due to a larger input of pollutants in a forest ecosystem when compared to open areas, which has an additional impact on lichen vegetation and consequently on a lower suitability of using mapping methods in forest ecosystems for air quality assessments. The same results were obtained by using the SI method, which is less sensitive than the species-based methods. For the assessment of heavy metal pollution in the years 2001 – 2006 with the active biomonitoring approach the lichen transplantation technique was applied; the lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. was used. The content of Pb, Cd, As, and Zn was determined in lichen thalli with the ICP-MS method. The use of lichens as accumulators of heavy metals from the environment was confirmed; the levels of metals increased in lichens, transplanted to the Žerjav in the Upper Meža Valley, in comparison with the initial levels in lichens from Rogla; the levels of metals in lichen thalli from other locations has only slightly increased.

## KAZALO VSEBINE

	Ključna dokumentacijska informacija .....	III
	Key words documentation .....	IV
	Kazalo vsebine .....	V
	Kazalo preglednic .....	VII
	Kazalo slik .....	IX
	Kazalo prilog .....	XI
	Okrajšave in simboli .....	XII
<b>1</b>	<b>UVOD .....</b>	<b>1</b>
1.1	NAMEN IN CILJI RAZISKAVE .....	8
<b>2</b>	<b>PREGLED OBJAV .....</b>	<b>12</b>
2.1	SPLOŠNO O LIŠAJIH .....	12
<b>2.1.1</b>	<b>Ekologija lišajev .....</b>	<b>13</b>
<b>2.1.2</b>	<b>Lišajske substance .....</b>	<b>15</b>
<b>2.1.3</b>	<b>Vpliv onesnažil na lišaje .....</b>	<b>16</b>
2.2	POPISI PRISOTNIH VRST EPIFITSKIH LIŠAJEV .....	19
<b>2.2.1</b>	<b>Raziskave vrstne pestrosti lišajev v Sloveniji .....</b>	<b>19</b>
<b>2.2.2</b>	<b>Vplivi na vrstno sestavo lišajev .....</b>	<b>20</b>
<b>2.2.3</b>	<b>Razvoj različnih indeksov zračne čistosti .....</b>	<b>24</b>
2.3	VSEBNOSTI TEŽKIH KOVIN V LIŠAJIH .....	26
<b>2.3.1</b>	<b>Pasivni biomonitoring .....</b>	<b>28</b>
<b>2.3.2</b>	<b>Aktivni biomonitoring .....</b>	<b>33</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL IN METODE .....</b>	<b>36</b>
3.1	OPIS RAZISKOVALNEGA OBMOČJA .....	36
<b>3.1.1</b>	<b>Šaleška dolina .....</b>	<b>37</b>
<b>3.1.2</b>	<b>Zgornja Mežiška dolina .....</b>	<b>42</b>
<b>3.1.3</b>	<b>Zasavje .....</b>	<b>44</b>
<b>3.1.4</b>	<b>Vnajnarje pri Ljubljani .....</b>	<b>48</b>
3.2	POPIS PRISOTNIH VRST EPIFITSKIH LIŠAJEV V ŠALEŠKI DOLINI .....	49
<b>3.2.1</b>	<b>Določevanje prisotnih vrst lišajev .....</b>	<b>50</b>
<i>3.2.1.1</i>	<i>Tankoplastna kromatografija .....</i>	<i>51</i>
3.3	DOLOČEVANJE INDEKSOV ZRAČNE ČISTOSTI NA OBMOČJU ŠALEŠKE DOLINE .....	54
3.4	DOLOČEVANJE VSEBNOSTI TEŽKIH KOVIN V LIŠAJIH .....	59
<b>3.4.1</b>	<b>Vzorčenje .....</b>	<b>59</b>
<b>3.4.2</b>	<b>Priprava vzorcev in kemijske analize .....</b>	<b>61</b>
<b>3.4.3</b>	<b>Statistične metode .....</b>	<b>62</b>

<b>4</b>	<b>REZULTATI.....</b>	<b>63</b>
4.1	POPIS PRISOTNIH VRST EPIFITSKIH LIŠAJEV V ŠALEŠKI DOLINI.....	63
4.2	DOLOČITEV INDEKSOV ZRAČNE ČISTOSTI .....	66
4.3	VSEBNOSTI TEŽKIH KOVIN V LIŠAJIH .....	68
<b>5</b>	<b>RAZPRAVA IN SKLEPI.....</b>	<b>72</b>
5.1	POPIS PRISOTNIH VRST EPIFITSKIH LIŠAJEV V ŠALEŠKI DOLINI.....	72
5.2	DOLOČITEV INDEKSOV ZRAČNE ČISTOSTI .....	83
5.3	VSEBNOSTI TEŽKIH KOVIN V LIŠAJIH .....	92
<b>5.3.1</b>	<b>Vsebnosti Pb in primerjava med lokacijami.....</b>	<b>92</b>
<b>5.3.2</b>	<b>Vsebnosti Pb v različnih letih trajanja poskusa .....</b>	<b>94</b>
<b>5.3.3</b>	<b>Vsebnosti Cd in primerjava med lokacijami .....</b>	<b>95</b>
<b>5.3.4</b>	<b>Vsebnosti Cd v različnih letih.....</b>	<b>98</b>
<b>5.3.5</b>	<b>Vsebnosti As in primerjava med lokacijami .....</b>	<b>98</b>
<b>5.3.6</b>	<b>Vsebnosti As v različnih letih .....</b>	<b>101</b>
<b>5.3.7</b>	<b>Vsebnosti Zn in primerjava med lokacijami.....</b>	<b>101</b>
<b>5.3.8</b>	<b>Vsebnosti Zn v različnih letih .....</b>	<b>104</b>
<b>5.3.9</b>	<b>Primerjava vsebnosti Pb, Cd, As in Zn med območji .....</b>	<b>105</b>
<b>5.3.10</b>	<b>Korelacije vsebnosti težkih kovin z znanimi koncentracijami onesnažil v okolju .....</b>	<b>107</b>
5.4	SKLEPI.....	109
<b>6</b>	<b>POVZETEK (SUMMARY).....</b>	<b>113</b>
6.1	POVZETEK .....	113
6.2	SUMMARY .....	117
<b>7</b>	<b>VIRI .....</b>	<b>121</b>

## KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1:	Delitev bioindikatorjev glede na tip bioindikacije, način njihove uporabe in način dajanja informacij. ....	3
Preglednica 2:	Prednosti in omejitve (slabosti) monitoringa z lišaji. ....	5
Preglednica 3:	Reagenti, ki se uporabljajo za točkovne teste in značilne barvne reakcije z določenimi skupinami kemijskih substanc. ....	15
Preglednica 4:	Razdelitvena območja za ocene povprečnih zimskih koncentracij SO <sub>2</sub> v Angliji in Walesu z uporabo lišajev na drevesih z zmerno kislo skorjo. ....	21
Preglednica 5:	Opredelitev 9 tipov lišajev za ocenjevanje koncentracij NH <sub>3</sub> v zraku. ....	22
Preglednica 6:	Pregled novejšje uporabe epifitskih lišajev za namene ugotavljanja onesnaženosti zraka s težkimi kovinami po različnih državah. ....	26
Preglednica 7:	Vsebnosti težkih kovin v steljkah lišajev; podane so aritmetične sredine, v oklepaju pa minimalne in maksimalne vsebnosti oz. standardna deviacija (mg/kg suhe teže). ....	29
Preglednica 8:	Vsebnosti nekaterih kovin v steljkah lišajev po izpostavitvi na emisijska območja. Podana so povprečja (aritmetične sredine) s standardnimi deviacijami (mg/kg suhe snovi). ....	33
Preglednica 9:	Proizvodnja električne energije, količina sežganega premoga in emisije iz TEŠ v obdobju 1980 – 2006. ....	38
Preglednica 10:	Pregled srednjih letnih koncentracij SO <sub>2</sub> na merilnih mestih vplivnega območja TEŠ (µg/m <sup>3</sup> ). ....	40
Preglednica 11:	Proizvodnja električne energije, količina sežganega premoga in emisije iz TET v obdobju 1980 – 1999. ....	45
Preglednica 12:	Pregled srednjih letnih imisijskih koncentracij SO <sub>2</sub> na merilnih mestih vplivnega območja TET v Zasavju (µg/m <sup>3</sup> ). ....	47
Preglednica 13:	Pregled srednjih letnih imisijskih koncentracij SO <sub>2</sub> na merilnem mestu Vnajarje (µg/m <sup>3</sup> ) (vir: letna poročila ARSO). ....	48
Preglednica 14:	Seznam lokacij, kjer so bili opravljeni popisi epifitskih lišajev po SI, EU, VDI in ICP-Forest metodi. ....	55
Preglednica 15:	Število vzorcev prenešenih lišajev na posamezne lokacije v obdobju 2001 – 2006. ....	61
Preglednica 16:	Seznam epifitskih lišajev, popisanih na območju Šaleške doline na 14 izbranih lokacijah v letih 2000 in 2001; popis je bil narejen na več različnih tipih podlage. ....	63
Preglednica 17:	Pregled prisotnih epifitskih lišajev na vsaki izmed 14 popisnih lokacij v Šaleški dolini po treh metodah popisov za ocenjevanje kakovosti zraka. ....	66
Preglednica 18:	Pregled vsebnosti As, Cd, Zn in Pb v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2001 in 2002. Podane so aritmetične sredine, standardni odkloni, minimumi in maksimumi. ....	68
Preglednica 19:	Pregled vsebnosti As, Cd, Zn in Pb v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2003 in 2004. Podane so aritmetične sredine, standardni odkloni, minimumi in maksimumi. ....	69
Preglednica 20:	Pregled vsebnosti As, Cd, Zn in Pb v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2005 in 2006. Podane so aritmetične sredine, standardni odkloni, minimumi in maksimumi. ....	70



Preglednica 21:	Vsebnosti As, Cd, Pb in Zn v epifitskem lišaju vrste <i>Hypogymnia physodes</i> iz referenčnega območja na Rogli v letih 2001 – 2006 in aritmetične sredine s standardno napako.....	71
Preglednica 22:	Primerjava števila prisotnih vrst epifitskih lišajev na izbranih lokacijah v Šaleški dolini pred izgradnjo razžveplovalnih naprav v TEŠ in po njej.....	73
Preglednica 23:	Povprečna kisloljubnost in toksitoleranca prisotnih vrst epifitskih lišajev na pozamezni lokaciji v letih 1992 (Kruhar, 1994) in 2002.....	80
Preglednica 24:	Število identificiranih vrst lišajev na posameznih lokacijah v Šaleški dolini v letih 2002 – 2005 glede na uporabljeno metodo popisa.....	83
Preglednica 25:	Število lokacij, na katerih smo v letih 2002 – 2005 v Šaleški dolini identificirali posamezno vrsto lišaja z izbrano metodo popisovanja epifitskih lišajev.....	84
Preglednica 26:	Izračunani indeksi toksitolerance po Wirthu (1992) za posamezne lokacije – brez in ob upoštevanju frekvenc pojavljanja lišajev.....	85
Preglednica 27:	Širine posameznih razredov za umestitev lokacij v razrede zračne čistosti na podlagi izračunanih IAP vrednosti po SI metodi (povzeto po Batič, 1991) in ICP-Forest metodi.....	87
Preglednica 28:	Širine referenčnih razredov za EU in VDI metodi ter izračunane širine razredov za obe uporabljeni metodi v Šaleški dolini.....	87
Preglednica 29:	Rezultati izračunanih vrednosti indeksov zračne čistosti in pripadajoči razredi zračne čistosti na podlagi popisov lišajev po EU, VDI in SI metodah na prostostoječem drevju.....	88
Preglednica 30:	Rezultati izračunanih vrednosti indeksov zračne čistosti in pripadajoči razredi zračne čistosti na podlagi popisov lišajev po ICP-Forest in SI metodah na drevju v gozdu.....	89
Preglednica 31:	Značilnost razlik v vsebnosti Pb v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2001 – 2006.....	92
Preglednica 32:	Značilnost razlik v vsebnosti Cd v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2001 – 2006.....	96
Preglednica 33:	Značilnost razlik v vsebnosti As v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2001 – 2006.....	99
Preglednica 34:	Značilnost razlik v vsebnosti Zn v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2001 – 2006.....	102
Preglednica 35:	Značilnost razlik v vsebnostih Pb, Cd, As in Zn v steljkah izpostavljenih lišajev med posameznimi območji raziskovanja.....	106
Preglednica 36:	Pregled Spearmanovih koeficientov rangov (R) med vsebnostmi težkih kovin v steljkah napihnjene hipogimnije in emisijami SO <sub>2</sub> v Šaleški dolini oz. emisijami SO <sub>2</sub> v Šaleški dolini, Zasavju in Vnajarjah.....	107

## KAZALO SLIK

Slika 1:	Veja smreke, močno obrasla z epifitskimi lišaji ( <i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf). .. 9
Slika 2:	Pogled na Termoelektrarno Šoštanj in njene dimnike iz lokacije Zgornji Šalek. Vpliv izpustnih plinov na tej lokaciji smo spremljali s pomočjo popisov prisotnih epifitskih lišajev v gozdu in na prostostojećem drevju..... 11
Slika 3:	Prerez preko listastega lišaja ( <i>Lobaria scrobiculata</i> (Scop.) DC.)..... 12
Slika 4:	Toksitorelantna vrsta skorjastega epifitskega lišaja <i>Lecanora conizaeoides</i> , ki se množično začne pojavljati na območjih večjega zračnega onesnaženja..... 23
Slika 5:	Glavni metodološki koraki kvantitativnega in kvalitativnega pristopa za spremljanje onesnaženja z lišaji..... 25
Slika 6:	Primer z epifitskim lišajem <i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl. močno obrasle veje smreke, ki smo jo za namene aktivnega monitoringa presadili v Vnajnarje..... 35
Slika 7:	Raziskave so potekale na štirih različnih območjih v Sloveniji; lišaji kot odzivni bioindikatorji so bili uporabljeni v Šaleški dolini..... 36
Slika 8:	Termoelektrarna Šoštanj je največji točkovni vir onesnažil v Šaleški dolini..... 39
Slika 9:	Žerjav v Zgornji Mežiški dolini z intenzivno topilniško dejavnostjo v preteklosti..... 42
Slika 10:	Osamljen, 360 m visok dimnik Termoelektrarne Trbovlje, ki je eden od večjih točkovnih virov onesnažil v Zasavju..... 44
Slika 11:	Pogled na mesto izpostavitve v Vnajnarjah..... 48
Slika 12:	Lokacije popisov epifitskih lišajev v letih 2000 – 2001..... 49
Slika 13:	Primer pozitivne P reakcije pri lišaju <i>Hypogymnia physodes</i> ..... 50
Slika 14:	Razvita in fiksirana plošča TLC..... 53
Slika 15:	Lokacije, kjer smo v letih 2002 – 2005 ocenjevali kakovost zraka na podlagi popisov prisotnosti epifitskih lišajev..... 54
Slika 16:	Postavitev vzorčevalne mrežice na izbrano drevo za popis po VDI metodi..... 58
Slika 17:	Listast lišaj <i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl., ki je za raziskave onesnaženosti okolja s težkimi kovinami najpogosteje uporabljena vrsta..... 59
Slika 18:	Vsako pomlad smo na Rogli odžagali približno 70 vej smrek, ki so bile bogato obrasle z napihnjeno hipogimnijo..... 60
Slika 19:	Mesta izpostavitve lišajev za analize vsebnosti težkih kovin..... 60
Slika 20:	Pogoste vrste lišajev na Rogli, ki pa jih v Šaleški dolini zelo redko najdemo: <i>Usnea</i> sp. (levo zgoraj), <i>Bryoria</i> sp. (desno zgoraj), <i>Cetraria islandica</i> (levo spodaj) in <i>Platismatia glauca</i> (desno spodaj)..... 71
Slika 21:	Sivi kodravček ( <i>Anaptychia ciliaris</i> (L.) Koerb.)..... 75
Slika 22:	<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheideg..... 75
Slika 23:	<i>Parmelia caperata</i> je listasta vrsta lišaja..... 76
Slika 24:	Kipeči žuljevec ( <i>Physcia adscendens</i> (Fr.) Oliv.)..... 77
Slika 25:	<i>Lecanora conizaeoides</i> Nyl. ex Crombie..... 77
Slika 26:	V središču slike je vidna <i>Cetraria chlorophylla</i> (Willd.) Vainio, zraven slivova evernija ali hrastov mah ( <i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.), obkroža pa jo napihnjena hipogimnija ( <i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.)..... 78
Slika 27:	Navadni rumenček ( <i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.)..... 79
Slika 28:	Prikaz indeksov toksitolerance med dvema obdobjema raziskave za vse lokacije skupaj (levo) in ločeno za posamezne lokacije (desno)..... 81

Slika 29:	Prikaz izračunanih indeksov toksitolerance za posamezne lokacije v Šaleški dolini glede na različne metode popisovanja lišajev. Indeksi so izračunani brez upoštevanja in z upoštevanjem frekvenc pojavljanja lišajev. ....	86
Slika 30:	Vsebnosti Pb v lišajih iz Rogle in po šestih mesecih izpostavitve na izbrane lokacije v letih 2001 – 2006. ....	93
Slika 31:	Prikaz vsebnosti Pb v prenešenih steljkah napihnjene hipogimnije v posameznem letu. ....	94
Slika 32:	Vsebnosti Cd v lišajih iz Rogle in po šestih mesecih izpostavitve na izbrane lokacije v letih 2001 – 2006. ....	97
Slika 33:	Prikaz vsebnosti Cd v prenešenih steljkah napihnjene hipogimnije v posameznem letu. ....	98
Slika 34:	Vsebnosti As v lišajih iz Rogle in po šestih mesecih izpostavitve na izbrane lokacije v letih 2001 – 2006. ....	100
Slika 35:	Prikaz vsebnosti As v prenešenih steljkah napihnjene hipogimnije v posameznem letu. ....	101
Slika 36:	Vsebnosti Zn v lišajih iz Rogle in po šestih mesecih izpostavitve na izbrane lokacije v letih 2001 – 2006. ....	103
Slika 37:	Prikaz vsebnosti Zn v prenešenih steljkah napihnjene hipogimnije v posameznem letu. ....	104
Slika 38:	Vsebnosti Pb, Cd, As in Zn v steljkah napihnjene hipogimnije v posameznih območjih raziskovanja v Sloveniji. ....	105
Slika 39:	Soodvisnost med emisijami SO <sub>2</sub> iz TEŠ in povprečnimi vsebnostmi Pb v steljkah lišajev, izpostavljenih v Šaleški dolini ter soodvisnost med znanimi imisijskimi koncentracijami SO <sub>2</sub> in povprečnimi vsebnostmi As v lišajih, izpostavljeni na teh lokacijah. ....	107
Slika 40:	Določevanje prisotnih epifitskih lišajev na z lišaji močno obrasli skorji visokodebelnega sadnega drevja. ....	108

## KAZALO PRILOG

PRILOGA A: Podroben seznam epifitskih lišajev na območju Šaleške doline, ki smo jih identificirali v letih 2002 – 2001.

## OKRAJŠAVE IN SIMBOLI

$\bar{a}$	aritmetična sredina
ANOVA	analiza variance
ARSO	Agencija Republike Slovenije za okolje
As	arzen
Cd	kadmij
EIS	ekološki informacijski sistem
EU metoda	metoda popisov lišajev, ki jo je pripravila skupina raziskovalcev iz vse Evrope
IAP	indeks zračne čistosti ( <i>Index of Air Purity</i> )
ICP-Forest	metoda popisov lišajev, ki se uporablja v okviru študij mednarodnega programa sodelovanja pri ocenjevanju in spremljanju učinkov zračnega onesnaženja na gozdove ( <i>International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests</i> )
ICP-MS	induktivno sklopljena plazma z masnospektrometrično detekcijo
LDV	vrednost diverzitete lišajev ( <i>Lichen Diversity Value</i> )
LGW	vrednost kvalitete zraka ( <i>Luft Gute Werke</i> )
Max	maksimalna vrednost
Min	minimalna vrednost
n	velikost vzorca
NO <sub>x</sub>	dušikovi oksidi
NS	razlike statistično niso značilne
p	statistično tveganje (***: p<0,001; ** p<0,01; *: p<0,05)
Pb	svinec
R	Spearmanov koeficient soodvisnosti rangov
SD	standardni odklon
SI metoda	metoda popisov lišajev, ki je bila razvita v Sloveniji
SO <sub>2</sub>	žveplov dioksid
TEŠ, ŠTPP	Termoelektrarna Šoštanj ( <i>Šoštanj Thermal Power Plant</i> )
TET	Termoelektrarna Trbovlje
TE-TOL	Termoelektrarna-toplarna Ljubljana
Težke kovine	S tem izrazom se ne držimo fizikalno-kemijske definicije, ki se nanaša na specifično gostoto kovin in po kateri so »težke kovine« tiste kovine s specifično gostoto >4,5 g/cm <sup>3</sup> ; med težke kovine uvrščamo tudi As, ki po goli definiciji mednje ne spada, a je poenostavitev v toksikološki literaturi povsem običajna (glej npr. Wittig, 1993).
TLC	tankoplastna kromatografija ( <i>thin layer chromatography</i> )
TNP	Triglavski narodni park
UNCLRTAP	Konvencija združenih narodov o prekomejnem onesnaževanju zraka na velika razdalje ( <i>United Nations Convention on Long-range Transboundary Air Pollution</i> )
UNFCCC	Okvirna konvencijo Združenih narodov o spremembi podnebja ( <i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i> )
VDI metoda	metoda popisov lišajev, ki so je pripravilo združenje nemških inženirjev ( <i>Verein Deutsche Ingenieure</i> )
VOC	lahko-hlapni ogljikovodiki ( <i>Volatile Organic Compounds</i> )
Zn	cink

Ostale okrajšave, simboli in pojmi so razloženi v samem tekstu disertacije.

## 1 UVOD

V zadnjem stoletju so se pojavile spremembe v okolju, ki jih povezujemo s hitrim razvojem industrije oz. tehnologij z zmožnostjo uničenja naravnih okolij. Spremembe so spremljale tudi naravne katastrofe velikih razsežnosti, kot so poplave, suše in nesreče v industriji (npr. Černobil), ki so močno vplivale na človeka. Za zmanjševanje in nadzor onesnaženja zraka so Združeni narodi pripravili različne konvencije in protokole. Slovenija je podpisala Konvencijo o prekomejnem onesnaževanju zraka na velika razdalje (United Nations Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNCLRTAP, Ženeva, 1979) in Okvirno konvencijo Združenih narodov o spremembi podnebja (United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC, New York, 1992)). Za spremljanje stanja okolja, ugotavljanje učinkov na ekosisteme, ljudi in materiale so pomembni protokoli, ki so bili sprejeti v okviru teh dveh in drugih mednarodnih konvencij (npr. Protokol za zmanjšanje emisij dušikovih oksidov (Sofia, 1988), Protokol o nadaljnjem zmanjševanju emisij žvepla (Oslo, 1994), Protokol za zmanjšanje emisij toplogrednih plinov (Kyoto, 1997), Protokol o obstojnih organskih onesnaževalcih (Ženeva, 1998) in Protokol za zmanjšanje emisij težkih kovin (Aarhus, 1998)).

Elementi, ki so zaradi svoje pogostosti v okolju lahko dostopni, hkrati pa so rakotvorni ali prizadenejo encimatsko delovanje in presnovo, so še posebej nevarni. Nekateri od teh so v slovenski zakonodaji opredeljeni v različne nevarnostne skupine in zanje so predpisane mejne vrednosti (Uredba o emisiji snovi..., 1994, 1996, 2001). V omenjeni uredbi so zapisane mejne emisijske vrednosti za posamezne nevarnostne skupine, kjer kadmij (Cd) in živo srebro (Hg) spadata v I. nevarnostno skupino, arzen (As) v II. in svinec (Pb) v III. nevarnostno skupino. Izmed anorganskih spojih, ki so v parah ali v plinastem stanju spadajo žveplov dioksid (SO<sub>2</sub>) in dušikovi oksidi (NO<sub>x</sub>) v IV. nevarnostno skupino. Predpisane so tudi mejne, opozorilne in kritične imisijske koncentracije za Pb (Uredba o žveplovem dioksidu... 2002, 2003, 2006) v zraku. Slovenija je tudi podpisnica Protokola za zmanjšanje emisij težkih kovin, v okviru katerega je potrebno zmanjšati emisije Pb, Cd in Hg. Na seznamu nevarnih snovi visoke prioritete (*CERCLA Priority List of Hazardous Substances*), ki temelji na (i) frekvenci pojavljanja snovi v okolju, (ii) toksičnosti in (iii) možnosti izpostavljenosti človeka tej snovi, so težke kovine na najvišjih mestih: As je na prvem, Pb na drugem, Hg na tretjem in Cd na osmem mestu izmed skupaj 275 onesnažil na tem seznamu (ATSDR, 2005). Težke kovine torej spadajo med najpomembnejša onesnažila v okolju.

Človeka ogrožajo onesnažena voda, tla in zrak; ta grožnja je vodila do zgodnjih raziskav o bioindikatorjih za spremljanje učinkov onesnaževanja na izbrane organizme, saj zgolj kemijske meritve onesnažil (v zraku, vodi in tleh) niso zadostne za ugotavljanje kompleksnega vpliva onesnaženja na organizme (Batič, 1994, 1997a). Spremljanje onesnaženja s kemijskimi meritvami onesnažil je težavno tudi zaradi (i) velikega števila potencialno nevarnih substanc; (ii) težkega ugotavljanja njihovih sinergističnih učinkov; (iii) velike prostorske in časovne različnosti v pojavljanju onesnaženja; (iv) visoke cene merilnih naprav; (v) majhne gostote meritev z izključno instrumentalnim pristopom (Nimis in Purvis, 2002).

Bistvena lastnost živih bitij je občutljivost na dražljaje – pri človeku, živalih in rastlinah se z dražljaji sprožajo določeni procesi, ki običajno služijo ohranjanju organizma (Merius, 1955, cit. po Arndt in sod., 1987). Dražljaj je lahko škodljiva snov v okolju, ki povzroči različne reakcije organizmov. To lastnost organizmov se da uporabiti kot kriterij v smislu indikatorske reakcije. Lahko gre za snovne obremenitve, kamor spada tudi kopičenje škodljivih snovi preko normalne koncentracije. Bioindikatorji so organizmi ali združbe, ki na obremenitev s škodljivimi snovmi odgovorijo s spremembami svojih življenjskih funkcij oz. to škodljivo snov kopičijo (Arndt in sod., 1987; Batič, 1994, 1997a, 1997b). Bioindikator je lahko organizem (oz. del organizma ali skupnost organizmov), ki daje informacije o kakovosti (dela) njegovega življenjskega okolja; njegova nadgradnja je monitor, t.j. organizem (oz. del organizma ali skupnost organizmov), s pomočjo katerega lahko količinsko opredelimo kakovost (dela) njegovega življenjskega okolja oz. ga uporabimo za kontinuirano spremljanje stanja okolja (Wittig, 1993). Bioindikacija (t.j. uporaba bioindikatorjev za ugotavljanje kakovosti njihovega življenjskega okolja) se lahko izvaja na ravni osebka (biocelični, fiziološki, morfološko-anatomski in horološki odzivi na nivoju celičnih struktur, celic, tkiv, organov ter celotnega organizma), populacije (velikost, smrtnost, produktivnost), vrste (prisotnost, odsotnost, številčnost itd.), življenjske združbe (npr. pestrost vrst) in celotnega ekosistema (kroženje snovi, pretok energije itd.) (Steubing, 1982; Wittig, 1993; Batič, 1994, 1997a, 1997b).

Bioindikatorji so lahko »odzivni« oz. »reakcijski« (ang.: *sensitive bioindicators*; nem.: *Reaktionsindikatoren*) in »zbiralni« oz. »akumulacijski« (ang.: *accumulative bioindicators*; nem.: *Akkumulationsindikatoren*). Čeprav lahko tudi odzivni bioindikatorji akumulirajo strupene snovi, akumulacijski bioindikatorji pa se odzovejo z določeno reakcijo na izpostavljenost onesnažilom, je med njimi glavna razlika vendarle v tem, da sklepamo pri prvih na stopnjo onesnaženosti okolja na podlagi določenega odziva (reakcije), pri drugih pa na osnovi vsebnosti strupenih snovi, ki jih akumulacijski indikatorji brez večje škode kopičijo v svojih tkivih (Batič, 1994). Prednost akumulacijskih bioindikatorjev je v relativni enostavnosti meritev, večji natančnosti in specifičnosti podatkov ter lažji interpretaciji rezultatov; nasprotno lahko uporaba odzivnih bioindikatorjev (zlasti biokemični, fiziološki in anatomsko-morfološki odzivi) opozarja na pojav stresnih razmer že pri izpostavljenosti relativno majhnim dozam stresorja.

Razen po načinu dajanja informacij o onesnaženosti okolja se bioindikatorji delijo še po načinu njihove uporabe (Preglednica 1), in sicer na »kazalce« (indikatorji v ožjem pomenu besede), »preizkušance« (testerje) in »sledilce« (monitorje). Kazalci so tisti organizmi, ki se v ekosistemu že nahajajo in odražajo specifične dejavnike oz. stanje v naravnih razmerah; vendar je v večini primerov količinska opredelitev izraznosti teh bioindikatorjev težavna, sklepanje na dozo pa neizvedljivo. Uporaba kazalcev predstavlja pasivno bioindikacijo onesnaženosti okolja. Nasprotno pri aktivni bioindikaciji v ekosisteme, ki jih želimo analizirati, vnašamo testne organizme – monitorje. To so organizmi, ki kvalitativno in kvantitativno odražajo prisotnost določene škodljive snovi v okolju. Monitorji so v bistvu v okolje preneseni testerji; slednji so laboratorijski organizmi, s katerimi se v laboratoriju preizkušajo vplivi različnih kemikalij (onesnažil, zdravil, biocidov...), zato je odziv organizma določen in izmerjen v odvisnosti od doze onesnažila; čeprav je kvantifikacija odziva možna, velja le za laboratorijske razmere, zato direkten prenos v ekosisteme praviloma ni možen (Arndt in sod., 1987; Batič, 1994).

Preglednica 1: Delitev bioindikatorjev glede na tip bioindikacije, način njihove uporabe in način dajanja informacij (prirejeno po Arndt in sod., 1987; Batič, 1994).

Table 1: Division of bioindicators regarding the type of bioindication (passive vs. active), different possibilities of their employment (indicators, monitors, testers) and the bioindicative approach (accumulative vs. reactive), respectively (adapted from Arndt et al., 1987; Batič, 1994).

BIOINDIKATORJI		
Način dajanja informacij	akumulacijski	reakcijski
Način uporabe	kazalci	testerji
	monitorji	
Tip bioindikacije	pasivna	aktivna
Razmere	ekosistem	laboratorij

Med najpogosteje uporabljenimi bioindikatorji onesnaženosti zraka so lišaji, ki so na onesnažen zrak zelo občutljivi. Število biomonitoringov in študij z lišaji je močno naraslo v šestdesetih letih prejšnjega stoletja, ko so ugotovili, da je glavno onesnažilo, ki vpliva na rast lišajev, SO<sub>2</sub> (kot produkt sežiganja goriv). Z lišaji lahko ugotavljamo tudi vplive ostalih snovi, kot so amoniak, fluor, alkalni prah, kovine in radionuklidi, pa tudi vplive evtrofikacije in kislega dežja (Nimis in Purvis, 2002). V mnogih državah (npr. v Franciji, Nemčiji, Italiji, Švici, Nizozemski in Združenih državah Amerike) uporabljajo lišaje za spremljanje učinkov onesnaževanja s plini in kovinami tako na lokalni, kot tudi nacionalni ravni. Za tako razširjeno uporabo lišajev za bioindikacijo onesnaženosti okolja je več razlogov (Ferry in sod., 1973; Asta in sod., 2002; Nimis in Purvis, 2002):

- Lišaji so razširjeni po celem svetu v zelo različnih habitatih od ekstremnih razmer vročine ali mraza, od puščav do tropskih deževnih gozdov, od naravnih do nenaravnih okolij. Najdemo jih na vseh tipih podlage kot so drevesa, skale in zemlja, pa tudi na podlagah, ki jih je naredil človek, zaradi česar jih lahko uporabljamo kot bioindikatorje tako v urbanih območjih in na podeželju, pa tudi v tropskih in arktičnih predelih. Mnoge vrste so zelo razširjene in se pojavljajo na več kot enem kontinentu, na hektar pa najdemo med 10 do nekaj 100 različnih vrst. Njihovo pojavljanje je v porastu kot direktna posledica zmanjševanja količine SO<sub>2</sub> v ozračju.
- Lišaji nimajo razvite prave povrhnjice (niti zaščitne zunanje kutikule niti rež), zato lahko absorbirajo hranila in onesnažila pretežno preko zunanje površine iz prevladujočih zračnih virov brez regulacijskega nadzora.
- Lišaj je simbioza glive in alge oz. cianobakterije. Poškodovanost enega izmed partnerjev v simbiozi zaradi delovanja onesnažil ima za posledico propad asociacije in posledično propad lišaja.



- Lišaji so trajnice; mnoge vrste so zelo dolgoživi organizmi z veliko specifičnostjo habitata in jih lahko uporabimo za oceno vrstne diverzitete ter potenciala habitata skozi vse leto.
- Mnoge vrste lišajev lahko akumulirajo velike količine kovin brez vidnih poškodb, kar omogoča monitoring na velikih območjih.
- Za spremljanje učinkov onesnaženja s pomočjo epifitskih lišajev je razvitih mnogo različnih metod, med katerimi so nekatere primerne za začetnike, druge za strokovnjake.
- K veliki uporabnosti lišajev (in tudi drugih bioindikatorjev) za spremljanje učinkov onesnaženja je pripomoglo tudi dejstvo, da so aparature za merjenje koncentracij onesnažil v okolju drage in so izpostavljene kraji ter vandalizmu.

Lišaje lahko uporabimo kot **odzivne** in kot **akumulacijske bioindikatorje**. Pri obeh načinih je možen pasivni (npr. popis prisotnih vrst epifitskih lišajev za študije učinkov dolgotrajnega onesnaženja) in aktivni (presaditev lišajev na območje raziskovanja za študije učinkov trenutno prisotnega zračnega onesnaženja) tip bioindikacije; lahko jih uporabimo kot kazalce, testerje in monitorje. V Evropi sta Nylander in Arnold kot prva objavila znanstveno delo, ki je opisovalo vpliv velikih mest (Pariza in Münchna) na floro lišajev (Kricke in Loppi, 2002). Vpeljana sta bila tudi pojma »lišajska praznina« in »cona bojevanja« za opis izginjanja lišajev iz urbaniziranih območij. S številnimi študijami je postalo jasno, da je glavni dejavnik, ki vpliva na manjšanje lišajske vegetacije v industrializiranih in urbanih območjih SO<sub>2</sub>, katerega povprečne koncentracije so negativno soodvisne s pestrostjo lišajske vegetacije (Gilbert, 1970; Hawksworth in Rose, 1970).

Najpogosteje so lišaji v vlogi odzivnih indikatorjev v primeru popisov prisotnih vrst epifitskih lišajev na območju, ki ga proučujemo. V te namene je bilo razvitih več metod popisov, ki imajo določene kvalitativne in kvantitativne kriterije (Hawksworth in Rose, 1970; Batič in Kralj, 1989; Batič, 1991; VDI Guideline 3799; Asta in sod., 2002; Stofer in sod., 2003). Pri kvantitativnem pristopu so informacije o prisotnosti posameznih vrst lišajev preko matematičnih formul reducirane na eno samo vrednost (npr. IAP vrednost), ki izraža kvaliteto zraka. Po izvorni definiciji indeksa zračne čistosti (*Index of Air Purity – IAP*) so bile numerične vrednosti pripisane posameznim vrstam lišajev in so pomenile njihovo občutljivost na onesnaženje zraka; povprečna vrednost izbranih lišajev je bila obravnavana kot merilo občutljivosti lišajske flore (Hawksworth in Rose, 1970). Kasneje se v nemškem in italijanskem priročniku (VDI Guideline 3799; Nimis, 1999) občutljivost vrst ne uporablja več; upošteva se le še vsota frekvenc (izbranih) vrst lišajev v vzorčevalni mrežici. Nasprotno je pri kvalitativnem pristopu kot cenilec kvalitete zraka uporabljena avto- in/ali sinekološka informacija o vrsti, skupini vrst ali združbi. Osnovni element je vrsta, ki ima vsaka določeno tolerančno območje na onesnaženje, ki je (če je znano) lahko izraženo z ekološko indikatorsko vrednostjo.

Običajno ima sposobnost vezave in kopičenja snovi, ki prihajajo v stik z lišajsko steljko adaptivno vrednost in omogoča lišajem rast v razmerah, ki za rast ostalih organizmov niso ugodne. Sposobnost kopičenja snovi pa lahko postane neugodna, ko pride do zračnega onesnaženja. V takih razmerah lišaji kopičijo žveplove spojine, težke kovine in radionuklide (Ahmadjian, 1993) in so zato pogosto uporabljeni kot akumulacijski bioindikatorji (Jeran, 1995; Jeran in Jačimović, 1997; Ruprecht, 2001; Van Dobben in sod., 2001).

Monitoring z lišaji ima tako prednosti kot tudi omejitve (slabosti) v smislu določitve koncentracij in vplivov zračnih onesnažil. Te so prikazane v preglednici (Preglednica 2).

Preglednica 2: Prednosti in omejitve (slabosti) monitoringa z lišaji (povzeto po Blett in sod., 2003).  
Table 2: *Lichen monitoring advantages and limitations (after Blett et al., 2003).*

Tematika	Prednosti	Omejitve
Ocenitev prostorskih in časovnih trendov kakovosti zraka	<p>Določitev koncentracij kovin v lišajih nam lahko nudi informacijo o prisotnosti oz. odsotnosti kovin v okolju, na podlagi česar lahko določimo območja večjih in manjših koncentracij.</p> <p>V zelo kratkem času lahko vzorčimo na veliko lokacijah in tako dobimo skupno oceno za kakovost zraka v zadnjem tednu, mesecu ali letu, odvisno od vrste onesnažila.</p> <p>Za mnoge lišaje je značilna velika geografska razširjenost, zaradi česar so primerni za raziskave na velikih območjih.</p> <p>Podatki vsebnosti kovin v lišajih nam lahko služijo za kartiranje relativnih razlik v kakovosti zraka na nekem območju in za spremljanje sprememb v času.</p> <p>Za kartiranje relativnih razlik v kakovosti zraka na nekem geografskem območju ali za sledenje sprememb skozi čas lahko uporabimo tudi podatke o prisotnosti vrst lišajev.</p>	<p>Nekatere kovine so v steljkah lišajev zelo dolgo prisotne (tudi po več kot 10 let), zato so zelo težke ocene časa, kdaj se je onesnažilo nakopičilo. Za izogib tem težavam lahko uporabimo tehniko presaditve lišajev, lahko uporabimo vrste z vidnimi letnimi prirastki ali pa uporabimo lišaje s podlage, za katero vemo, koliko je stara (npr. iz zadnjih 3-5 končnih poganjkov drevesa gostitelja).</p> <p>Za primerljivost rezultatov je potrebno na vseh lokacijah uporabiti enako vrsto lišaja, saj lahko imajo posamezne vrste zelo različne porazdelitve elementov in akumulacijske sposobnosti.</p> <p>Na območjih, kjer je problem kisel dež, SO<sub>2</sub> ali dušikove substance, je lišaje težko najti. Na teh območjih je potrebno uporabiti metodo presaditve lišajev ali izbrati takšne vrste, ki so na onesnažila relativno odporne.</p> <p>V posameznih steljkah lišajev iz iste lokacije vzorčenja lahko prihaja do velikih razlik v vsebnosti onesnažil. Za minimiziranje znotraj-lokacijske variabilnosti je potrebno nabrati zadosti veliko število steljk lišajev iz dovolj velikega območja znotraj posamezne lokacije. S podvojitvijo vzorcev dobimo odklon od povprečja, ki nam pomaga prilagoditi velikost vzorca in število podvzorcev.</p> <p>Vrstna sestava lišajev je različna v posameznih ekoregijah. Večje kot so klimatske razlike ali razlike v nadmorskih višinah, težje je ločiti vpliv okolja od vpliva onesnažil na vrstno sestavo lišajev.</p>
Obdelava podatkov	Odlaganje žvepla, dušika in kovin lahko ocenimo na podlagi vsebnosti v lišajih, če je na območju dovolj veliko število mest, kjer so te snovi merjene z instrumenti (kar omogoča kalibracijo).	Na vsebnosti onesnažil v lišajih vplivajo tako oblika padavin kot tudi njihova količina. Zato je kalibriranje lažje med lokacijami s podobnimi padavinskimi režimi; drugače je potrebno računati tudi na vpliv padavin.

se nadaljuje

nadaljevanje

Tematika	Prednosti	Omejitve
	S podatki monitoringa lišajev lahko dopolnimo podatke instrumentalnih meritev in ostalih podatkov o kakovosti zraka.	Ker večina standardov kakovosti zraka temelji na meritvah v zraku, lahko le redko uporabimo samo podatke vsebnosti v lišajih upoštevaje zakonske predpise. Najbolje jih je uporabiti v kombinaciji z ostalimi podatki.
Beleženje ekoloških učinkov zračnega onesnaženja	Obstajajo zelo dobro primerljivi podatki iz različnih predelov sveta, tako da imamo podatke t.i. vsebnosti "čistega območja" za pogoste vrste lišajev kot tudi znane koncentracije, pri katerih posamezne vrste začnejo izginjati. Sestavo lišajske združbe (vrstno bogastvo, sestava in številčnost) lahko uporabimo za prikaz škodljivih učinkov antropogenih onesnažil na kopenske ekosisteme.	Odziv lišajskih združb (rast ali propad vrst) temelji na kombinaciji kislih in oksidirajočih onesnažil ter onesnažil, ki so posledica gnojenja, zato je včasih zelo težko razločiti kakšen vpliv ima količina katerega od onesnažil na lišaje. Za ločevanje znakov onesnaženja od ostalih okoljskih dejavnikov, ki vplivajo na združbo lišajev (npr. nadmorska višina, padavine, relativna vlažnost, razpoložljivi substrati), je pogosto potrebna uporaba multivariatne analize. Zato je pri popisih prisotnih lišajev potrebno beležiti tudi te okoljske variable oz. je potrebno omejiti območje raziskovanja.
Določitev ničelnega stanja	Analize steljk lišajev lahko uporabimo za določitev ničelnih vsebnosti onesnažil v "čistih območjih" za primerjavo na istem območju v obdobju, ki mu bo sledilo.	V optimalnih razmerah se ničelno stanje vsebnosti v lišajih določi v 3-4 letih (in ne po pogosto uporabljenih enoletnih študijah), ko so analize opravljene v enakem obdobju leta. Določimo lahko trenutni razpon vsebnosti v steljkah za določene elemente. Raziskave, ki sledijo, morajo biti skrbno načrtovane, da se zagotovijo enake razmere za lab. poskuse in poskuse v naravi.
Spremljanje lokalnih razmer	Lišaji niso mobilni, zato njihov fiziološki odziv, sestava združbe in vsebnosti elementov v njihovih steljkah odražajo lokalne razmere.	Vpliv iz lokalnega vira prahu lahko vpliva na kontaminacijo v lišajih, še posebej s kovinami v talnih ali saksikolnih vrstah lišajev, zaradi česar je včasih težko določiti vpliv regionalnega oz. točkovnega vira onesnažila. Za izogib tem težavam je mogoče izračunati obogatitveni faktor, ki temelji na razmerju aluminija in ciljne kovine v tleh, ki ga primerjamo s tem razmerjem v lišajih.
Spremljanje oddaljenih lokacij	Lišaji so zelo uporabni bioindikatorji zračnega onesnaženja na neravnih, skalnatih območjih, kjer modeliranje ni primerno, in tudi na odročnih območjih, kjer ni virov električne energije za uporabo instrumentalnih meritev. Podatki, pridobljeni z monitoringom z lišaji, lahko služijo za prikaz območij, ki potrebujejo posebno pozornost in dodatne instrumentalne meritve oz. bolj intenzivne raziskave.	Osebe, ki se ukvarja z zakonodajo, je redko seznanjeno z metodami, kjer se za spremljanje kakovosti zraka uporabljajo lišaji, zato ni pripravljeno uporabiti tovrstnih podatkov. Sodelovanje z njimi v fazi načrtovanja raziskave, poteka raziskave, oz. pretvorba rezultatov v enote, ki jih uporablja zakonodaja, lahko ima pozitivne učinke.

se nadaljuje

nadaljevanje

Tematika	Prednosti	Omejitve
Kaj nam kažejo onesnažila	<p>Lišaji so še posebej občutljivi na žveplov dioksid, fluoride, kisel dež, na bazična in z gnojenjem povezana onesnažila. Številčnost nitrofilnih vrst se bo povečala z večjo dostopnostjo dušika in večanjem bazičnosti substrata.</p> <p>Z analizo vsebnosti elementov v steljkah lišajev dobimo podatke o mokrem in suhem usedu mnogih onesnažil na steljko. Tako npr. skupni N v lišajih predstavlja prispevek iz amoniakovih spojin in iz oksidiranih oblik dušika, skupaj iz mokrega in suhega useda.</p> <p>V steljki lišajev lahko določamo tudi obstojne organoklorne (POC) spojine in kartiramo njihovo prisotnost v okolju.</p> <p>Z analizami lišajev lahko nakazujemo, spremljamo ali ocenjujemo prisotnost anorganskih onesnažil, kot so žveplo, dušik, kovine, radionuklidi, pa tudi organska onesnažila, kot so organokloridi in aromatski ogljikovodiki.</p>	<p>Odvisno od vrste onesnažil njihovih koncentracij v raziskovalnem območju je mogoče smiselna uporaba drugih rastlin ali organizmov za doseg želeno občutljivosti. Tako je npr. lažje prikazati negativne učinke majhnih ali zmernih koncentracij ozona na vegetacijo z uporabo občutljivih vrst rastlin kot z uporabo lišajev.</p> <p>Na območjih s pogostimi padavinami pri analizi vsebnosti elementov v lišajih ne moremo ločiti mokrega in suhega useda, prav tako bomo težko ločili različne oblike posameznega elementa (npr. dušik izražen v obliki nitratnega dušika ali izražen v obliki amoniaka).</p> <p>Določitev vsebnosti POC v steljkah lišajev je tehnološki izziv, saj so koncentracije običajno zelo majhne in prihaja tudi do motenj s strani naravnih lišajskih substanc.</p> <p>Kopičenje kemikalij v steljkah lišajev lahko uporabimo za prikaz prisotnosti teh onesnažil v ekosistemu, vendar ni nujno, da bomo lahko dokazali negativne učinke na ekosistem, če lišaji na ta onesnažila niso občutljivi.</p>
QA/QC (zagotavljanje kakovosti/kontrola kakovosti)	<p>Za preverjanje natančnosti in pravilnosti rezultatov laboratorija je na razpolago standardiziran referenčni material za lišaje.</p> <p>Ker so lišaji zelo razširjeni in je ključne vrste zelo lahko prepoznati z minimalnim treningom, jih je za analize vsebnosti elementov lahko nabrati na cenovno ugoden način.</p>	<p>Raziskave, ki vključujejo analize vsebnosti elementov v steljkah lišajev, morajo zagotoviti, da se pri kemijskih analizah uporabljajo referenčni vzorci in da se rezultati poročajo za specifično raziskavo.</p> <p>Za zagotovitev zanesljivih meritev, ponovljivosti in maksimalne občutljivosti na spremembe v kakovosti zraka je potreben program zagotavljanja kvalitete in primerne kontrole kakovosti. Zato ni nujno, da so analize podatkov poceni.</p>
Pripisovanje viru onesnaženja	<p>Ugotavljanje glavnega vira onesnaženja za določeno onesnažilo, ki smo ga določili v steljki lišaja, je včasih mogoče z uporabo multielementne analize in/ali določitve razmerij stabilnih izotopov.</p>	<p>Na območjih, kjer je prisotnih več podobnih tipov onesnaževalcev ali kjer so atmosferski premiki in mešanje zraka zelo kompleksni, je določanje glavnega vira onesnaževanja zelo težavno.</p>
Zahteve glede usposobljenosti kadra	<p>Za analize vsebnosti težkih kovin lahko nabirajo ključne vrste lišajev osebe brez posebnega specialnega predznanja iz področja biologije ali lihenologije.</p>	<p>Za raziskave lišajskih združb je potrebno izobrazeno osebje, navadno z univerzitetnim predznanjem s področja biologije, vključno z lihenologijo, poznavanje lokalnih rastlin in ekologije.</p>

## 1.1 NAMEN IN CILJI RAZISKAVE

Namen raziskave je bil uporabiti epifitske lišaje kot (i) odzivne bioindikatorje na ravni vrste in življenjske združbe in (ii) akumulatorje težkih kovin. Lišaji so bili v Sloveniji že večkrat uporabljeni kot bioindikatorji onesnaženosti zraka. Obstajajo raziskave na nacionalni ravni, saj je popis prisotnosti različnih rastnih oblik lišajev vključen v redne popise propadanja gozdov; uporabljeni so bili tudi kot bioindikatorji onesnaženosti zraka s težkimi kovinami, in sicer kot pasivni bioindikatorji (Jeran, 1995). Vendar pa v Sloveniji še nikoli ni bilo narejenih primerjav različnih metod uporabe lišajev kot bioindikatorjev med sabo.

Z disertacijo smo tako želeli:

- uporabiti epifitske lišaje kot odzivne bioindikatorje na podlagi popisov prisotnosti vrst epifitskih lišajev in na podlagi ocene številčnosti ter pokrovnosti posameznih rastnih oblik epifitskih lišajev;
- ugotoviti, ali lahko odzivno bioindikacijo z lišaji uporabljamo na območjih, ki so obremenjena z izpusti iz večjih onesnaževalnikov zraka, konkretno v okolici Termoelektrarne Šoštanj (TEŠ);
- na podlagi prisotnosti različnih vrst lišajev ugotoviti, kateri je prevladujoči tip onesnažil v okolju;
- z uporabo različnih metod popisov epifitskih lišajev ugotoviti razlike med gozdnim ekosistemom in odprtimi površinami (prostostoječa drevesa);
- prispevati k poznavanju lišajske vegetacije v Sloveniji;
- potrditi primernost lišajev kot akumulacijskih bioindikatorjev onesnaženosti okolja s težkimi kovinami;
- ugotoviti količino akumuliranih težkih kovin v steljkah epifitskih lišajev na območju večjih onesnaževalcev v Sloveniji: v okolici TEŠ, Termoelektrarne Trbovlje (TET), Termoelektrarne-toplarne Ljubljana (TE-TOL) in Topilnice svinca v Žerjavu;

Za doseganje namenov smo kot metodo odzivne bioindikacije izbrali več različnih metod popisov epifitskih lišajev, od popisa prisotnih vrst do ocene številčnosti in pokrovnosti posameznih rastnih oblik epifitskih lišajev. Za potrditev primernosti lišajev kot akumulacijskih bioindikatorjev smo zaradi revne lišajske vegetacije na območju raziskovanja uporabili metodo aktivnega monitoringa, v okviru katerega smo na območja raziskovanja za obdobje šestih mesecev na leto presadili lišaje skupaj s podlago iz referenčnega območja.



Slika 1: Veja smreke, močno obrasla z epifitskimi lišaji (*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf) (vse foto: H. Poličnik).

Figure 1: Spruce branch overgrown by epiphytic lichens (*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf) (all fotos: H. Poličnik).

#### **Konkretni raziskovalni cilji so bili naslednji:**

- A) Z uporabo lišajev kot odzivnih bioindikatorjev na območju Šaleške doline
- A.1 Primerjati rezultate popisov prisotnih vrst epifitskih lišajev v Šaleški dolini z rezultati popisa iz obdobja pred izgradnjo razžveplovalnih naprav v Termoelektrarni Šoštanj.
- A.2 Popisati prisotne vrste epifitskih lišajev po več različnih metodah in oceniti številčnost in pokrovnost posameznih rastnih oblik epifitskih lišajev na območju Šaleške doline. Določiti pripadajoče indekse zračne čistosti za izbrane lokacije vzorčenja in lokacije določiti v razrede zračne čistosti.
- A.3 Ugotoviti, ali obstajajo med posameznimi lokacijami razlike v določenih indeksih in razredih zračne čistosti, in če obstajajo razlike glede na uporabljeno metodo določitve.
- A.4 Ugotoviti, ali so za ocenjevanje čistosti zraka bolj primerne metode popisov, ki se opravljajo v gozdu, ali metode, ki so primerne za popise epifitskih lišajev na prostostoječih drevesih.
- A.5 Ugotoviti, ali je možno metodo popisa epifitskih lišajev uporabiti kot metodo ugotavljanja onesnaženosti/čistosti zraka tudi na območju, kjer so v preteklosti bile izmerjene izredno velike koncentracije plinastih onesnažil, predvsem SO<sub>2</sub>.

- B) Z uporabo lišajev kot akumulacijskih bioindikatorjev v okolici večjih onesnaževalcev v Sloveniji
- B.1 Ugotoviti, v kakšni meri se težke kovine kopičijo v epifitskem lišaju *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.
- B.2 Ugotoviti, če obstaja razlika med količino akumuliranih težkih kovin med posameznimi območji in lokacijami raziskovanja znotraj njih.
- B.3 Ugotoviti, ali obstajajo povezave med količino akumuliranih težkih kovin v lišajih in količino težkih kovin v zraku oz. virom onesnaževanja.
- B.4 Ugotoviti, ali prihaja do razlik v količini akumuliranih težkih kovin med posameznimi leti raziskovanja.

**Skladno s cilji raziskovanja smo postavili naslednje delovne hipoteze:**

- A.1 V primarnem območju raziskovanja (v Šaleški dolini) v preteklosti ni bilo narejenih obsežnejših popisov prisotnih vrst epifitskih lišajev. Na določenih lokacijah je v letih 1992 – 1994 narejen preliminaren popis vrst (Kruhar, 1994). V obdobju, ki je temu sledilo, je prišlo do znatnega upada emisij plinastih onesnažil iz TEŠ, predvsem SO<sub>2</sub> (Rotnik, 2007), zato predpostavljamo, da se je na vplivnem območju TEŠ povečalo število vrst lišajev in spremenila vrstna sestava prisotnih epifitskih lišajev.
- A.2 /
- A.3 Lokacije popisa epifitskih lišajev so različno oddaljene in ležijo v različnih smereh od TEŠ kot glavnega vira onesnaževanja v Šaleški dolini. Pričakujemo, da bodo indeksi zračne čistosti pokazali, da je na lokacijah bližje viru onesnaževanja kakovost zraka manjša. Med uporabljenimi metodami v istem tipu habitata ne pričakujemo razlik.
- A.4 Znano je, da na pojavljanje epifitskih lišajev vplivajo podlaga in dejavniki, povezani z okoljem, med njimi tudi klimatski dejavniki (Giordani, 2006; Will-Wolf, 2006; Geiser in Neitlich, 2007). Glede na to, da so v gozdnih ekosistemih manj ugodne razmere (predvsem senca) za rast večine vrst lišajev in je zato pričakovano število različnih vrst lišajev manjše, pričakujemo, da je ocenjevanje kakovosti zraka na podlagi popisov v gozdnem ekosistemu manj primerno v primerjavi s popisi na prostostojećem drevju.
- A.5 V preteklosti na raziskovalnem območju zaradi onesnaževanja zraka niso nastale lišajske praznine na velikem območju (Kruhar, 1994), zato pričakujemo, da bomo na podlagi popisov epifitskih vrst lišajev v obdobju po izgradnji čistilnih naprav v TEŠ lahko določili območja večje ali manjše obremenjenosti okolja zaradi delovanja TEŠ.
- B.1 V Šaleški dolini so glavni viri težkih kovin TEŠ in tudi promet. Ker so lišaji znani kot dobri akumulatorji težkih kovin v svojih steljkah (npr. Jeran, 1995; Jeran in Jačimović, 1997; Ruprecht, 2001; Van Dobben in sod., 2001), presajeni pa so bili na območja povečane količine težkih kovin v okolju, pričakujemo, da se bodo vsebnosti Pb, Cd, As in Zn v primerjavi z začetnimi vsebnostmi v lišajih iz referenčnega območja na Rogli, povečale.

- B.2 Posamezna območja raziskovanja so s težkimi kovinami različno obremenjena, zato pričakujemo razlike v količini akumuliranih težkih kovin med posameznimi območji raziskovanja. Največje kopičenje pričakujemo v lišajih, izpostavljenih v Zgornji Mežiški dolini.
- B.3 Že večkrat je bila ugotovljena povezava med količino akumuliranih težkih kovin v lišajih in koncentracijo le teh v okolju (npr. Jeran in Jačimović, 1997). Menimo, da se bodo količine težkih kovin v okolju odražale v vsebnostih težkih kovin v steljkah lišajev, predvsem za tiste kovine, ki jih je v okolju več.
- B.4 Konec leta 2000 je v TEŠ pričela obratovati druga čistilna naprava za razžveplanje dimnih plinov, prav tako so v tem obdobju zmanjšali izpuste prašnih usedlin (Rotnik, 2005). Glede na to, da v obdobju raziskovanja (od leta 2001 do 2006) na območju Šaleške doline in tudi ostalih raziskovalnih območjih ni bilo večjih sprememb v smislu zmanjševanja onesnaženja zraka, večjih razlik v akumulaciji težkih kovin med leti (kot posledica manjših emisij) ne pričakujemo.



Slika 2: Pogled na Termoelektrarno Šoštanj in njene dimnike iz lokacije Zgornji Šalek. Vpliv izpustnih plinov na tej lokaciji smo spremljali s pomočjo popisov prisotnih epifitskih lišajev v gozdu in na prostostojećem drevju.

*Figure 2: The Šoštanj Thermal Power Plant and its chimney stacks; the look from the Zgornji Šalek. The effect of air pollution was assessed by the mapping of epiphytic lichens in forest and on free-standing trees.*



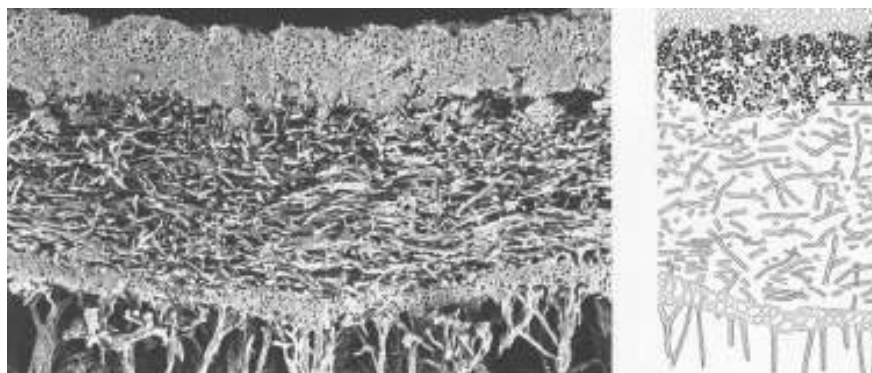
## 2 PREGLED OBJAV

### 2.1 SPLOŠNO O LIŠAJIH

O biologiji lišajev je napisanih več knjig (npr. Ferry in sod., 1973; Hale, 1983; Nash III, 1996; Ahmadjian, 1993; Kranner in sod., 2002) zato je v to poglavje vključen le pregled splošnih lastnosti lišajev, povzet po Nash III (1996).

Lišaji so simbiotski organizmi, zgrajeni iz glivnega partnerja (mikobionta) in enega ali več fotosintetskih partnerjev (fotobionta), ki je lahko zelena alga ali cianobakterija. Večina raziskovalcev meni, da je to klasičen primer mutualizma, kjer imajo vsi udeleženi partnerji od asociacije korist. Toda v asociaciji fotobiont raste počasneje kot v prosto živeči obliki, zato obstaja možnost, da ima od asociacije večjo korist gliva, kar opravičuje alternativno trditev, da so lišaji primer kontroliranega parazitizma (Ahmadjian, 1993).

Za simbiozo lišajev je značilna tesna fiziološka povezava obeh partnerjev. Heterotrofen mikobiont, ki ponavadi v asociaciji prevladuje, potrebne ogljikove substance dobi od fotobionta. Če so v asociaciji cianobakterije, dobiva od njih mikobiont tudi dušik. Rezultat tesne fiziološke povezave obeh partnerjev je tudi pojav velikega števila različnih sekundarnih metabolitov, ki jih praviloma pri prostoživečih glivah ali drugih organizmih ne najdemo. Gliva ščiti fotobionta pred izsuševanjem in preveliko intenziteto svetlobe.



Slika 3: Prerez preko listastega lišaja (*Lobaria scrobiculata* (Scop.) DC.). Ločimo lahko paraplektenhimatsko zgornjo povrhnjico, plektenhimatsko sredico s prepletom hif, paraplektenhimatsko spodnjo povrhnjico z rizinami; nad sredico je plast fotobiontov (povzeto po Wirth, 1995a).

Figure 3: Cross section of foliose lichen (*Lobaria scrobiculata* (Scop.) DC.). The upper paraplectenchymatous cortex, plectenchymatous medulla with hyphae, and lower paraplectenchymatous cortex with rhizinae are seen; the photobionts are above medulla (according to Wirth, 1995a).

Poznamo več različnih rastnih oblik lišajev (skorjaste, listaste in grmičaste). Ne glede na rastno obliko morajo lišaji delovati kot fotosintetsko aktivna enota v načinu, ki dovoljuje pozitivno neto fotosintezo in posledično zadostno rast. To pomeni, da mora biti fotobiont oskrbovan z ravno pravšnjo količino svetlobe tudi v močni senci deževnih gozdov ali v popolnoma izpostavljenih razmerah v puščavi. Difuzija CO<sub>2</sub> k fotobiontu mora potekati brez težav, tudi ko je steljka nasičena z vodo. Izgube vode morajo biti prilagojene na specifično okolje: minimalne v suhem okolju in maksimalne v vlažnem okolju. Na takšen način se lahko izkoristi največ CO<sub>2</sub>.

### **Skorjasti lišaji**

S svojo spodnjo površino so skorjasti lišaji tesno prirasli na podlago, na kateri rastejo in jih brez poškodb od podlage ne moremo ločiti. Izguba vode je omejena na zgornjo, izpostavljeno površino. Ločimo več podtipov skorjastih lišajev. Organizacija steljke je lahko homeomerna ali heteromerna. Najmanj kompleksno strukturo steljke imajo prahasti skorjasti lišaji, ki so najpreprostejši in nimajo organizirane steljke. Hife gliv obdajajo skupke celic alg in nimajo razvitih plasti gliv in alg. Steljka ima prahast izgled (ang.: *leprose*). Najbolj kompleksno zgrajeno steljko med skorjastimi lišaji imajo luskasti (ang.: *squamulose*) skorjasti lišaji, pri katerih so krpe listaste steljke že nakazane. Mestoma so že ločeni od podlage.

### **Listasti lišaji**

Podobni so listom, ploski in na podlago pritrjeni s posebnimi pričvrščevalnimi strukturami – rizinami, popkom ali le deli spodnje povrhnjice. So homeomerni ali heteromerni. Imajo tipično dorziventralno organizacijo steljke z ločeno zgornjo in spodnjo povrhnjico. Steljka je pogosto razdeljena v krpe (lobule), ki so različno razrasle in oblikovane. Značilna je velika razlika v velikosti lišajev in velika vrstna pestrost. Tipična steljka listastega lišaja je na robu krpata, narezana, razdeljena, odvisno od globine zarez med krpami, tudi velikost steljke je zelo različna.

### **Grmičasti lišaji**

Steljke grmičastih lišajev so lasaste, jermenaste ali grmičaste, lahko so ploščate ali cilindrične oblike. Vedno štrlijo stran od podlage. Nekatere vrste imajo dorziventralno organizirane steljke, večina jih je radialno simetričnih. Močno razrasli grmičasti lišaji imajo veliko razmerje površina : volumen, kar se pokaže v bolj hitrem sušenju in močenju v primerjavi z lišaji z manjšim razmerjem.

#### **2.1.1 Ekologija lišajev**

Lišaji za razliko od vaskularnih rastlin ne vzdržujejo stalnega vodnega potenciala, so klasični primer poikilohidrih organizmov. Vodni potencial lišajev se pasivno spreminja glede na okoljske razmere. To pomeni, da se relativno hitro izsušijo in zato je razpoložljivost vode primarnega pomena za preživetje. Večina lišajev je močno odvisnih od padavin, predvsem v obliki dežja, vendar so nekateri lišaji sposobni dobiti vodo tudi iz vodne pare v zraku pri nizkih temperaturah in veliki vlažnosti.

Lišaji so znani po počasni rasti in dolgoživosti, živijo lahko več sto, tudi tisoče let. Nimajo centralnega vaskularnega sistema, po katerem bi se lahko prenašala hranila, hormoni in druge substance. Ta heterogena zgradba in pomanjkanje fiziološke celovitosti se odraža v ponavadi nepravilni in nepredvidljivi rasti. Količina ogljikovih hidratov, ki jih gliva dobi od fotobionta, in okoljski dejavniki močno vplivajo na samo rast. Tudi pri lišajih so poznane različne faze rasti, in sicer: prelinearna (logaritmična), linearna in postlinearna faza. Za nadaljnjo rast lišaja je pomemben rob steljke; steljke se radialno večajo tudi ob odstranitvi centralnega dela, kar pomeni, da se za rast pomembni ogljikovi hidrati tvorijo v robnih delih lišajev. Do izmenjave ogljikovih hidratov tudi ne prihaja med sosednjimi krpami lišajev.

V steljki lišaja potekajo trije pomembni metabolni procesi, to so dihanje, fotosinteza in fiksacija dušika; slednja le pri vrstah, kjer je fotobiont cianobakterija. Osnovni fiziološki procesi so prilagojeni na različne razmere glede svetlobe, temperature, dolžine dneva in vode.

Voda je najpomembnejši dejavnik, ki vpliva na rast lišajev. Rast je najhitrejša ob padavinah, oblačnih dnevih ali taljenju snega. Za rast lišajev je nujno potrebna izmenjava ciklov vlaženja in izsuševanja ter svetlobe in teme – hidrorregulacijski mehanizem kontrole rasti. Pri majhni vsebnosti vode in na svetlobi je respiracija gliv namreč bolj inhibirana kot fotosinteza, kar omogoča fotobiontu uporabo fotosintetskih produktov za lastno rast. Pri večjih vsebnostih vode v steljki lišaja je stimulirana respiracija glive, kar povzroči pretok fotosintetskih produktov od fotobionta h glivnemu partnerju. Pri maksimalni saturaciji steljke z vodo in neprestani svetlobi fotobiont na koncu umre, saj vse njegove fotosintetske produkte porabi gliva. Drug sistem regulacije rasti je t.i. lišajski kisli filter v zgornji skorji lišaja.

Zelo pomemben dejavnik v ekologiji lišajev je njihova toleranca na visoke temperature. Prvotno mišljenje, da lahko vsi lišaji, ki so v naravi izsušeni, prenesejo ekstremno visoke temperature in izsuševanje brez škodljivih posledic, je dokazano zmotno. Zaradi visokih ali nizkih temperatur se lahko poškodujejo osnovni metabolni procesi lišajev, kljub temu da to delovanje ne povzroči smrti, propada lišajske steljke. Temperaturna aklimacija nekaterih vrst lišajev je odvisna tudi od sezone (npr. steljka se ne more aklimirati na nizke temperature sredi poletja ali na visoke temperature sredi zime). Spremembe v neto fotosintezi, ki se pojavijo pozimi, niso posledica aklimacije, temveč odražajo sposobnost lišajev, da tolerirajo temperature zmrzišča. Te spremembe v neto fotosintezi so lahko posledica sprememb v intenziteti dihanja. Temperatura steljke ni odvisna le od temperature zraka, temveč tudi od hitrosti vetra in izhlapevanja, zato se lahko zelo hitro spremeni. Izpostavitve nizkim temperaturam igra pomembno vlogo pri omejenemu razširjanju tropskih vrst lišajev, pri katerih pride pri nizkih temperaturah prej do oviranja zaradi delovanja svetlobe in razpada pigmentov. Lišaji zmerno-toplega pasu najbolj uspevajo pri zmernih temperaturah.

Za nekatere vrste je značilna zelo hitra prilagoditev na majhne ali velike intenzitete svetlobe, kar tem vrstam omogoča optimalno fotosintezo tako ob prisotnosti kot tudi odsotnosti listov v drevesnih krošnjah. Za nekatere vrste je značilno, da se njihove senčne oblike nikoli ne prilagodijo na velike intenzitete svetlobe, pri katerih rastejo in uspevajo sončne oblike te vrste. Nekatere vrste iz deževnega gozda Nove Zelandije so zelo adaptirane na senco in celo bolj občutljive na izsuševanje kot vodni lišaji. Poznamo torej sončne in senčne ekotipe lišajev. Senčni ekotipi imajo večjo vsebnost klorofila (direktna povezava), sončne oblike imajo večjo fotosintetsko kapaciteto. Ne glede na vsebnost vode si lišaji, pri katerih je fotobiont alga, hitro opomorejo po prenehanju osvetljevanja s svetlobo velike intenzitete.

### 2.1.2 Lišajske substance

Lišajske substance delimo v dve glavni skupini: (i) primarni metaboliti, ki se kopičijo znotrajcelično; (ii) sekundarni metaboliti, ki se odlagajo zunajcelično. Običajni primarni metaboliti v lišajih so proteini, aminokislina, poliol, karotenoidi, polisaharidi in vitamini, ki se vežejo na v kompartmente protoplasta in v celične stene. Nekatere od teh produktov tvori glivni partner, nekatere fotobiont. Večina primarnih metabolitov ni specifičnih in jih najdemo tudi pri prostoživečih glivah, algah in višjih rastlinah (Hale, 1983).

Večino sekundarnih metabolitov v lišajih, imenovanih tudi lišajske snovi, tvori gliva in jih odloži na površino hif. To so molekule, ki izhajajo iz metabolizma lipidov, pretežno *n*-alkani (Zygodlo s sod., 1993; Piervittori s sod., 1997). Poznamo več kot 630 sekundarnih metabolitov, ki se pojavljajo v lišajih, večina jih je edinstvena za te organizme in le 50-60 od teh je poznanih tudi pri ostalih glivah ali višjih rastlinah. Prisotnost določenih sekundarnih substanc je izjemno pomembna pri taksonomiji lišajev. Na podlagi različnih barv steljk (kot posledica vsebnosti različnih sekundarnih substanc) lahko ločimo sicer podobne rodove lišajev. Vendar je večina sekundarnih substanc brezbarvnih, njihovo prisotnost pa lahko določimo z indirektnim pristopom. Nylander (1866) je razvil »točkovne teste« (ang.: *spot test*), s katerimi je ugotavljal prisotnost določenih sekundarnih substanc na podlagi barvne spremembe na steljki lišaja ob stiku s kemičnim reagentom (jodovica, kalijev hidroksid (K), kalcijev hipoklorit (C)); pomemben je tudi vrstni red uporabe reagentov). Pogosto za določitev do vrste (predvsem skorjastih lišajev brez razmnoževalnih struktur) točkovni testi niso zadostovali. Razvile so se nove kemijske metode, med katerimi je danes zelo pogosto uporabljena metoda tankoplastne kromatografije (ang.: *thin layer chromatography – TLC*).

Preglednica 3: Reagenti, ki se uporabljajo za točkovne teste in značilne barvne reakcije z določenimi skupinami kemijskih substanc (povzeto po Nash III, 1996).  
Table 3: Reagents for thalline spot tests and characteristic color reactions with specific groups of chemical substances (after Nash III, 1996).

---

**K** = 10 % vodna raztopina KOH

- Spremeni se v rumeno in nato rdečo ob stiku z večino *o*-hidroksi aromatskih aldehydov.
- Spremeni se v rdečo do temno vijolično v stiku z antrakinonskimi pigmenti.

**C** = nasičena vodna raztopina Ca(OCl<sub>2</sub>) oz. navadno belilo (varikina)

- Rdeče obarvanje z *m*-hidroksi fenoli, z izjemo substitucij med hidroksi skupinami z –CHO ali –CO<sub>2</sub>H.
- Obarvanje v zeleno z dihidroksi dibenzofurani.

**KC** = po nanosu K reagenta nanese še C reagent

- Rumeno obarvanje ob stiku z usninsko kislino.
- Modro obarvanje ob stiku z dihidroksi dibenzofurani.
- Rdeče obarvanje pri C- depsidih in depsidonih, ki so prestali hitro hidrolizo v m-dihidroksi fenolno zmes.

**P** = 5 % alkoholna raztopina *p*-fenilendiamina

- Rumeno, oranžno ali rdeče obarvanje ob stiku z aromatskimi aldehydi.
-

### 2.1.3 Vpliv onesnažil na lišaje

Elementi vstopajo v notranjost lišajske steljke skozi površino v obliki mokrega ali suhega useda iz zraka (Nash, 1989), v manjši meri pa tudi s spiranjem elementov s površine listov, debel in vej (Knops in sod., 1991) ali neposredno iz podlage (Sloof, 1993). Na sprejem delcev vpliva zgradba steljke, zgradba njene površine in vlažnost steljke; odvisen je od velikosti delcev in kemijske oblike elementa, mikroklimatskih razmer (padavine, pH, veter), vrste lišaja, njegove starosti in hitrosti rasti, morfološke zgradbe (razrasti, nagubanost, hrupavost) (Sloof, 1993). Pomembno vlogo v interakciji lišaja z okoljem ima zgornja povrhnjica; hife, ki jo gradijo, so navadno odebeljene, pogosto izločajo polisaharide ali podobne želatinozne substance. Na povrhnjici tako nastane lipofilna hidrokarbonska prevleka, zaščitno vlogo imajo tudi lišajske snovi. Sestava omenjene prevleke je odvisna od vrste lišaja, nadmorske višine in meteoroloških razmer, v katerih lišaj raste (Piervittori in sod., 1997).

Ob pojavljanju onesnaženja lahko pride do vplivov na različne procese, ki potekajo v lišajih in tudi do pojavljanja motenj in poškodb lišajev. Znani so vplivi na reprodukcijski potencial, rast, zgradbo, ultrastrukturne elemente, celovitost membran, fotosintezo in dihanje, fluorescenco klorofila ter razgradnjo pigmenta (Nash, 1996).

Zmanjšanje reprodukcije je zelo občutljiv mehanizem, zaradi katerega lahko izginjajo vrste iz določenih območij. Reprodukcijski potencial je lahko prizadet še preden opazimo druge vidne poškodbe na steljki. Ker so lišaji sestavljeni iz vsaj dveh organizmov, so študije reprodukcije kompleksne in vse potrebne podrobnosti še niso povsem znane. Pri spolnem razmnoževanju se spolno razmnožuje le gliva. Študije so pokazale, da je zmanjšanje razmnoževanja bistveno večje v bolj onesnaženih območjih (Sigal in Nash, 1983).

Lišaji običajno rastejo mnogo počasneje kot višje rastline, zato se sprememba v rasti steljke lišaja za ugotavljanje onesnaženosti zraka redko uporablja. Mesečni prirastek, merjen s prirastkom na suho težo ali velikost steljke, se lahko določi le pri najhitreje rastočih vrstah. Za proučevanje razvoja lišajev se najpogosteje uporablja elektronski mikroskop. Dokazano je manjše preživetje soredijev in počasnejši najzgodnejši razvoj pri epifitskem lišaju *Hypogymnia physodes* na onesnaženih območjih. Stadij pred razvojem plastovite steljke, ko še ni razvite zgornje povrhnjice, je na onesnaženje z SO<sub>2</sub> in kovinami odporen, občutljivost razvojnih stadijev steljke se ponovno poveča po razvoju krp steljke lišaja (Michailova in Scheidegger, 2001).

Raznolikost v zgradbi lišajev je v onesnaženem okolju velika. Onesnažila povzročajo obledelost steljke, nekatera pa tudi potemnelost, kar je bilo ugotovljeno tudi za lišaje vrste *Hypogymnia physodes* na območju večjega onesnaženja (Ruprecht, 2001). Ostale spremembe v zgradbi lišajev so vrstno specifične. Holopainen (1984) je ugotovil, da ima vrsta *Hypogymnia physodes*, ki raste v mestih debelejšo plast alg in tanjšo povrhnjico, medtem ko je bilo kasneje ugotovljeno, da ta vrsta lišaja v optimalnih rasti razmerah tvori debelo sredico in plast alg (Hyvärinen, 1992). Debelejša plast povrhnjice v neugodnih razmerah je posledica debelejših sten glive in ne njihovega povečanega števila (Hyvärinen, 1992).

Spremembe v ultrastrukturi zaradi prisotnosti onesnažil so potrdili tako poskusi na prostem kot tudi poskusi v laboratoriju, kjer so kontrolirano spuščali v ozračje SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> in PAN (peroksiacetil nitrat) (Holopainen, 1981, 1982; Eversman in Sigal, 1987). Pri majhnem polucijskem stresu so spremembe ultrastrukture bolj vrstno specifične ne glede na vrsto onesnažila, pri večjem onesnaženju pa so poškodbe bolj ali manj enake. Značilne povezave so poznane med povečano plazmolizo, mitohondrijskimi spremembami na eni strani in povečanimi koncentracijami onesnažil na drugi strani (Tarhanen in sod., 2000).

Membrane so osnovni gradniki celice. Organizirajo notranjost celice v različne predelke in omejujejo citoplazmo od prostorov znotraj celičnih organelov. S pomočjo por, črpalk in transportnih molekul kontrolirajo prevzem, oddajanje in premeščanje molekul in ionov. Integriteta membrane je nujna za pravilno delovanje celice in presnovo. Glavni učinek onesnažil je delovanje na zgradbo membrane, kar lahko povzroči motnje pri procesih, ki so vezani na membrano, kot sta fotosinteza in dihanje. Pretvorba energije, ki poteka v teh procesih, sloni na gradientu pH na obeh straneh membrane. Zračna onesnažila lahko poškodujejo membrano in porušijo ta gradient. Pri lišajih je fotosinteza omejena na fotobionta. Večji del dihanja v lišajski združbi opravijo glive (zaradi velike biomase gliv v večini lišajev). Na splošno je fotosinteza bolj občutljiva kot dihanje (Fields, 1988); to pomeni, da so fotobionti bolj občutljivi kot glive. Za presajene lišaje (Werner, 1993) in lišaje na prostem (Arb in sod., 1990) niso našli preproste korelacije med povprečno stopnjo onesnaženja in izmenjavo CO<sub>2</sub>. Za oceno količine donosa fotosinteze se uporabljajo meritve potencialne fotokemične učinkovitosti, ki je značilno v negativni povezavi s količino akumuliranega žvepla v steljkah lišaja (Garty in sod., 2003). Zaradi izgube prepustnosti membrane pride do iztoka elektrolitov, predvsem kalija in magnezija. Stanje integritete celične membrane ocenjujemo na podlagi podatkov o električni prevodnosti, ki je večja pri lišajih, ki so izpostavljeni onesnaženemu zraku v primerjavi s kontrolnimi primerki, kar kaže na določeno poškodovanost steljke lišaja (Garty in sod., 2001, 2002a, 2003). Električna prevodnost membrane kot parameter vitalnosti lišajev v onesnaženih območjih je bolj občutljiva kot potencialna fotokemična učinkovitost (Garty in sod., 2002a).

SO<sub>2</sub> je onesnažilo, ki se lahko prenaša na velike razdalje, zato je poznan kot eden izmed najpomembnejših zračnih onesnažil. SO<sub>2</sub> in njegovi topni produkti igrajo pomembno vlogo pri metabolizmu žvepla v rastlinah. V zadnjih treh desetletjih je bilo največ raziskav tako v naravi kot v laboratorijih usmerjenih v proučevanje delovanja SO<sub>2</sub> in njegovih pretvorbenih produktov na metabolično aktivnost lišajev; ugotovljeno je bilo, da vplivajo na nekatere encime inhibitorno ali stimulatивно, odvisno od koncentracije in pH (Fields, 1988; Nash, 1989; Ahmadjian, 1993). Manj različnih vrst epifitskih lišajev na nekem območju je posledica velikih koncentracij SO<sub>2</sub> v ozračju in nizkega pH skorje (Gilbert, 1976), pa vendar so z novejšimi raziskavami dokazali, da na število nitrofilnih vrst lišajev koncentracije SO<sub>2</sub> ne vplivajo, temveč ima pomembno vlogo predvsem pH skorje in koncentracije NH<sub>3</sub> v zraku (van Dobben in ter Braak, 1998; van Herk, 2001). Povzročijo lahko strukturne spremembe beljakovin in vplivajo na tvorbo prostih radikalov

(Richardson in Nieboer, 1983). Pri na SO<sub>2</sub> občutljivi vrsti lišaja navadnemu pljučarju (*Lobaria pulmonaria*) so ugotovili največjo vsebnost žvepla in najmanjše vsebnosti reduciranih sladkorjev v primerjavi z vsebnostmi v lišajih, ki so na SO<sub>2</sub> manj občutljivi; prav tako so opazili razpad klorofilov, kar kaže na to, da je pri izbiri vrste lišaja, ki ga bomo uporabili za bioindikator, potrebno upoštevati tudi vrsto in raven onesnaženja, ki ga želimo spremljati (Riga-Karandinos in Karandinos, 1998). Ob prisotnosti SO<sub>2</sub> prihaja do poškodb proteinov membrane, zaradi česar prihaja do negativnih učinkov na procese izmenjevanja hranil med obema partnerjema asociacije, kar pomeni nihanje v stabilnosti tega občutljivega razmerja (Bradford, 1976). Podobno sta v svojih raziskavah odkrila tudi Fields in St. Clair (1984); ob povečanih koncentracijah SO<sub>2</sub> so se pojavile poškodbe na strukturnih encimih celičnih membran. SO<sub>2</sub> vpliva tudi na spremembe v svetlobnih reakcijah fotosinteze, ki so večje na bolj onesnaženih območjih (Farnandez-Salegui in sod., 2006).

Ugotovljeno je bilo, da obstaja med fiziološkimi kazalci stresa (kot so potencialna fotokemična učinkovitost, sinteza etilena v steljkah lišaja in električna prevodnost membran lišaja) in vsebnostmi elementov, med njimi tudi težkih kovin in žvepla, značilna soodvisnost. Na podlagi meritev fizioloških parametrov je torej mogoče sklepati na onesnaženost posameznih območij (Garty in sod., 2003).

Lišaji so občutljivi tudi na druge vrste okoljskih sprememb, zelo dobro poznan je primer evtrofikacije (van Herk, 1999; van Dobben in sod., 2001). V povezavi s kislimi padavinami je bila opravljena tudi študija vpliva onesnaženega zraka z dušikovimi spojinami na lišaje (van Herk in sod., 2003), s katero so ugotovili, da ima glavno vlogo pri pojavljanju različnih vrst lišajev amonijev ion, pomemben je tudi dodatni vpliv nitratnih ionov. Pomemben vir dušikovih spojin v okolju je promet. Z analizami dušika v steljkah lišajev so ugotovili, da nekatere vrste lišajev vežejo več dušika (nitrofilne, dušikoljubne vrste), druge ga ne vežejo (acidofilne, kisloljubne vrste), vsebnost pa je odvisna od oddaljenosti od vira onesnaževanja (Gombert in sod., 2003). Vsa ta onesnažila vplivajo tudi na procese globalnega segrevanja ozračja. Za nedavne spremembe v sestavi oz. številčnosti prisotnih vrst lišajev je dodaten razlog poleg manjšanja emisij SO<sub>2</sub> in večanja količine NH<sub>3</sub> prav globalno segrevanje ozračja. Ugotovljeno je bilo (van Herk in sod., 2002), da so začele iz območja na Nizozemskem arktično/borealno-gorske vrste izginjati, medtem ko so se začele širiti (sub)tropske vrste. Z računanjem IAP indeksov glede na število in frekvenco pojavljanja vrst lišajev na več lokacijah je bilo ugotovljeno (Castello, 1995), da imamo dve glavni skupini lišajev, toksitolerantne vrste in na drugi strani na onesnažen zrak občutljive vrste.

## 2.2 POPISI PRISOTNIH VRST EPIFITSKIH LIŠAJEV

### 2.2.1 Raziskave vrstne pestrosti lišajev v Sloveniji

Raziskave vrstnega bogastva organizmov so zelo pomembne in potrebne za ugotavljanje ogroženosti posameznih organizmov, tudi lišajev. Pri tovrstnih raziskavah je potrebno na raziskovalnem območju poiskati vse različne ekološke niše organizmov, ki jih proučujemo. Za epifitske lišaje to pomeni, da jih popisujemo na vseh razpoložljivih podlagah (drevesnih vrstah).

Raziskovanje oz. ugotavljanje onesnaženosti zraka s pomočjo epifitskih lišajev v Sloveniji je začelo Prirodoslovno društvo Slovenije (Batič, 1984). Rezultat tega dela je bila prva lišajska karta Slovenije. Že takrat je bil ugotovljen negativni vpliv onesnaženega zraka na rast in uspevanje lišajev. Na območjih večjega onesnaženja so zabeležili izginjanje grmičastih in listastih lišajev. Na vplivnem območju Termoelektrarne Šoštanj in nekaterih referenčnih točkah po Sloveniji je naredila popis lišajev B. Kruhar (1994). Opažen je bil vpliv onesnaženega zraka na lišajsko vegetacijo, na onesnažen zrak bolj občutljive vrste so izginjale. V Zasavju je bil narejen podroben popis lišajev. Tudi na tem območju so se začele pojavljati lišajske praznine v okolici točkovnih virov onesnaženja. V primerjavi s popisi iz prejšnjih let je bila lišajska vegetacija revnejša (Vidregar-Gorjup, 1998). Izmed popisanih epifitskih vrst v Sloveniji jih je 30 uvrščenih na preliminarno listo ogroženih lišajev in rodov v Sloveniji (Batič, 1997a).

Napredek pri poznavanju lišajske flore Slovenije je pomenil začetek sodelovanja z univerzo v avstrijskem Gradcu (Karl-Franzens Universität Graz, Institut für Botanik). V skupnih raziskovalnih projektih te ustanove in Gozdarskega inštituta Slovenije se je v zgodnjih devetdesetih letih začelo zelo intenzivno raziskovanje slovenske lišajske flore, predvsem za potrebe bioindikacije kakovosti zraka pri proučevanju propadanja gozdov. Pri tem so poleg raziskovalcev obeh ustanov sodelovali še študenti biologije in gozdarstva, ki so v svojih nalogah (Kruhar, 1994; Vidregar-Gorjup, 1998; Surina, 1998, 2001; Poličnik, 2003, 2004, 2005; Mrak, 2003) proučevali izbrana območja Slovenije. Od leta 1994 do leta 1996 je v te namene potekal evropski projekt Tempus, ki je prerasel v redno sodelovanje med ljubljansko in graško univerzo. Njegov rezultat je referenčna herbarijska zbirka lišajev, ki je nastala na Gozdarskem inštitutu Slovenije kot del herbarijske zbirke Univerze v Ljubljani. Kot zaključek obsežnega terenskega kartiranja na različnih območjih in predvsem pregleda literature, ki se je nanašala na preučevanje lišajev v Sloveniji v preteklosti, je izšel Katalog lišajev Slovenije (Suppan in sod., 2000), ki je v bistvu kompilacija vseh navedb lišajev pri nas in znatno povečuje število znanih vrst. Po zadnjih podatkih obsega flora lišajev Slovenije 1007 taksonov (Suppan in sod., 2000; Mrak in sod., 2004). V Sloveniji je bila v zadnjih letih podrobneje raziskana lišajska flora nekaterih domnevno najbolj čistih in najbolj onesnaženih območij. Raziskano je bilo območje Trnovskega gozda (Prügger in sod., 2000), Julijskih Alp (Batič in sod., 2003a; Trošt, 1997; Surina, 1998), Snežnika in Javornika (Prügger, 2002), Zasavja (Vidregar-Gorjup in sod., 2002), Uršlje Gore (Suppan, 1997; Suppan in Mayrhofer, 2002), Črna Kala (Wilfling in Mayrhofer, 2002), Velikega Snežnika (Arup in sod., 2001), Panovca (Batič, 2001), Ždrolc (Prügger in sod., 2000), Pohorja (Mayrhofer in sod., 1996, 1998), Goteniškega Snežnika in območja Krokarja (Grube in sod., 1995, 1998).



## 2.2.2 Vplivi na vrstno sestavo lišajev

Uporaba lišajev za namene bioindikacije se je razvila na podlagi dolgotrajnih opazovanj odnosa med zračnim onesnaženjem in pojavljanjem različnih vrst lišajev. Zelo pogoste so raziskave na območjih s povečanimi koncentracijami SO<sub>2</sub> in z njimi povezanimi kislimi padavinami (Hawksworth in Rose, 1970, 1976; Showman, 1975; Geebelen in Hoffmann, 2001; Häffner in sod., 2001; Hauck in sod., 2001, 2002; Giordani in sod., 2001). Na podlagi prisotnih vrst lišajev je bila opredeljena skala onesnaženosti zraka z SO<sub>2</sub> (Preglednica 4). Na območju Soluna v Grčiji so določili štiri različne cone epifitskih lišajev, ki so okarakterizirane s prisotnostjo določenih epifitskih lišajev z različno občutljivostjo na SO<sub>2</sub> (Diamantopoulos in sod., 1992). Na podlagi vrstne sestave prisotnih lišajev (ali tudi prisotnosti posamezne rastne oblike lišajev) na nekem območju lahko sklepamo na vrsto onesnaženja (onesnaženje s kislimi onesnažili, kot je npr. SO<sub>2</sub>, ali bazičnimi, bolj nitrofilnimi onesnažili, kot so npr. dušikovi oksidi (NO<sub>x</sub>)) in tudi na stopnjo onesnaženja (npr. Motiejunaite, 2007; Jeran in sod., 2007; van Herk in sod., 2003; van Herk, 2004; Loppi in sod., 2004; Kapusta in sod., 2004). Tako so zelo pogoste raziskave vplivov teh onesnažil na vrstno sestavo lišajev. Tako kot za onesnaženje z SO<sub>2</sub> so tudi za onesnaženje z NH<sub>3</sub> opredelili skupine lišajev glede na stopnjo onesnaženja (van Herk, 2004) (Preglednica 5). Z raziskavo na Nizozemskem so ugotovili, da so na območjih, kjer je prišlo do povečanja emisij dušikovih substanc, začele bolj kisloljubne vrste epifitskih lišajev izginjati, prevladovati so začele bolj nitrofilne vrste (Wolseley in sod., 2006a).

Do zelo podobnih zaključkov so prišli z raziskavo prisotnih vrst epifitskih lišajev na deblih dreves v Gradcu v Avstriji. Prva študija bioindikacije z lišaji na območju Gradca je bila narejena v letih 1967-68, ko so dobili prvo sliko o stanju na tem območju (Ehrendorfer in sod., 1971, cit. v Wilfling in sod., 2003). Dve desetletji kasneje so na tem območju ponovno naredili pregled stanja in predvsem v centru Gradca ugotovili jasno poslabšanje kakovosti zraka, medtem ko se je stanje na obrobju izboljšalo, predvsem zaradi sanacijskih programov v večjih tovarnah – emitorjih onesnažil (Grill in sod., 1988a, 1988b). Glede na to, da so v skorji določili le majhne količine SO<sub>2</sub>, je malo verjetno, da bi za propad lišajev v centru mesta bile krive emisije SO<sub>2</sub> (Grill in sod., 1988a, 1988b). Že takrat so predvidevali, da je glavni krivec za propadanje lišajev v centru mesta naraščajoč promet. Na zunanjih obrobjih, predvsem na severu, pa so opazili znatno izboljšanje stanja, kar pa je verjetno posledica zmanjšanja količine SO<sub>2</sub>, s čimer so se ustvarile ugodne razmere za ponovno naselitev bolj občutljivih vrst lišajev na tem območju (Grill in sod., 1988a, 1988b, Kaschnitz, 1991). Povod v ponovne študije in kartiranje lišajev na območju Gradca je bil popis izbranih vrst lišajev na omenjenem območju. Ugotovljeno je namreč bilo, da se je v Gradcu občutno povečal areal nitrofilne vrste *Xanthoria parietina*, kar naj bi dokazovalo manjšanje zračnega onesnaževanja, predvsem manjšanje količine "kislil" onesnažil v zraku (kot je SO<sub>2</sub>), saj je to nitrofilna vrsta lišaja, ki je odporna predvsem na evtrofikacijo, manj pa na "kislila" onesnažila (Trinkaus, 2001). Z obsežno študijo na južnem predelu Gradca v Avstriji v letih 2002-03 so ugotovili, da se je stanje kakovosti zraka od zadnjih obsežnih raziskav v letih 1981-86 bistveno izboljšalo (Wilfling in sod., 2003). Poudariti je potrebno, da je kljub generalnemu zmanjšanju emisij SO<sub>2</sub> kakovost zraka še vedno slaba, saj je problematika prometa vsak dan večja, na kar kaže tudi prisotnost vedno več nitrofilnih vrst lišajev (vedno večje koncentracije dušika in "gnojenje" s prahom zaradi povečanega prometa) (Wilfling in sod., 2003).

Preglednica 4: Razdelitvena območja za ocene povprečnih zimskih koncentracij SO<sub>2</sub> v Angliji in Walesu z uporabo lišajev na drevesih z zmerno kislno skorjo (Hawksworth in Rose, 1970).

Table 4: Zone scale for the estimation of mean winter sulfur dioxide levels in England and Wales using lichens on trees with moderately acid bark (Hawksworth and Rose, 1970).

Cona	SO <sup>2</sup> (µgm <sup>-3</sup> )	Vrsta epifitskega lišaja
0	?	Epifiti manjkajo.
1	> 170	<i>Pleurococcus viridis</i> s.l. prisoten, toda omejen na bazo drevesa.
2	≈ 150	<i>Pleurococcus viridis</i> s.l. razširjen po deblu navzgor; <i>Lecanora conizaeoides</i> prisotna, toda omejena na bazo drevesa.
3	≈ 125	<i>Lecanora conizaeoides</i> razširjena po deblu navzgor; na bazi drevesa pogosta <i>Lepraria incana</i> .
4	≈ 70	<i>Hypogymnia physodes</i> in/ali <i>Parmelia saxatilis</i> ali <i>P. sulcata</i> se pojavijo na bazi drevesa, a se ne razširijo po deblu navzgor. <i>Lecidea scalaris</i> , <i>Lecanora expallens</i> in <i>Chaenotheca ferruginea</i> so pogosto prisotne.
5	≈ 60	<i>Hypogymnia physodes</i> ali <i>P. saxatilis</i> se razširijo po deblu navzgor do višine 2,5 m ali več; pojavijo se <i>P. glabrata</i> , <i>P. subrudecta</i> , <i>Parmeliopsis ambigua</i> in <i>Lecanora chlorotera</i> ; lahko se pojavijo še <i>Calicium viride</i> , <i>Lepraria candelaris</i> in <i>Pertusaria amara</i> ; če se pojavijo <i>Ramalina farinacea</i> in <i>Evernia prunastri</i> , so omejene na bazo drevesa; na horizontalnih območjih se lahko pojavi <i>Platismatia glauca</i> .
6	≈ 50	Vsaj na bazi drevesa je prisotna <i>Parmelia caperata</i> ; bogata vrstna zastopanost rodu <i>Pertusaria</i> (npr. <i>P. albescens</i> , <i>P. hymenea</i> ) in rodu <i>Parmelia</i> (npr. <i>P. revoluta</i> (razen na SV), <i>P. tiliacea</i> , <i>P. exasperatula</i> (na S)); pojavljati se začne <i>Graphis elegans</i> ; prisotni sta tudi <i>Pseudevernia furfuracea</i> in <i>Alectoria fuscescens</i> .
7	≈ 40	Po deblu se razširjajo <i>P. caperata</i> , <i>P. revoluta</i> (razen na SV), <i>P. tiliacea</i> , <i>P. exasperatula</i> (na S); pojavljajo se tudi <i>Usnea subfloridana</i> , <i>Pertusaria hemisphaerica</i> , <i>Rinodina roboris</i> (na J) in <i>Arthonia impolita</i> (na V).
8	≈ 35	Pojavljajo se <i>Usnea ceratina</i> , <i>Parmelia perlata</i> ali <i>P. reticulata</i> (na J in Z), po deblu se širi <i>Rinodina roboris</i> (na J), ponavadi sta prisotni tudi <i>Normandina pulchella</i> in <i>Usnea rubiginea</i> (na J).
9	≈ 30	Prisotne so <i>Lobaria pulmonaria</i> , <i>L. amplissima</i> , <i>Pachyphiale cornea</i> , <i>Dimerella lutea</i> ali <i>Usnea florida</i> ; če teh ni, je močno razvita flora skorjavcev s pogosto več kot 25 vrstami na večjih zdravih drevesih.
10	≈ čisto	Prisotne in lokalno razširjene so <i>L. amplissima</i> , <i>L. scrobiculata</i> , <i>Sticta limbata</i> , <i>Pannaria</i> sp., <i>Usnea articulata</i> , <i>U. filipendula</i> ali <i>Teloschistes flavicans</i> .

Podobne raziskave so potekale tudi v Sloveniji. Na območju mesta Ljubljane je bila v letu 2004 ponovno kartirana epifitska lišajska vegetacija z namenom pridobiti lišajsko karto območja Mestne občine Ljubljana kot dodatno merilo opredelitve stanja okolja, predvsem čistoče zraka. Stanje epifitskih lišajev se je na ožjem mestnem območju, predvsem v mestnem središču, izboljšalo, kajti lišajske praznine, ki je bila prisotna pred 30 leti, ni več (Batič in sod., 2005a, 2005b). Predvideva se, da je to posledica zmanjšanja onesnaženja zraka z žveplovimi spojinami zaradi daljinskega ogrevanja, uporabe čistejših energentov in tudi zmanjšanja industrijske dejavnosti. Problem ostaja onesnaženje zraka z dušikovimi spojinami na širšem mestnem območju, kar se odraža predvsem v večji pokrovnosti in pojavnosti nitrofilnih vrst in izginjanju acidofilnih vrst; ta pojav se širi v mestno okolico in ga pripisujejo naraščanju prometa (Batič in sod., 2005a, 2005b; Rakef, 2005). Z raziskavami, ki so potekale na območju Maribora, so prišli do zelo podobnih zaključkov; opazen je porast v pojavljanju nitrofilnih vrst in upad acidofilnih vrst v mestni okolici, kar je posledica naraščajočega prometa (Veltruski, 2006).

Poleg različnih vrst onesnažil na pojavljanje in diverzitetu lišajev močno vplivata tudi tip rabe prostora in sprememba rabe prostora (Paoli in sod., 2006; Stofer in sod., 2006; Geiser in Neitlich, 2007). Na podlagi rezultatov raziskav, ki so bile narejene na območju večjega dela Evrope, je bilo ugotovljeno, da relativna pestrost vrst lišajev, ki so generalisti glede na tip podlage, upada po gradientu rabe prostora od pretežno gozdnate pokrajine do kmetijskih površin (Saipunkaew in sod., 2005; Stofer in sod., 2006; Wolseley in sod., 2006b). Za naravne gozdove je značilno veliko vrstno bogastvo epifitskih lišajev in odsotnost nitrofilnih vrst, medtem ko je za združbe na kmetijskih površinah značilna odsotnost kisloljubnih vrst epifitskih lišajev in velik delež nitrofilnih vrst; za monokulturne nasade je značilno majhno vrstno bogastvo in povečano število tolerantnih vrst epifitskih lišajev (Wolseley in sod., 2006b). Vrstna sestava lišajev v gozdu je odvisna tudi od starosti in sestave gozda (Hyvärinen in sod., 1992).

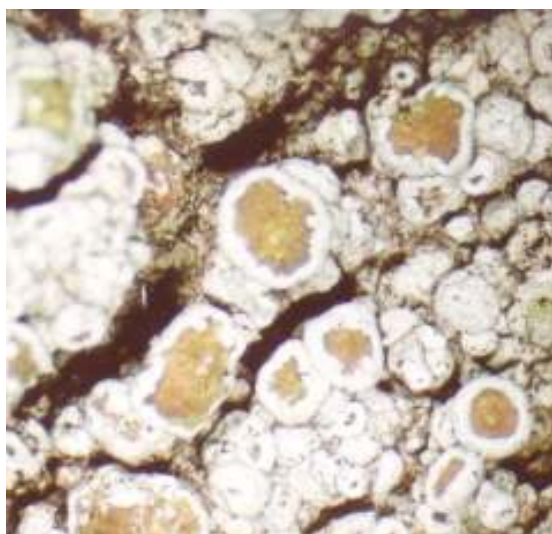
Preglednica 5: Opredelitev 9 tipov lišajev za ocenjevanje koncentracij  $\text{NH}_3$  v zraku (van Herk, 2004).  
Table 5: Definition of 9 lichen vegetation types to estimate the  $\text{NH}_3$  air concentrations (van Herk, 2004).

Tip	Vrsta epifitskega lišaja
1	Nobena od spodaj omenjenih vrst ni prisotna.
2	<i>Physcia tenella</i> in/ali <i>Xanthoria polycarpa</i> se pojavita občasno, nobena od spodaj naštetih vrst se ne pojavlja.
3	<i>P. tenella</i> in/ali <i>X. polycarpa</i> se pogosto pojavljata; <i>Physcia adscendens</i> , <i>Xanthoria parietina</i> in/ali <i>X. candelaria</i> se pojavljajo občasno (toda nobena od ostalih spodaj naštetih vrst ni prisotna).
4	<i>Lecanora dispersa</i> in/ali <i>Phaeophyscia orbicularis</i> se pojavljata občasno.
5	Enako kot tip 4, občasno se pojavljata še <i>Physcia dubia</i> in/ali <i>P. caesia</i> .
6	<i>L. dispersa</i> in/ali <i>P. orbicularis</i> se pogosto pojavljata.
7	<i>L. dispersa</i> , <i>P. orbicularis</i> in/ali <i>P. caesia</i> se zelo številčno pojavljajo; <i>P. dubia</i> se pogosto pojavlja; skupaj s pogostim (ne zelo številčnim) pojavljanjem <i>P. orbicularis</i> se občasno pojavljajo <i>Phaeophyscia nigricans</i> , <i>Candelariella aurella</i> , <i>Caloplaca holocarpa</i> ali <i>Rinodina gennarii</i> .
8	Poleg zelo številčnega pojavljanja <i>L. dispersa</i> , <i>P. orbicularis</i> in/ali <i>P. caesia</i> se občasno pojavljajo še <i>P. nigricans</i> , <i>C. aurella</i> , <i>C. holocarpa</i> ali <i>R. gennarii</i> .
9	Enako kot tip 8, le da se <i>P. nigricans</i> , <i>C. aurella</i> , <i>C. holocarpa</i> ali <i>R. gennarii</i> pogosto pojavljajo.

Diverzitetu lišajev je večja na drevesih, ki propadajo, v primerjavi s tisto na zdravem drevju. Pojavljanje listastega lišaja *Hypogymnia physodes* je značilno bolj pogosto na mrtvem drevju, medtem ko se ekstremno toksitolerantna vrsta *Lecanora conizaeoides* bolj pogosto pojavlja na zdravem drevju. Razloge za to je potrebno iskati v manjših koncentracijah ionov onesnažil v toku po deblu pri poškodovanih (odmrlih) drevesih, saj je pri teh zmanjšan privzem iz atmosfere zaradi izgube iglic. S povečanjem koncentracij  $\text{SO}_2$  se manjša pokrovnost debel s *Hypogymnia physodes*, manjše je tudi absolutno število prisotnih vrst epifitskih lišajev, medtem ko pokrovnost debel z lišajem *Lecanora conizaeoides* narašča (Hauck in sod., 2002; Volker, 2002; Hauck, 2003).

Pomembno se je zavedati, da je poznavanje zgolj vrstnega bogastva slab indikator za procese, ki se dogajajo znotraj združb lišajev. Z določitvijo zgolj števila vrst lišajev, ki jih najdemo na nekem območju, lahko spregledamo pomembne spremembe v ekosistemu, kot so nadomeščanje določene vrste lišaja z drugo (npr. nadomeščanje občutljivih vrst lišajev z bolj odpornimi vrstami), zmanjšanje pokrovnosti debela z lišaji ali poslabšanje stanja njihove steljke (Kapusta in sod., 2004).

Uporaba lišajev v študijah kartiranja je temeljila na predpostavki, da imajo okoljski parametri (razen zračnega onesnaženja) enakomeren učinek na lišaje. Pa vendar so na podlagi popisov lišajev poleg povezave z zračnim onesnaženjem ugotovili tudi povezavo med vrstno sestavo lišajev in klimatskim gradientom (Brunialti in Giordani, 2003; Giordani, 2006; Geiser in Neitlich, 2007). Zaradi tega je težko ločiti učinke zračnega onesnaženja od učinkov ostalih okoljskih parametrov na frekvenco in porazdelitev vrst lišajev (Brunialti in sod., 2002). Najboljši napovedovalec pestrosti epifitskih lišajev nekega območja je povprečna letna količina padavin (Giordani, 2007). Ugotovljeno je bilo, da epifitske lišaje lahko uspešno uporabimo za opise ekoloških trendov v naravnih okoljih (Giordani, 2006; Geiser in Neitlich, 2007).



Slika 4: Toksitorelantna vrsta skorjastega epifitskega lišaja *Lecanora conizaeoides*, ki se množično začne pojavljati na območjih večjega zračnega onesnaženja.

Figure 4: *Toxitolerant species of corticolous epiphytic lichen Lecanora conizaeoides; its abundance start to increase at higher air pollution levels.*

Z raziskavami primernosti uporabe lišajev za ugotavljanje ekoloških razmer v gozdu so ugotovili, da med lišaji obstajajo potencialni indikatorji teh razmer, še posebej vrsta *Parmelia sulcata* (Will-Wolf in sod., 2006). Pri raziskavah na manjših območjih imata zelo velik vpliv na pojavljanje lišajev starost sestoja in vrstna sestava gozda (Will-Wolf in sod., 2006; Poličnik in sod., v tisku). Na vrstno sestavo lišajev vplivajo različna onesnažila in vse vrste niso nanje enako občutljive. Ena izmed najbolj odpornih vrst epifitskih lišajev je skorjasta vrsta *Lecanora conizaeoides*, ki jo imenujemo t.i. "obratni monitoringni organizem", saj se pogosteje pojavlja v bolj onesnaženih območjih, zato lahko na podlagi njene prisotnosti sklepamo, da je območje onesnaženo (van Dobben in sod., 2001).

Epifitski lišaji obcestnega drevja so dober kazalnik evtrofikacije, predvsem onesnaženja z dušikovimi spojinami, kar predstavlja veliko grožnjo za vegetacijo, zemljo in pitno vodo (van Herk, 1999, 2002); z analizo vsebnosti težkih kovin lahko ugotovljamo tudi prispevek prometa k onesnaženju s težkimi kovinami (Tuba in Csintalan, 1993).

### 2.2.3 Razvoj različnih indeksov zračne čistosti

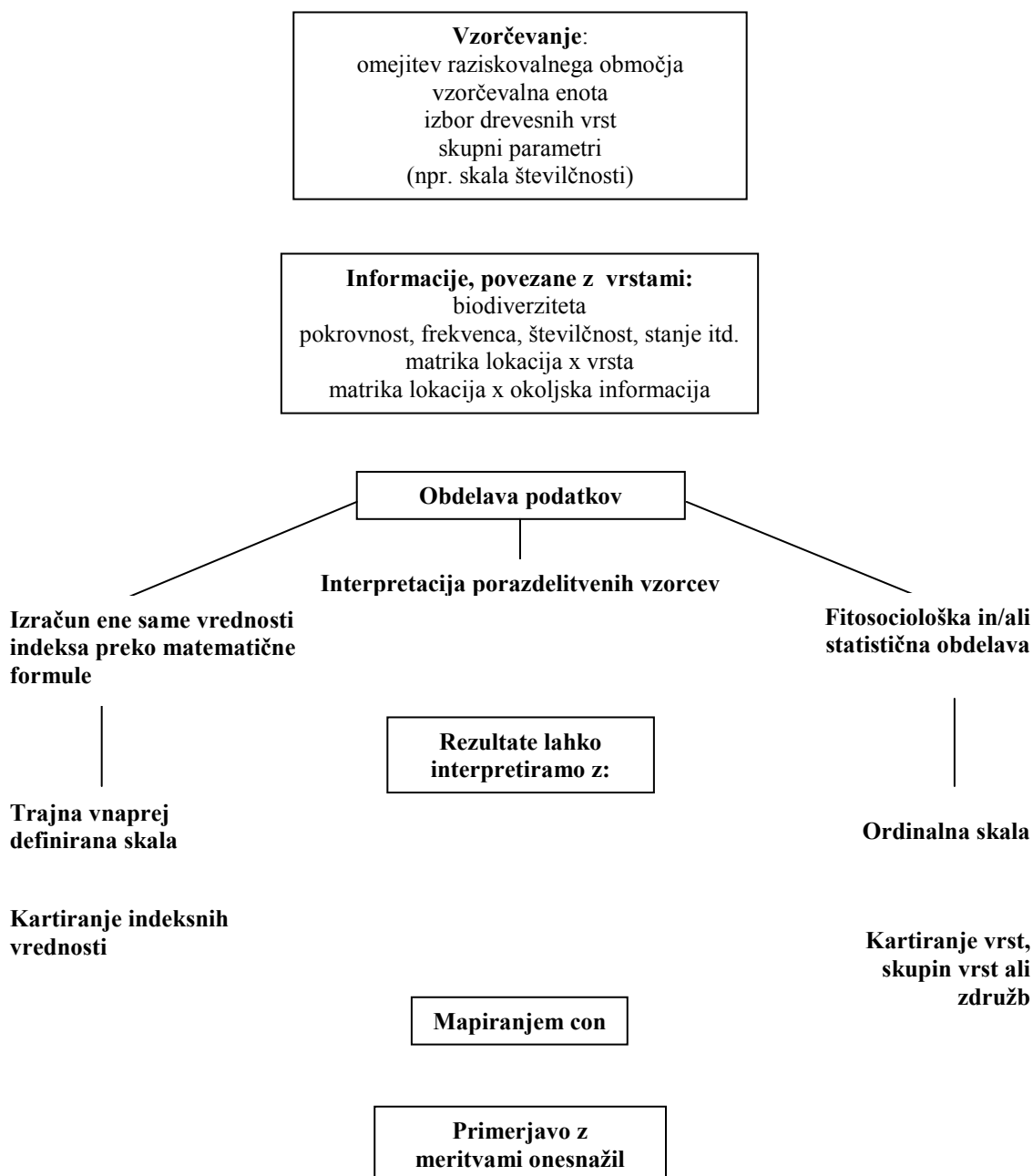
Kmalu po prvih uporabah lišajev kot bioindikatorjev onesnaženosti zraka v svetu je bilo ugotovljeno, da se vsi lišaji ne odzovejo enako oz. ne izginejo enako hitro ob onesnaženju. Najmanj so bile občutljive vrste, ki so rasle na apnenčastih substratih in mineralno bogati skorji (Sernander, 1912; Nienburg, 1919). Kasneje so se raziskave usmerile na preučevanje posameznih vrst in ne več na odzive različnih rastnih oblik lišajev. Nastali so prvi sezname vrst, kjer so vrste bile razvrščene glede na njihovo toleranco na urbano območje (Hawksworth, 1973).

Za potrebe kvantifikacije okoljskih razmer z uporabo lišajev kot bioindikatorjev so v zgodovini razvili več metod (Slika 5). S kvantitativnim pristopom so določili *indekse atmosferske čistosti (IAP – Index of Atmospheric Purity)*, ki združujejo podatke o številčnosti vrst z njihovo občutljivostjo in o okoljskih stresorjih (De Sloover in Le Blanc, 1968). Celotno sestavo lišajev na lokaciji se preko formule reducira na eno samo vrednost, ki izraža stanje. Prvi, ki je prevzel to metodo v Evropi po kanadskih avtorjih, je bil Kirschbaum v Nemčiji (1973), podoben sistem so razvili tudi v Švici (Ammann in sod., 1987; Herzig in sod., 1987; Herzig in Urech, 1991). Leta 1995 so v Nemčiji na izkušnjah evropskih lihenologov v okviru združenja nemških inženirjev patentirali prvo bioindikacijsko metodo sledenja onesnaženja zraka z epifitskimi lišaji (VDI Guideline 3799). Podobne metode so razvili tudi v Italiji (Piervittori, 1999), le da je pri teh poudarjeno, da z bioindikacijskimi metodami ne merimo niti onesnaženosti zraka niti kakovosti zraka, temveč prej ocenjujemo stopnjo odstopanja od naravnih razmer. Z drugimi besedami to pomeni, da bioindikacijske metode ocenjujejo učinke onesnaženja na biotične komponente ekosistema, saj nanje poleg onesnaženja vplivajo tudi npr. klima, substrat, svetloba, prah, njihove učinke pa je težko razlikovati (Loppi in sod., 2002; Geiser in Neitlich, 2007). V zadnjem času je zelo pogosto uporabljena metoda, ki so jo razvili Asta in sod. (2002), in je nekakšna nadgradnja nemške VDI metode, le da se v tem primeru pri izračunu IAP indeksa upošteva prisotnost vseh vrst lišajev in ne le tistih, ki so na seznamu popisnega obrazca. Moč različnih metod sta testirala Geebelen in Hoffmann (2001). Ugotovljeno je bilo, da rezultati indeksov zračne čistosti, izračunani po t.i. EU metodi (Asta in sod., 2002), statistično značilno korelirajo z rezultati indeksov, izračunanih po stari italijanski metodi (Nimis in sod., 1990; Nimis, 1999), kar nam lahko zagotavlja stalnost v razlagi rezultatov (Castello in Skert, 2005). Tudi v Sloveniji so bile razvite modifikacije te izvorne IAP formule (Batič in Kralj, 1995; Batič in Mayrhofer, 1995, 1996), vendar je v tem primeru bila modifikacija večja, saj se za določitev IAP indeksov ne upošteva več vrstne sestave, temveč prisotnost posameznih rastnih oblik lišajev.

Druga možnost je kvalitativni pristop, kjer je za oceno kakovosti zraka uporabljena auto-in/ali sinekološka informacija vrste, skupine vrst ali združb. Osnovni element je vrsta, ki ima vsaka razpon tolerance na onesnaženje, ki je lahko izražena z ekološko indikatorsko vrednostjo. Tako je nastala kvalitativna skala za ocenjevanje onesnaženja z SO<sub>2</sub> (Hawksworth in Rose, 1970).

**KVANTITATIVNE  
METODE**

**KVALITATIVNE  
METODE**



Slika 5: Glavni metodološki koraki kvantitativnega in kvalitativnega pristopa za spremljanje onesnaženja z lišaji (povzeto po van Haluwyn in van Herk, 2002).

Figure 5: Main methodological steps of the quantitative and qualitative approaches to pollution monitoring with lichens (after van Haluwyn and van Herk, 2002).

### 2.3 VSEBNOSTI TEŽKIH KOVIN V LIŠAJIH

Poleg mahov so lišaji najpogosteje uporabljeni organizmi za biomonitoring v študijah onesnaženosti zraka s kovinami. Uporaba lišajev v te namene se je razvila na podlagi dolgotrajnih opazovanj odnosa med zračnim onesnaženjem in pojavljanjem različnih vrst lišajev. Lišaji v veliko primerih ob akumulaciji težkih kovin ostanejo neprizadeti (Garty, 1993), lahko pa je pri tem prizadeta tako njihova morfologija kot tudi fiziologija. Ugotovljeno je bilo zmanjšanje preživetja soredijev in počasnejši razvoj pri vrsti *Hypogymnia physodes* v bližini topilnice bakra (Mikhailova in Scheidegger, 2001) in tudi v laboratorijskih poskusih pri tretiranju z manganom (Hauck in Paul, 2005). Van Dobben in sod. (2001) so ugotovili, da večina testiranih elementov ni imela znatnega vpliva na številčnost lišajskih vrst, razen Br, Ca, Sb in As, od katerih z neposredno toksičnostjo povezujejo slednja dva. Pogostejše pa so raziskave učinkov kovin na membrano in posledično na fotosintezo ter metabolizem (Branquinho in sod., 1997a, 1997b; Cabral, 2003; Garty in sod., 2003; Ra in sod., 2005). Različna onesnažila iz termoenergetskih objektov vplivajo na različne fiziološke parametre pri različnih vrstah lišajev različno, zato je pomembno, da pri izbiri biomonitorja upoštevamo tudi vrsto in količino onesnažila, ki ga želimo spremljati (Riga-Karandinos in Karandinos, 1998). Prav tako je s tipom lišajske steljke in količino onesnažil v zraku povezana akumulacija elementov v steljkah lišajev, vendar to ne velja za vse vrste onesnažil; količina žvepla, ki se akumulira v steljkah lišajev, je za razliko od vsebnosti težkih kovin neodvisna od tipa steljke lišaja (St. Clair in sod., 2002a, 2002b).

Lišaji so za namene bioindikacije onesnaženosti okolja bili uporabljeni v mnogih državah; pregled nekaterih novejših raziskav je podan v spodnji tabeli (Preglednica 6).

Preglednica 6: Pregled novejšje uporabe epifitskih lišajev za namene ugotavljanja onesnaženosti zraka s težkimi kovinami po različnih državah.

Table 6: The recent use of epiphytic lichens for the assessment of the heavy metal air pollution in different countries.

država	lišajska vrsta	elementi	literatura
Slovenija	<i>Hypogymnia physodes</i>	Al, As, Ba, Br, Ca, Cd, Ce, Cl, Co, Cr, Cs, Fe, Ga, Hg, I, K, La, Mg, Mn, Mo, Na, Rb, Sb, Sc, Se, Sr, Th, Ti, U, V, W, Zn, Zr	Jeran in sod., 1996; Jeran in Jačimović, 1997; Jeran in sod., 2002, 2007
	<i>Hypogymnia physodes</i>	Pb, Cd, Zn, As	Ruprecht, 2001; Poličnik in sod., 2004
Bosna in Hercegovina	<i>Hypogymnia physodes</i> <i>Parmelia sulcata</i> <i>Evernia prunastri</i> <i>Xanthoria parietina</i>	As, Ba, Ca, Co, Cr, Fe, Sb, Sc, Th, U, Zn	Rosamilia in sod., 2004
Grčija	<i>Anaptychia ciliaris</i> <i>Lobaria pulmonaria</i> <i>Ramalina farinacea</i>	Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn, Ca	Riga-Karandinos in Karandinos, 1998
	<i>Pseudevernia furfuracea</i> <i>Ramalina fastigiata</i> <i>Evernia prunastri</i>	U	Loppi in sod., 2003
	<i>Dirinaria picta</i>	As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn	Ng in sod., 2005
Singapur	<i>Dirinaria picta</i>	As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn	Ng in sod., 2005

se nadaljuje

nadaljevanje

država	lišajska vrsta	elementi	literatura	
Nizozemska	<i>Parmelia sulcata</i>	As, Br, Cd, Cr, Cs, Fe, Hg, La, Ni, Pb, Sb, Se, V, W, Zn	Sloof in Wolterbeek, 1991	
Italija	<i>Parmelia caperata</i>	V	Minganti in sod., 2001	
	<i>Parmelia caperata</i>	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	Loppi in Corsini, 2003	
	<i>Parmelia caperata</i> <i>Parmelia pastillifera</i> <i>Parmelia saxatilis</i> <i>Parmelia sulcata</i>	Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, V, Zn	Minganti in sod., 2003	
	<i>Parmelia sulcata</i>	Al, As, B, Cd, Cu, Fe, Hg, Mo, Pb, S, Sb, Zn	Loppi in Bonini, 2000	
	<i>Cetraria islandica</i> <i>Evernia prunastri</i> <i>Ramalina farinacea</i>	As, Br, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Ni, Pb, S, Sb, V, Zn	Cercasov in sod., 2002	
	<i>Xanthoria parietina</i>	As, Cd, Cr, Ni, Pb, V, Zn, Hg	Scerbo in sod., 2002	
	<i>Xanthoria parietina</i>	Cd, Cr, Ni, Pb, V, Cu, Zn, Fe, Al	Brunialti in Frati, 2007	
	<i>Parmelia</i> sp. <i>Xanthoria parietina</i>	Al, B, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb, S, Zn	Loppi, 2001	
	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Al, As, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb, Ti, V, Zn	Adamo in sod., 2003	
	<i>Flavoparmelia caperata</i>	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	Loppi in sod., 2004	
	<i>Hypogymnia physodes</i> <i>Parmelia sulcata</i> <i>Pseudevernia furfuracea</i> <i>Usnea hirta</i>	Al, As, Br, Ca, Cd, Ce, Cl, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, Hg, I, K, La, Mg, Mn, Ni, Pb, Rb, Sb, Sc, Se, Sm, Th, Ti, V, Zn	Bergamaschi in sod., 2007	
	<i>Evernia prunastri</i>	Ag, Al, As, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, Ga, K, Mg, Mn, Ni, Pb, Rb, Se, Sr, Tl, U, V, Zn	Frati in sod., 2005	
	Izrael	<i>Ramalina lacera</i>	Ca, Ti, Al, Si, K, Na, Mg, Ba, Sr, B, Ni, Zn, V, Cr, Mn, Fe, Cu, Pb, Li, S	Garty in sod., 2000, 2001a, 2001b, 2003
		<i>Ramalina maciformis</i>	B, Cd, Co, Cu, Mn, Na, Ni, Pb, Zn, K, Fe, Mn, P, Sr	Garty in sod., 2002a, 2002b
Arizona, ZDA	<i>Xanthoparmelia</i> spp.	Sb, Cd, Ce, Cr, Co, Cu, Dy, Eu, Gd, Au, Ho, Pb, Lu, Nd, Ni, Pd, Pr, Sm, Sc, Ag, Tb, Tm, Sn, U, Yb, Y, Zn	Zschau in sod., 2003	
Romunija	<i>Hypogymnia physodes</i>	Pb, Cu, Zn, Fe	Rusu in sod., 2006	
Francija	<i>Evernia prunastri</i> <i>Ramalina farinacea</i> <i>Hypogymnia physodes</i> <i>Usnea</i> sp.	Co, Cu, Zn, Pb	Cloquet in sod., 2006	

Lišaji imajo vse značilnosti, ki jih kot bioakumulatorji morajo imeti (Conti in Cecchetti, 2001): (1) kopičijo onesnažilo, ki pri sprejetih količinah ne povzroča odmiranja; (2) zanje je značilna velika geografska razširjenost; (3) so zelo številčni; (4) vzorčenje lahko poteka skozi celotno leto; (5) lahko jih je nabirati in uporabljati za študije v laboratorijskih razmerah; (6) vsebnosti onesnažil v lišajih so lahko zelo velike; (7) znana je preprosta soodvisnost med količino onesnažila v lišajih in v okolju; (8) ugotovljena soodvisnost velja na vseh območjih raziskovanja in v vseh razmerah.



Vsi raziskovalci ne uporabljajo enakih vrst organizmov za namene bioindikacijskih študij (zaradi zelo raznolikih geografskih in klimatskih razmer po vsem svetu je to praktično nemogoče) zato je zelo pomembno, da sta čimbolj usklajena tako pristop zbiranja vzorcev kot tudi analitika. Ugotovljeno je bilo, da sta strokovnost in kakovost analiz zelo pomembni tematiki in potrebujeta zato posebno pozornost. Z distribucijo dveh vzorcev lišajev med v raziskavo sodelujoče laboratorije so ugotavljali zanesljivost/točnost analiz in ugotovili, da je v večini laboratorijev bila izvedba analiz zadovoljiva (Smodiš in Bleise, 2002).

### 2.3.1 Pasivni biomonitoring

Zelo pogoste so raziskave onesnaženosti zraka s težkimi kovinami na podlagi določevanja njihove vsebnosti v lišajih, ki jih nabereмо v naravi – pasivni biomonitoring. Ponavadi takšen biomonitoring poteka na obsežnejših območjih, kjer so v naravi še prisotni epifitski lišaji. S takšnim pristopom se ugotavlja onesnaženost posameznih predelov raziskovalnega območja. Pregled nekaterih raziskav ugotavljanja onesnaženosti zraka z določevanjem vsebnosti težkih kovin v epifitskih lišajih je podan tabelarično (Preglednica 7).

Glavna povzročitelja onesnaženosti zraka sta industrija in promet; individualna kurišča prispevajo bistveno manj kot v preteklosti. Za večino industrijskih panog je poznan spekter onesnažil, ki so spuščena v okolje. Težke kovine, ki so sestavni del prašnih usedlin oz. so spuščene v zrak, se kopičijo v steljkah lišajev. Z analizo vsebnosti spektra težkih kovin v lišajih, nabranih na območjih raziskovanja, lahko na podlagi vsebnosti specifičnih težkih kovin sklepamo na to, katera od okoliških industrijskih panog največ prispeva k onesnaženju raziskovalnega območja. Takšen pasivni biomonitoring je bil narejen tudi v Sloveniji na nacionalni ravni (Jeran, 1995; Jeran in sod., 1996). Ugotovljeno je bilo, da je največji vnos kovin v okolje v osrednje-severni Sloveniji, na Bovškem, Goriškem in jugovzhodni Sloveniji. Na podlagi analize elementov v lišajih vrste *Hypogymnia physodes* so z uporabo Monte Carlo statistične metode določili devet različnih emisijskih virov z opredeljenimi vodilnimi elementi. S hkratnim določanjem vsebnosti težkih kovin v lišajih in popisi prisotnih rastnih oblik lišajev (računanje IAP indeksov po slovenski metodi) so ugotovili, da vsebnosti elementov nimajo direktnega negativnega vpliva na diverzitetu lišajev, lahko pa služijo za določevanje tipa najverjetnejšega vira onesnaževanja (Jeran in sod., 2002).

Zaradi ne povsem enakih sposobnosti kopičenja težkih kovin iz zraka je izbira indikatorske akumulatorske vrste za sledenje izpustov iz industrije zelo pomembna pri ugotavljanju onesnaženosti zraka. V severozahodni Italiji so s štirimi različnimi vrstami lišajev iz rodu *Parmelia* ugotavljali odstopanja v vsebnostih težkih kovin od referenčnega (naravnega) stanja in ugotovili značilne razlike med vrstami za vsebnosti cinka, mangana, svinca in vanadija. Zaradi tega je pri raziskavah onesnaženosti večjih območij potrebno izbrati takšno vrsto lišaja, ki je na celotnem območju prisotna, saj lahko v nasprotnem primeru rezultate napačno interpretiramo oz. mora biti uporaba več različnih vrst lišajev prej preverjena in je potrebno ugotoviti soodvisnost med vsebnostmi elementov in vrsto lišaja, ki smo jo uporabili kot bioindikator (Minganti in sod., 2003).

V letu 2001 je v Franciji vsebnost Pb v lišajih ob cestah še vedno bila pokazatelj onesnaženosti zaradi prometa, saj je bil osvinčen bencin v tistem obdobju še vedno na razpolago, čeprav so bile vsebnosti Pb v lišajih manjše kot v preteklosti (Cuny in sod., 2001). Vsebnosti težkih kovin v lišajih so bile v pozitivni soodvisnosti s prometno obremenitvijo cest (Cuny in sod., 2001).

Preglednica 7: Vsebnosti težkih kovin v steljkah lišajev; podane so aritmetične sredine, v oklepaju pa minimalne in maksimalne vsebnosti oz. standardna deviacija (mg/kg suhe teže).

Table 7: Heavy metal content in lichens; arithmetic means are given; the minimum and maximum levels or standard deviations are presented in parenthesis (mg/kg dry weight).

Država	Vrsta lišaja	Cd	Pb	Zn	As	Vir
Slovenija	<i>Hypogymnia physodes</i>	1,05 (0,31-5,42)	/	90,2 (47,3-151)	1,24 (0,57-2,97)	2
	<i>Hypogymnia physodes</i>	0,76 (±0,19)	26,5 (±9,19)	57,3 (±12,1)	0,51 (±0,17)	3
	<i>Hypogymnia physodes</i>	0,75 (<0,2-2,45)	/	95,3 (45,6-182)	0,53 (0,18-1,39)	9
Nizozemska	<i>Parmelia sulcata</i>	2,0 (0,8-5,8)	/	90 (80-630)	5,7 (1,7-17)	1
	<i>Parmelia sulcata</i>	2,8 (0,6-21)	147 (3,1-367)	210 (61-1100)	5,7 (0,5-17)	1
Grčija (Megalopolis)	<i>Anaptychia ciliaris</i>	3,09 (1,26-5,05)	8,60 (3,6-12,6)	31,2 (23,3-41,9)	/	4
	<i>Lobaria pulmonaria</i>	3,42 (1,56-6,40)	9,76 (3,9-21,1)	28,16 (16,9-59,4)	/	4
	<i>Ramalina farinacea</i>	3,80 (2,18-7,06)	11,2 (5,1-19,5)	19,5 (15,8-25,6)	/	4
Italija (Toskana)	<i>Xanthoria parietina</i>	0,23 (0,09-0,57)	3,44 (0,9-27,7)	30,15 (5,5-80,5)	0,12 (0,04-0,90)	5
Italija (Pistoia)	<i>Parmelia caperata</i>	0,24 (±0,03)	16,2 (±2,1)	41,4 (±5,8)	/	6
Italija (Montecatini)	<i>Flavoparmelia caperata</i>	0,52 (±0,24)	66,7 (±51,3)	54,0 (±8,9)	/	11
	<i>Flavoparmelia caperata</i>	0,33 (±0,18)	35,3 (±24,9)	43,0 (±6,4)	/	11
Italija (SZ del)	<i>Parmelia caperata</i>	0,58 (0,11-1,44)	33,4 (2,8-65,1)	62,6 (25,4-186)	/	13
Arizona (Maricopa)	<i>Xanthoparmelia</i> spp.	0,46 (0,21-1,14)	29,4 (8,0-101)	50,9 (29,2-70,3)	/	7
Francija	<i>Evernia prunastri</i>	0,30 (0,15-1,20)	9,76 (3-29)	61,8 (34-119)	/	8
	<i>Hypogymnia physodes</i>	0,40 (0,18-0,68)	28,4 (4-72)	100 (30-168)	/	8
	<i>Ramalina farinacea</i>	0,26 (0,18-0,48)	11,4 (4-49)	61,8 (31-141)	/	8
Bosna in Hercegovina	<i>Hypogymnia physodes</i>	/	/	55 (±1,9)	1,15 (±0,04)	10
Singapur (Sembawang)	<i>Dirinaria picta</i>	0,23 (±0,01)	10,3 (±0,29)	74,2 (±1,70)	2,06 (±0,14)	12

Opombe: 1 – Sloof in Wolterbeek, 1991; 2 – Jeran in sod., 1996; 3 – Jeran in sod., 2002; 4 – Riga-Karandinos in Karandinos, 1998; 5 – Scerbo in sod., 2002; 6 – Loppi in Corsini, 2003; 7 – Zschau in sod., 2003; 8 – Cloquet in sod., 2006; 9 – Jeran in sod., 2007; 10 – Rosamilia in sod., 2004; 11 – Loppi in sod., 2004; 12 – Ng in sod., 2005; 13 – Minganti in sod., 2003.

V Franciji so na podlagi določevanja vsebnosti težkih kovin v lišajih, analize aerosolov in analize vzorcev neosvinčenega bencina ugotavljali relativni prispevek antropogenih virov pri onesnaževanju zraka. Za vsebnosti Pb in Cd v lišajih in izračunane faktorje obogatitve so ugotovili radialno porazdelitev od centra mesta, sledilo je občutno zmanjšanje v radiju 4 ali 5 km in nato manj intenziven upad proti bolj ruralnim predelom. Kljub bolj povečanim vsebnostim Cu in Zn podobnega vzorca porazdelitve za ta dva elementa niso ugotovili. Z analizo stabilnih izotopov Pb in računanja njihovih razmerij ( $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ ) so ugotovili, da prihaja na raziskovalnem območju do onesnaževanja zraka s svincem iz industrije in tudi zaradi posledic onesnaževanja zraka s Pb iz osvinčenega bencina v preteklosti (Cloquet in sod., 2006). Za razumevanje odlaganja kovin v atmosfero in s kovinami povezanih virov v urbanih predelih je smiselna kombinacija ugotavljanja vsebnosti elementov v okolju in ugotavljanje razmerij stabilnih izotopov, ki je za določeno vrsto onesnaževanja znano (Bellis in sod., 2002a, 2002b, 2004, Oh in sod., 2004; Cloquet in sod., 2006).

Pri raziskavah vsebnosti in kopičenja težkih kovin v steljkah lišajev lahko ugotovimo, da vzorci pojavljanja in kopičenja določenih raziskovanih težkih kovin sovpadajo. Z raziskavo v Italiji so ugotovili (Castello in sod., 1995), da je v okolici zelo prometnih cest močno povečana količina Ni, Cr, Pb in Cd. Z računanjem različnih indeksov so opredelili tudi predele, ki so bolj obremenjeni s spektrom težkih kovin oz. je prevladujoča le posamezna težka kovina (Nimis in sod., 1999).

Z raziskavami v Singapurju so ugotovili, da so največje vsebnosti Zn, Cu in Pb izmerili v lišajih iz območij, bogatih z nafto, močno razvito industrijo in povečanim prometom (Ng in sod., 2005). Na podlagi analiz vsebnosti težkih kovin v lišajih spada Singapur med bolj onesnažena mesta, saj so povprečne vsebnosti merjenih težkih kovin v zgornjih mejah po literaturi znanih vrednosti za druge države istega pasu (Ng in sod., 2005).

Kljub počasni rasti lišajev se lišaji zelo hitro odzovejo na spremembe v okolju oz. na količino onesnažil v okolju, tudi na zmanjšanje količine onesnažil, zaradi česar so primerni tudi za ugotavljanje letnih sprememb v onesnaženosti s pomočjo pasivnega monitoringa (Loppi in sod., 2004). V centralni Italiji so od leta 1993 do 1999 spremljali vsebnosti težkih kovin v lišajih in ugotavljali časovne spremembe ter ugotovili, da so se vsebnosti z leti manjšale. Izboljšanje stanja lišajevskih združb ter manjšanje vsebnosti težkih kovin v lišajih je posledica prehoda ogrevalnih sistemov na metan (s tem se je zmanjšal vnos  $\text{SO}_2$  v okolje) in uporabe neosvinčenega bencina (manjši izpusti Pb), promet pa ostaja glavni vir onesnaževanja na tem območju (Loppi in sod., 2004).

V Toskani v Italiji so z epifitskim lišajem *Xanthoria parietina* spremljali onesnaženje zraka s težkimi kovinami in na podlagi frekvence pojavljanja na onesnaženje najbolj občutljivih vrst epifitskih lišajev ocenjevali kakovost zraka (Scerbo in sod., 1999, 2002). Določali so vsebnost As, Cd, Cr, Ni, Pb, V, Zn in Hg v lišajih, nabranih na 52 različnih lokacijah, in na podlagi rezultatov opredelili predele raziskovanega območja, ki so s kovinami bolj obremenjeni. Ugotovljeno je bilo, da je zrak v pokrajini Pisa (Scerbo in sod., 2002) boljši kot v pokrajini Livorno (Scerbo in sod., 1999), tudi ob upoštevanju različnih klimatskih in orografskih značilnosti obeh območij, kar je lahko vplivalo na prisotnost vrst lišajev in posledično tudi na oceno kakovosti zraka (Scerbo in sod., 2002).

Z obsežno raziskavo v severovzhodni Italiji so določali 3 indekse glede na vsebnost težkih kovin v lišajih, ki so jih nabrali na 155 lokacijah. Rezultate so interpretirali na podlagi določanja stopnje odstopanja od naravnih razmer, za katere so razvili sedem razredno lestvico (razdelitev v lestvici temelji na porazdelitvah številnih meritev vsebnosti težkih kovin po celotni Italiji v obdobju 10 let). Določali so indeks naravnosti (kaže na število kovin, katerih vsebnosti so v mejah naravnih razmer), indeks okoljskih sprememb (kaže na število kovin, ki močno odstopajo od naravnih razmer) in indeks potencialne toksičnosti (ta se izračuna iz indeksa sprememb, vsaka kovina pa ima svojo težo glede na njeno toksičnost). Ugotovili so, da je predel okrog Vidma (Udine) zelo močno onesnažen z večino merjenih kovin, medtem ko so na nekaterih drugih lokacijah problematične zgolj posamezne težke kovine (Nimis in sod., 1999).

Lišaji so znani kot zelo dobri in učinkoviti zgodnji sistemi za zaznavanje znakov spreminjajočega se okolja v gozdnih ekosistemih, zelo hitro kopičijo težke kovine, ki se nanje usedajo. V centralni Italiji so v šestih obsežnih gozdnih ekosistemih ugotavljali prisotnost težkih kovin v okolju s pomočjo analize njihovih vsebnosti v epifitskem lišaju *Parmelia caperata*. Rezultati so pokazali, da so vsebnosti težkih kovin v lišajih centralno-italijanskih gozdov relativno majhne, zato posledično ni pričakovati tveganja onesnaženosti okolja s težkimi kovinami v teh gozdovih (Loppi in Pirintsos, 2003). Samo v dveh od šestih raziskovanih gozdov so ugotovili potencialno tveganje; v enem so bile nekoliko povečane vsebnosti Pb v lišajih, kar kaže na povečan cestni promet zaradi precej velikega pritiska turizma na tem območju, v drugem primeru pa naj bi šlo za daljinski transport Mn, Cr in Ni iz nekoliko oddaljene jeklarne (Loppi in Pirintsos, 2003). Enako vrsto epifitskega lišaja so uporabili tudi za raziskave onesnaženosti zraka v mestu Pistoia v Toskani (Loppi in Corsini, 2003). Vzporedno z analizami vsebnosti težkih kovin so opravili tudi popise prisotnih vrst. Glede na to, da so se na tem območju koncentracije SO<sub>2</sub> v zraku v zadnjem obdobju zmanjšale, koncentracije NO<sub>x</sub> pa so ostale velike, so predvidevali, da je glavni onesnaževalec območja promet; vendar relativno majhne vsebnosti Pb v lišajih niso skladne s to razlago, zato avtorji zaključujejo, da je glavni vir onesnaževanja območja hišno ogrevanje (Loppi in Corsini, 2003).

V Italiji so v zadnjem času zelo spodbujane t.i. geotermalne elektrarne. Zelo dobro je poznana povezava nahajališč živega srebra in vročih vrelic. Z raziskavo na območju geotermalnega vrelica v centralni Italiji so ugotovili, da so povečane koncentracije Hg v okolju predvsem posledica odlaganja odpadkov cinobra in manj posledica obratovanja geotermalne elektrarne v okolici (Loppi, 2001), kar so ugotavljali s primerjavo rezultatov vsebnosti Hg in nekaterih drugih težkih kovin v epifitskih lišajih iz obdobja pred začetkom obratovanja elektrarne z vsebnostmi po začetku njenega obratovanja. Na območju termalnih vrelic in fumarol v bližini geotermalne elektrarne je sicer bilo ugotovljeno kopičenje Hg, S in Al, vendar so te vsebnosti bile zelo primerljive s tistimi v neposredni bližini geotermalnih elektrarn (Loppi in Bonini, 2000). Nadalje je bilo ugotovljeno, da so fumarole zelo pomemben vir atmosferskega As (Loppi in Bonini, 2000).

Ena od prednosti raziskav onesnaženosti zraka z lišaji je tudi možnost opravljanja retrospektivnih analiz v smislu primerjave vsebnosti težkih kovin v lišajih iz zdajšnjega obdobja s tistimi iz preteklosti – podatke o slednjih dobimo z določevanjem vsebnosti v lišajih iz herbarijskih zbirk (Zschau in sod., 2003; Loppi in sod., 2003). V ameriški zvezni državi Arizona so opravili obsežno raziskavo onesnaženosti zraka na podlagi analize vsebnosti težkih kovin v lišaju iz rodu *Xanthoparmelia*. Vsebnosti večine merjenih kovin so bile primerljive z vrednostmi, ki so značilne za relativno neonesnažena območja, le v zelo urbaniziranih območjih so bile ugotovljene povečane vsebnosti Zn, Cu, Pb in Cd v lišajih. Na podlagi primerjave z vsebnostmi v lišajih iz herbarija je bilo ugotovljeno, da so vsebnosti Pb v zadnjih 30 letih upadle za 71 %, medtem ko so se vsebnosti Zn ponekod povečale za kar 245 % (Zschau in sod., 2003). Na podlagi prostorske porazdelitve vsebnosti Cd, Cu, Ni, Pr, Pb in Cu Zschau in sodelavci (2003) sklepajo, da so glavni viri onesnaženja na raziskovalnem območju kmetijstvo, rudarjenje, industrija in promet.

Prav zaradi znane vsesplošne razširjenosti lišajev so le-ti uporabljeni tudi pri raziskavah onesnaženosti vojnih območij, saj je bilo ugotovljeno, da so lišaji tudi dobri akumulatorji urana iz zraka in so kot taki primerni bioindikatorji onesnaženosti z uranom (Golubev in sod., 2003). Na območju Balkana, kjer je v poznih devetdesetih letih prejšnjega stoletja potekala vojna, so s pomočjo epifitskih lišajev ugotavljali vpliv okolja in tveganje za zdravje ljudi kot posledico uporabe osiromašenega urana v vojne namene (Loppi in sod., 2003; Rosamilia in sod., 2004; Jia in sod., 2005). Ugotavljali so prispevek konflikta na Kosovu v letu 1999 na naravno raven urana na tem območju, ko so uporabljali protitankovsko strelivo iz osiromašenega urana (Loppi in sod., 2003). Ugotovili so, da so povprečne vsebnosti U v lišajih bile na ravni vsebnosti lišajev, ki so po podatkih iz literature znane za druge države, in da so manjše od vsebnosti v lišajih, ki so bili nabrani na območjih z naravnim ali antropogenim virom U. Z meritvami stabilnih izotopov U so ugotovili, da na tem območju osiromašen uran ni prisoten (Loppi in sod., 2003). Za območje Bosne in Hercegovine, kjer so potekali hudi boji v letih 1994 – 1995, so ugotovili, da je tudi 8 let po zaključku vojne še vedno prisotna kontaminacija nekaterih območij z osiromašenim uranom; največje koncentracije večine ne-radioaktivnih elementov pa so bile ugotovljene za lokacije, kjer so uničevali mine (Rosamilia in sod., 2004). Na območju Srbije in Črne gore so poleg bioloških vzorcev (lišajev in skorje dreves) analizirali tudi vzorce zraka in vode. Ugotovili so, da je vsebnost urana v lišajih iz vojnega območja takrat še skupne države večja, kot v lišajih iz kontrolnih območij (še posebej v Črni gori), kar je nakazovalo na splošno površinsko kontaminacijo z osiromašenim uranom, čeprav so bile vsebnosti zelo majhne (Jia in sod., 2005). V vzorcih zraka so bile vsebnosti v razponu naravnih vsebnosti urana, medtem ko so v vzorcih vode izmerili mnogo manjše vsebnosti kot v vodi v centralni Italiji in pod mejo, ki jo je določila Svetovna zdravstvena organizacija za pitne vode (Jia in sod., 2005). Avtorji so zaključili, da iz radio-toksikološkega vidika ne obstaja pomembno tveganje na raziskovanih območjih v Srbiji in Črni gori v smislu možnosti kontaminacije pitne vode, zraka in/ali rastlin z osiromašenim uranom.

### 2.3.2 Aktivni biomonitoring

V primerih, ko lišaji na določenem območju zaradi prevelike onesnaženosti ne uspevajo (Gailey in sod., 1985) ali če je potrebno spremljati odlaganje elementov v točno določenem časovnem obdobju (Pilegaard, 1979; Herzig in sod., 1989; Sloof, 1993), je primerna uporaba aktivnega biomonitoringa, t.j. presaditve lišajev na raziskovalno območje za določeno obdobje. Ugotavljamo lahko kopičenje težkih kovin in/ali radionuklidov v steljkah izpostavljenih lišajev in na podlagi njihove vsebnosti sklepamo na njihovo prisotnost v okolju; že večkrat je bilo dokazano, da vsebnosti težkih kovin odražajo njihove koncentracijske gradiente v zraku (Jeran in Jačimović, 1997). Zelo pogosta je uporaba aktivnega biomonitoringa na območjih večjih točkovnih virov onesnaževanja, npr. v okolici termoenergetskih objektov ali v okolici večjih industrijskih središč.

Preglednica 8: Vsebnosti nekaterih kovin v steljkah lišajev po izpostavitvi na emisijska območja. Podana so povprečja (aritmetične sredine) s standardnimi deviacijami (mg/kg suhe snovi).

Table 8: Heavy metal content in lichen thalli after the exposure to polluted areas. The mean contents with standard deviations are shown (mg/kg dry weight).

Država (območje)	Vrsta lišaja	Leto	Cd	Pb	Zn	As	Vir
Slovenija (Mislinski jarek)	<i>Hypogymnia physodes</i>	1992-93	0,89 ±0,11	/	66,2 ±7,14	0,82 ±0,09	1
Slovenija (Podvolovjek)	<i>Hypogymnia physodes</i>	1992-93	0,64 ±0,07	/	95,4 ±3,9	0,81 ±0,11	1
Slovenija (Šaleška dolina)	<i>Hypogymnia physodes</i>	2001-04	0,69 ±0,18	21,8 ±5,09	114 ±17,2	0,80 ±0,48	5
Italija (Vette Feltrine)	<i>Cetraria islandica</i>	1996-97	/	10,5 ±2,9	27,8 ±5,6	0,23 ±0,05	2
	<i>Evernia prunastri</i>	1996-97	/	13,9 ±7,2	26,7 ±2,6	0,32 ±0,02	2
	<i>Ramalina farinacea</i>	1996-97	/	12,4 ±3,8	26,8 ±3,2	0,35 ±0,07	2
Italija (centralna Italija)	<i>Evernia prunastri</i>	2002	0,12 ±0,01	4,91 ±0,98	40,8 ±33,2	0,35 ±0,03	4
		2003	0,11 ±0,02	9,54 ±3,25	36,7 ±7,41	0,36 ±0,05	4
Izrael (Haifa Bay)	<i>Ramalina lacera</i>	1996-97	/	26,2 ±7,57	66,8 ±3,19	/	3
Izrael (Mount Carmel)	<i>Ramalina lacera</i>	1996-97	/	21,7 ±3,65	43,4 ±7,29	/	3

Opombe: 1 – Jeran in Jačimović, 1997; 2 – Cercasov in sod., 2002; 3 – Garty in sod., 2001a; 4 – Frati in sod., 2005; 5 – Poličnik in sod., 2004.

Pri uporabi aktivnega monitoringa je potrebno upoštevati več različnih dejavnikov, ki lahko vplivajo na odlaganje težkih kovin in na njihovo kopičenje. Tako je potrebno pazljivo izbrati vrsto lišaja, ki ga bomo izbrali kot bioindikator (Riga-Karandinos in Karandinos, 1998; Minganti in sod., 2003). Zaradi možnega vpliva lege izpostavljenih lišajev in neposrednega vpliva padavin so pri raziskavah kopičenja težkih kovin v presajenih lišajih preučili tudi ta vidika. Ugotovljeno je bilo, da na kopičenje težkih kovin vpliva predvsem orientacija izpostavljenih lišajev in nekoliko manj neposredna izpostavljenost padavinam (Ayrault in sod., 2007).

Rezultate aktivnega monitoringa je mogoče podajati kot razliko med končno vsebnostjo v presajenih lišajih in začetno vsebnostjo glede na vrednost referenčne lokacije, iz katere so bili lišaji presajeni (Mikhailova, 2002; Poličnik in sod., 2004) ali kot razmerje med končnimi in začetnimi vsebnostmi – EC razmerje (angl.: *exposed-to-control ratio* – *EC ratio*) (Jeran in sod., 1996; Jeran in Jačimović, 1997; Frati in sod., 2005). Na glede na to, za kakšno predstavitev rezultatov se odločimo, dobimo glede stopen kopičenja kovin in primerjave med različnimi lokacijami/območji enake rezultate, zato sama izbira predstavitev izmerjenih vsebnosti ne vpliva na rezultate primerjav.

Na območje rudnika urana v Žirovskem vrhu v Sloveniji so presadili epifitski lišaj *Hypogymnia physodes* ter določali razlike v vsebnostih dolgoživih radionuklidov  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  in  $^{210}\text{Pb}$  pred izpostavitvijo in po njej (Jeran in sod., 1995). Vsebnosti so primerjali tudi z vsebnostmi v lišajih, ki so jih našli v okolici rudnika v naravnem okolju. Ugotovili so, da je vsak od merjenih radionuklidov imel svojo različno prostorsko porazdelitev. Največje vsebnosti  $^{226}\text{Ra}$  so bile izmerjene v lišajih, izpostavljenih na območju suhega odlagališča jalovine, največje vsebnosti  $^{238}\text{U}$  v bližini sedaj že zaprte proizvodnje uranovega oksida oz. t.i. "rumene pogače" v Todražu, vsebnosti  $^{210}\text{Pb}$  pa so bile največje in najbolj enakomerno porazdeljene po celotnem raziskovalnem območju (Jeran in sod., 1995).

Z izpostavitvijo lišaja vrste *Hypogymnia physodes* v letih 1999 – 2002 na več lokacij v Sloveniji je bilo ugotovljeno, da med leti ni prišlo do razlik v kopičenju Pb, As, Cd in Zn. Za merjene težke kovine obstajajo različne prostorske porazdelitve, kar je bilo glede na lokacije okrog različnih točkovnih virov onesnaževanja tudi pričakovati (Poličnik in sod., 2004).

Z raziskavami v centralni Italiji so na podlagi ugotavljanja EC razmerja za posamezne elemente ugotovili, da so v letu 2003 vsebnosti elementov, ki so značilni za topilniško dejavnost, manjše kot v letu 2002, kar pomeni, da je onesnaževanje v letu 2003 manjše, medtem ko so vsebnosti oziroma EC razmerja elementov, značilnih za rafinerijo nafte, ostala nespremenjena (Frati in sod., 2005).

Območje raziskovanja je lahko okolica večjih virov onesnaževanja, kjer je zaradi onesnaženosti naravna lišajska vegetacija okrnjena in mnogih vrst lišajev ni več. Za ugotavljanje primernosti treh različnih vrst lišajev (*Cetraria islandica*, *Evernia prunastri* in *Ramalina farinacea*) so le te presadili na šest lokacij z različnim tipom zračnih onesnažil v treh državah (Nemčiji, Italiji in Romuniji) z različnimi klimatskimi razmerami. Pri vseh treh vrstah so ugotovili sposobnost kopičenja kovin; od naštetih vrst so opredelili vrsto *Evernia prunastri* kot najprimernejšo za bioindikacijske študije (Cercasov in sod., 2002). Za opredelitev najprimernejše vrste lišaja za bioindikacijo so poleg začetnih vsebnosti kovin pomembne še vrednosti akumulacijskih faktorjev relativno glede na skupni used (kvantitativno merilo za oceno sposobnosti kopičenja), medvrstni kalibracijski faktor in učinkovitost zadrževanja (Cercasov in sod., 2002). S presaditvijo lišajev vrste *Hypogymnia physodes* na 40 km območje (transekt) odlagališča nevarnih odpadkov v bližini mesta Zlatna v Romuniji in analizo vsebnosti težkih kovin Pb, Cu, Zn in Fe so potrdili depozicijo kovin zaradi točkovnega vira (Rusu in sod., 2006).

V Izraelu za potrebe aktivnega monitoringa zaradi pomanjkanja substrata (dreves) na bolj onesnaženih območjih v okolici industrijskih središč ne uporabljajo epifitskih vrst lišajev, temveč predvsem lišaje, ki rastejo na kamnih, skalah. Ugotovljeno je bilo, da je vrsta lišaja *Ramalina lacera* zelo dober akumulator elementov, saj se le ti kopičijo v opaznih količinah v tej vrsti lišaja (Garty in sod., 2000, 2001a, 2001b, 2003). Z raziskavo v okolici termoelektrarne v kraju Hadera so ugotovili, da je to območje manj onesnaženo kot nekatera druga z industrijo zelo obremenjena območja Izraela (Garty in sod., 2003). Zelo onesnaženo je industrijsko območje Haifa Bay, kjer so rafinerija nafte, jeklarna in seveda tudi zelo gost promet (Garty in sod., 2000; 2001a; 2001b). Tudi za drugo vrsto lišaja iz istega rodu, za vrsto *Ramalina maciformis*, so potrdili primernost za uporabo kot bioindikatorja (Garty in sod., 2002a, 2002b). V puščavi Negev v Izraelu so ugotovili, da se v lišajih težke kovine kopičijo in da je prisotno onesnaževanje z njimi, vendar je to onesnaženje lokalne narave in omejeno na nekaj sto metrov od vira onesnaževanja (Garty in sod., 2002a, 2002b).



Slika 6: Primer z epifitskim lišajem *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. močno obrasle veje smreke, ki smo jo za namene aktivnega monitoringa presadili v Vnajnarje. Vejo smreke smo s plastičnimi vezalkami pritrdili na zunanji del smreke v bližini postaje ekološkega informacijskega sistema.

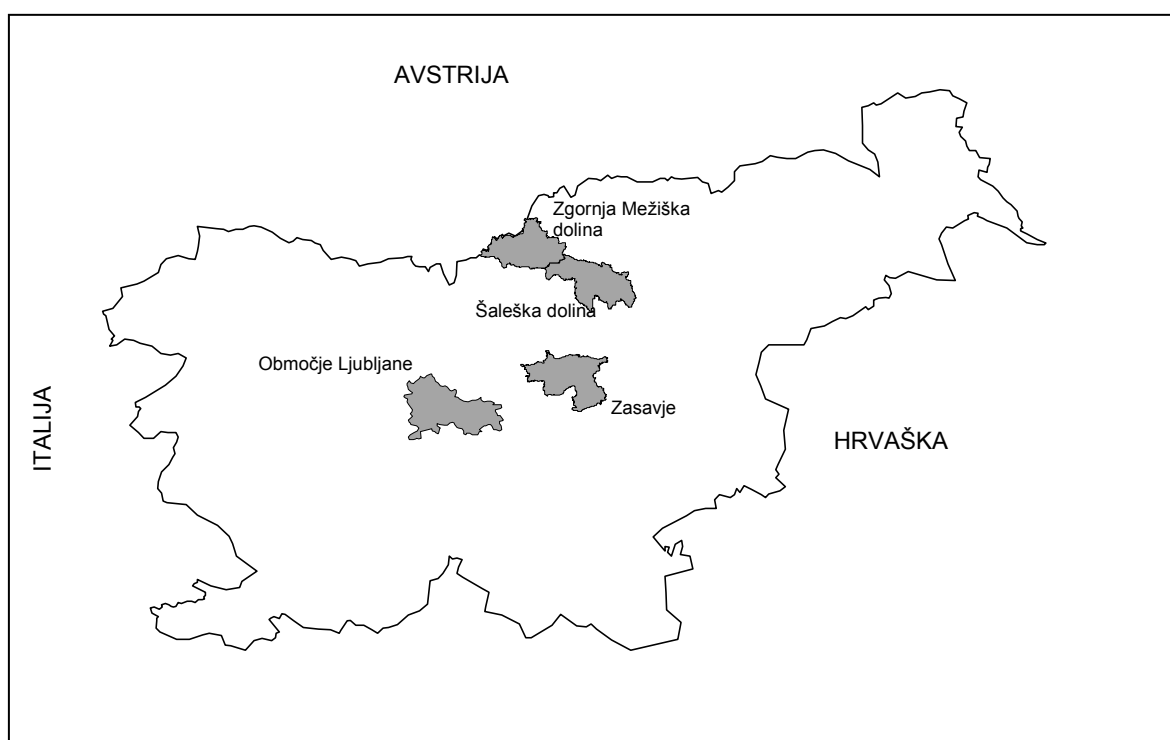
Figure 6: Spruce branch covered with epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. was transplanted at Vnajnarje. Spruce branch was fastened with plastic laces to the peripheral branches of spruce near to the ecological information system station.



### 3 MATERIAL IN METODE

#### 3.1 OPIS RAZISKOVALNEGA OBMOČJA

Raziskava je potekala v štirih območjih Slovenije, kot je prikazano na spodnji karti (Slika 7). Raziskava popisa prisotnih vrst epifitskih lišajev in določitev kakovosti zraka je bila omejena na Šaleško dolino, kjer smo naredili popis na 14 lokacijah, ki bodo podrobneje opisane v nadaljevanju disertacije. Ocenjevanje onesnaženja okolja s težkimi kovinami smo opravili z izpostavitvijo lišajev na osmih različnih lokacijah v bližini večjih točkovnih virov onesnaženja. Od tega so bile štiri (Velenje, Šoštanj, Zavodnje in Veliki Vrh) v Šaleški dolini, kjer je največji točkovni vir Termoelektrarna Šoštanj, dve (Žerjav1 in Žerjav2) v Zgornji Mežiški dolini, kjer je topilnica svinca, ena (Dobovec) v Zasavju, kjer je Termoelektrarna Trbovlje in ena (Vnajnarje) pri Ljubljani na mestu spremljanja koncentracij onesnažil v zraku zaradi obratovanja Termoelektrarne-toplarne Ljubljana.



Slika 7: Raziskave so potekale na štirih različnih območjih v Sloveniji; lišaji kot odzivni bioindikatorji so bili uporabljeni v Šaleški dolini.

Figure 7: Researches were carried out in four different areas in Slovenia; lichens were used as reactive bioindicators in the Šalek Valley.

### 3.1.1 Šaleška dolina

Opis razmer v Šaleški dolini povzemamo po delih raziskovalcev iz Inštituta za ekološke raziskave ERICo Velenje, ki so sintezno že večkrat obdelali geografske, klimatske in vegetacijske značilnosti Šaleške doline (Šalej, 1999; Svetina, 1999; Pokorny, 2003). Izraz "Šaleška dolina" v disertaciji ne uporabljamo zgolj za samo dolino v ožjem pomenu besede (t.j. ravninski svet v porečju reke Pake, ki leži med Smrekovcem na zahodu, vzhodnimi Karavankami na severu, Paškim Kozjakom na vzhodu in Ložniškim gričevjem na jugu), temveč tudi za njeno hribovito obrobje, ki obkroža ravninsko dno.

Šaleška dolina je uvrščena v osrednjeslovensko predalpsko klimatsko regijo in ima zmernocelinsko podnebje; na jugovzhodu obravnavanega območja se čuti rahel vpliv panonske klime, medtem ko se pozimi v celotni dolini čuti tudi vpliv alpskega podnebja. V obdobju 1961 – 1990 je bila povprečna letna temperatura v Velenju 9,2 °C (povprečna januarjska -1 °C, povprečna julijska 18,8 °C); vegetacijska doba traja v povprečju 239 dni, s temperaturnima pragoma (+5 °C) v drugi dekadi marca in drugi dekadi novembra. V obdobju 1961 – 1990 je padlo povprečno letno 1233 mm padavin, ki so bile dokaj enakomerno razporejene skozi vse leto, a z rahlim viškom poleti in minimumom pozimi (Šalej, 1999). Padavine so na območju celotne doline močno zakisane (najbolj na Velikem Vrhu) (Svetina, 1999). Prevladujoči vetrovi so v smeri severozahod – jugovzhod, kar se ujema s smerjo osi doline; zaradi kotlinskega značaja je prisotno tudi krajevno kroženje zraka, ki je najbolj značilno nad Šoštanjem (zbrano v Pokorny, 2003).

Konec jeseni in pozimi je v območju pogosta temperaturna inverzija, ki je poleg smeri vetrov bistvenega pomena za zelo veliko izpostavljenost onesnažilom v hribovitem obrobju doline. V Šaleški dolini se namreč pojavljata dve inverzijski plasti: (a) prizemna inverzija na nadmorski višini med 360 in 460 m; (b) subsidenčna temperaturna inverzija na nadmorski višini med 750 in 1000 m. Medtem ko prizemna inverzijska plast ščiti pred onesnaženim zrakom dno doline (dimniki TEŠ so visoki 100, 150 in 230 m, zato se največje emisije dogajajo nad plastjo prizemne inverzije), pa zgornja plast subsidenčne inverzije zapre pot dimnim plinom; le-ti se zato kopičijo pod vrhom plasti zraka s temperaturno inverzijo in se nato s pobočnimi vetrovi pomikajo navzdol po pobočjih hribovitega obrobja Šaleške doline, vendar dna doline zaradi prizemne inverzije ne dosežejo (zbrano v Svetina, 1999). Onesnažilom so zato najbolj izpostavljeni predeli, ki ležijo na nadmorski višini med 460 in 750/1000 m.

Za Šaleško dolino je (z izjemo urbanih središč) značilna agrarna ter gozdnata krajina; slednja prevladuje v hribovitem obrobju, kjer gozdna matica obsega več kot 60 % površine, vanjo pa se vključujejo zaplate travnikov, pašnikov, njiv, visokodebelnih sadovnjakov in razloženih naselij. Naravna vegetacija pripada pretežno redu *Fagetalia sylvaticae* Pawl. 28; najbolj razširjene asociacije so *Castaneo-Fagetum sylvaticae* (Mar. & Zup. 79) Mar. & Zup. 95, *Hacquetio-Fagetum* var. geogr. *Anemone trifolia* Koš. 79, *Ostryo-Fagetum* M. Wrab. Ex Trin. 72, *Blechno-Fagetum* Ht. Ex Mar. 70 in *Arunco-Fagetum* Koš. 62. Gozdna vegetacija je antropogeno spremenjena; najpogosteje zastopana drevesna vrsta je smreka (*Picea abies* (L.) Karsten); pogoste so tudi bukev (*Fagus sylvatica* L.), rdeči bor (*Pinus sylvestris* L.), bela jelka (*Abies alba* Mill.), graden (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) in pravi kostanj (*Castanea sativa* Mill.) (zbrano v Pokorny, 2003).

Šaleška dolina s Termoelektrarno Šoštanj (TEŠ) in Premogovnikom Velenje predstavlja najpomembnejše elektroenergetsko središče Slovenije. Pridobivanje električne energije je v preteklosti imelo za posledico veliko onesnaževanje okolja z anorganskimi onesnažili – zlasti s plini (npr. SO<sub>2</sub>), pa tudi težkimi kovinami. Zaradi opaznih negativnih sprememb v okolju (npr. velika osutost drevesnih krošenj, sušenje smreke), pritiska lokalnega prebivalstva in ekološke ozaveščenosti vodstev obeh podjetij so raziskovalci Inštituta za ekološke raziskave ERICo Velenje ter nekaterih drugih raziskovalnih ustanov (Inštitut Jožef Stefan, Gozdarski inštitut Slovenije, Biotehniška fakulteta) konec osemdesetih let začeli z intenzivnimi raziskavami onesnaženosti vseh okoljetvornih sestavin. Proučenost obremenjenosti ekosistemov Šaleške doline s težkimi kovinami je zato med najboljšimi ne le v slovenskem, temveč tudi v širšem evropskem prostoru.

Preglednica 9: Proizvodnja električne energije, količina sežganega premoga in emisije iz TEŠ v obdobju 1980 – 2006 (vir: Rotnik, 2007).

Table 9: Production of electrical energy, coal combustion and emissions from the Šoštanj Thermal Power Plant in the period 1980 – 2006 (source: Rotnik, 2007).

Leto	Elektrika (MWh)	Premog (t)	SO <sub>2</sub> (t)	NO <sub>x</sub> (t)	CO (t)	CO <sub>2</sub> (t)	Prah (t)
1980	3.511.683	4.032.561	89.168	10.322	521	4.084.055	3.151
1981	4.127.072	4.791.563	97.599	11.808	647	4.695.472	3.419
1982	4.170.014	4.975.633	118.124	11.832	619	4.750.702	4.980
1983	4.467.065	5.244.070	123.382	12.221	647	4.931.174	3.741
1984	3.955.766	4.649.297	105.166	10.936	581	4.402.365	3.617
1985	3.703.913	4.563.274	107.021	10.630	553	4.262.893	3.343
1986	3.811.079	4.617.161	106.645	10.809	560	4.342.170	3.630
1987	3.032.540	3.720.927	82.690	9.135	485	3.659.247	2.550
1988	3.464.098	4.180.618	97.402	9.804	507	3.945.283	3.161
1989	3.308.736	3.901.697	93.630	10.360	545	4.054.472	4.604
1990	3.433.551	3.909.290	92.964	12.389	507	3.782.023	5.731
1991	2.928.942	3.393.968	80.390	11.057	440	3.142.725	7.495
1992	3.327.908	3.769.382	79.988	9.009	505	3.587.029	6.085
1993	3.414.135	3.920.132	86.101	9.770	523	3.731.473	8.121
1994	3.237.233	3.617.408	80.516	9.483	484	3.434.461	4.917
1995	3.288.014	3.647.368	51.663	10.025	761	3.581.956	2.765
1996	3.182.124	3.594.074	51.804	10.154	626	3.287.774	1.845
1997	3.565.017	4.043.530	53.093	11.572	739	3.698.747	2.377
1998	3.681.289	4.105.638	55.053	11.963	734	3.821.570	2.316
1999	3.307.712	3.726.093	47.665	9.096	589	3.334.732	1.077
2000	3.453.379	3.717.714	44.253	10.379	541	3.540.040	460
2001	3.784.525	3.981.257	18.071	11.403	693	3.887.053	467
2002	4.146.288	4.210.130	22.871	12.779	931	4.740.476	632
2003	3.951.564	3.934.502	13.334	10.936	1.033	4.366.652	480
2004	4.044.140	4.022.626	7.951	8.877	1.300	4.536.876	419
2005	4.138.660	3.871.295	10.341	9.054	1.236	4.622.632	332
2006	4.268.949	3.863.167	6.190	9.130	1.394	4.662.431	158
<b>Skupaj</b>	<b>98.705.396</b>	<b>110.004.375</b>	<b>1.823.075</b>	<b>284.933</b>	<b>18.701</b>	<b>109.268.417</b>	<b>81.873</b>
<b>Povprečje</b>	<b>3.655.755</b>	<b>4.074.236</b>	<b>67.521</b>	<b>10.553</b>	<b>693</b>	<b>4.046.978</b>	<b>3.032</b>

Opombe: Za obdobje 1980 – 1989 so vrednosti za emitiran prah ocenjene iz meritev za elektrofiltre, ki so bile izvedene v idealnih razmerah; ocene so zato nezanesljive in verjetno močno podcenjene. Z odebeljeno črto sta označeni leti zagona razžvepvalnih naprav na 4. in 5. (zagon je bil konec leta 2000, zato je črta pri letu 2001) bloku TEŠ.

Najpomembnejši točkovni vir emisij v območju je TEŠ, v kateri so v obdobju 1980-2006 za povprečno letno proizvodnjo nekaj čez 3.650.000 MWh električne energije sežgali skupaj prek 110 milijonov ton lignita. Ob tem so bile v zrak emitirane enormne količine plinastih onesnažil, poleg njih pa tudi približno 90.000 t prahu, katerega emisije so (podobno kot emisije SO<sub>2</sub>) drastično upadle po izgradnji naprav za razžveplanje dimnih plinov na četrtem (1995) in petem (konec leta 2000) bloku TEŠ (Preglednica 9).



Slika 8: Termoelektrarna Šoštanj je največji točkovni vir onesnažil v Šaleški dolini.  
 Figure 8: The Šoštanj Thermal Power Plant is the largest point emission source in the Šalek Valley.

V Velenjskem lignitu so bile v letu 2001 izmerjene naslednje povprečne vsebnosti (v mg/kg suhe snovi) težkih kovin: 14,8 mg/kg Pb, 0,20 mg/kg Cd, 8,0 mg/kg As in 108 mg/kg Zn (Rožič in Šimon, 2002). Ob upoštevanju teh podatkov lahko izračunamo, da je v obdobju 1980 – 2006 bilo povprečno letno sežganih 60,3 t Pb, 0,81 t Cd, 32,6 t As in 440 t Zn. Količino v okolje izpuščenih kovin izračunamo tako, da od teh količin odštejemo v elektrofiltrskem pepelu preostale kovine, saj je količina kovin v sadri in žlindri zelo majhna (Rožič in Šimon, 2002). Povprečna letna količina nastalega pepela je v zadnjih sedemnajstih letih znašala 693.043 t (Rotnik, 2007). Ob upoštevanju razlike med količinami težkih kovin v lignitu in pepelu je TEŠ v obdobju 1980 – 2006 v povprečju letno v zrak izpustila 22,7 t Pb, 0,26 t Cd, 5,1 t As in 299 t Zn. Seveda so te številke le grobe ocene, ki ne upoštevajo preostalega premoga v kurišču (žlindra) in količine kovin, ki se v procesu čiščenja dimnih plinov vežejo v sadro. Kljub temu, da so izračunane količine v zrak izpuščenih kovin praviloma manjše, kot so jih na podlagi enkratnega vzorčenja (134 t Pb, 6 t As in 122 t Zn) izračunali Stropnik in sod. (1994), so vendarle v istem rangu velikosti, zato relativno dobro odražajo z elektroenergetsko dejavnostjo nastale emisije težkih kovin v ekosisteme Šaleške doline.

Poleg TEŠ so v Šaleški dolini prisotni še številni drugi viri emisij težkih kovin (npr. promet, industrija, v preteklosti zlasti individualna kurišča). Enormne količine kovin so lahko v zrak izpuščene tudi z naključnimi dogodki – po požaru v galvani tovarne Gorenje v letu 2000 se je npr. bistveno povečala vsebnost Pb in As v padavinah (Svetina, 2002). Točnih emisij iz ostalih virov sicer ne poznamo, zato pa obstajajo številni podatki o imisijah in vsebnostih kovin v padavinah, tleh in rastlinah, ki kažejo, da je prisotnost Pb, Cd, Zn in As v ekosistemih Šaleške doline skoraj izključno antropogenega izvora (Svetina, 1998). Na podlagi poznane količine padavin in vsebnosti težkih kovin v njih je Svetina (2002) izračunala, da je v letih 2000 in 2001 povprečen zračni vnos težkih kovin v Šaleški dolini znašal (v g/ha.letu): 104,2 g Pb, 1,65 g Cd, 22,7 g As in 154 g Zn. V primerjavi s slovenskim povprečjem (288 g Pb in 0,77 g Cd) je v Šaleški dolini precej manjši zračni used Pb, zato pa je dvakrat večji used Cd. V sami dolini (pod pasom prizemne inverzije) predstavlja TEŠ v skupni količini antropogenih emisij bistveno manjši delež kot ostali, praviloma nedefinirani viri (Svetina, 2002).

Na vplivnem območju TEŠ se onesnaženost zraka redno spremlja v okviru ekološkega informacijskega sistema (EIS) TEŠ na osmih stalnih merilnih mestih. Stalna merilna mesta kakovosti zunanjega zraka so Šoštanj, Topolšica, Zavodnje, Graška gora, Velenje, Veliki Vrh, Pesje in Škale. Monitoring stalnih meritev kakovosti zunanjega zraka EIS TEŠ obsega meritve koncentracij SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, PM<sub>10</sub>, prašnih usedlin, monitoring kakovosti padavin, meteoroloških parametrov in radioaktivnosti na enem merilnem mestu v Šoštanju.

Preglednica 10: Pregled srednjih letnih koncentracij SO<sub>2</sub> na merilnih mestih vplivnega območja TEŠ (µg/m<sup>3</sup>) (vir: Rotnik, 2007).

Table 10: Mean yearly SO<sub>2</sub> concentrations at ŠTPP sampling sites (µg/m<sup>3</sup>) (after: Rotnik, 2007).

Leto	Šoštanj	Topolšica	Zavodnje	Graška gora	Velenje	Veliki Vrh
1991	40	40	50	30	20	80
1992	53	58	55	42	20	76
1993	51	55	47	47	20	58
1994	41	34	49	50	13	53
1995	29	20	26	27	6	49
1996	34	20	33	28	10	57
1997	29	18	42	36	11	53
1998	44	20	43	32	10	63
1999	42	17	42	32	10	72
2000	52	18	31	34	7	56
2001	50	11	20	15	5	51
2002	38	14	19	16	7	51
2003	24	16	15	10	8	45
2004	13	6	8	6	6	30
2005	11	5	12	6	4	33
2006	8	4	7	6	5	20

Vplivno območje TEŠ je zaradi emisij iz elektrarne najbolj obremenjeno z SO<sub>2</sub>, koncentracije ostalih onesnažil pa so primerljive s koncentracijami na podobnih območjih v Sloveniji. Iz rezultatov dolgotrajnega niza meritev EIS TEŠ lahko ugotovimo, da se je stanje kvalitete zraka na vplivnem območju TEŠ opazno izboljšalo po letu 1995, ko je bila zgrajena čistilna naprava na bloku 4. Ponovno izboljšanje in padec koncentracij se opazi po letu 2000, ko je začela delovati čistilna naprava na bloku 5. V zadnjih letih se previsoke koncentracije SO<sub>2</sub> sicer občasno še pojavljajo, vendar so ti pojavi zelo kratkotrajni (Rotnik, 2007). Iz preglednice s podanimi srednjimi letnimi koncentracijami SO<sub>2</sub> (Preglednica 10) je razvidno, da so v letu 2006 srednje letne koncentracije SO<sub>2</sub> presegle mejne vrednosti 20 µg/m<sup>3</sup> na lokaciji Veliki Vrh (Uredba o žveplovm dioksidu...). V omenjeni uredbi so za koncentracijo SO<sub>2</sub> predpisani naslednji statistični parametri s pripadajočimi dovoljenimi mejnimi vrednostmi: povprečna celoletna in povprečna zimska koncentracija (za zaščito ekosistemov), maksimalna dnevna in urna koncentracija ter število dni s prekoračeno mejno dnevno, mejno urno ter alarmno 3-urno vrednostjo (za varovanje zdravja).

V letu 2006 je prišlo do naslednjih prekoračitev mejnih vrednosti na vplivnem območju TEŠ: (1) na Velikem Vrhu so bile prekoračene (a) mejna povprečna letna koncentracija, (b) mejna povprečna koncentracija za zimski čas in (c) letno dovoljeno število prekoračitev mejne urne koncentracije, (2) na merilnem mestu Šoštanj je bila dvakrat prekoračena tri-urna alarmna koncentracija.

Emisija SO<sub>2</sub> v TE Šoštanj je sicer zaradi odžveplovalnih naprav močno zmanjšana, a pri polni obremenitvi zaradi omejene zmogljivosti odžveplovalnih naprav občasno še vpliva na višje ležeče kraje v okolici termoelektrarne. Do tega pride, kadar veter neposredno prenaša dimne pline do merilnega mesta (npr. Veliki Vrh), v zimskem času pa se to lahko zgodi ob dolgotrajnejši temperaturni inverziji, ko se dimni plini kopičijo v višje ležeči plasti zraka. Pri močnejšem jugozahodnem vetru pa zaradi vpliva bližnjega hriba zanese turbulenca dimne pline iz nižjih dimnikov tudi do nižje ležečega merilnega mesta v Šoštanju, ki pa glede na lego izven ožjega naseljenega območja za sam Šoštanj ni reprezentativno. V ravninskih krajih (Velenje, Škale, Pesje) je vpliv termoelektrarne zelo majhen in so bile koncentracije SO<sub>2</sub> tudi v letu 2006 majhne.

### 3.1.2 Zgornja Mežiška dolina

Mežiška dolina je po reki Meži imenovana pokrajina na Koroškem; podobno kot v primeru Šaleške doline termin ni omejen le na ravninsko dno, temveč tudi na hribovit in gorat svet, ki ga obrobja. Mežiška dolina meji na severu na Avstrijo, na jugu pa jo greben Smrekovškega pogorja loči od Šaleške in Zgornje Savinjske doline. V zgornjem (zahodnem) delu sega z Olševo in Peco v Karavanke, s severnimi pobočji Raduhe in Smrekovca pa na območje Savinjskih Alp. V spodnjem (vzhodnem) delu sega Zgornja Mežiška dolina do Strojne in Uršlje gore. Za območje je značilna izrazita alpska klima (povprečna letna temperatura 4 – 8 °C, letna količina padavin 1300 – 1600 mm). Območje sodi med najvišje naseljene v Sloveniji, saj segajo obdelovalne površine samotnih kmetij vse do nadmorske višine 1400 m. Poleg Mežice in Črne na Koroškem je edino večje naselje Žerjav, v katerem so stoletja topili svinčevo rudo; zaradi tega je Zgornja Mežiška dolina v celotnem slovenskem prostoru daleč najbolj onesnaženo območje s Pb, pa tudi Cd (Kugonič, 1998; Ribarič Lasnik in sod., 2002).



Slika 9: Žerjav v Zgornji Mežiški dolini z intenzivno topilniško dejavnostjo v preteklosti.

*Figure 9: Žerjav in the Upper Meža Valley with smelting activities in the past.*

Prvi pisni vir, v katerem je na območju Zgornje Mežiške doline omenjena svinčeva ruda, sega v leto 1424, začetek pridobivanja svinca iz nje pa datira v začetek 16. stoletja. Na začetku so rudo na mestu izkopavanj tudi talili, zaradi česar je bila celotna dolina prepletena z majhnimi rudniki in talilnicami. Pridobivanje svinčeve rude se je močno razmahnilo v 17. stoletju, šele v 19. stoletju pa je Leopold Prettner, lastnik in upravitelj rudnika Bleiburg, pričel z združevanjem malih obratov. Združevanje je bilo končano do leta 1893, ki šteje kot začetek metalurške dejavnosti v območju; takrat so rudniki že bili med sabo povezani s podzemnimi rovi, glavna topilniška dejavnost pa se je odvijala v Žerjavu. Leta 1945 so z nacionalizacijo nastali Rudniki svinca in topilnica Mežica, v katerih se je proizvodnja bistveno intenzivirala. Vzporedno z metalurško dejavnostjo so v

tež dolini izdelovali tudi svinčene šibre, svinčene cevi, akumulatorje in valjasto pločevino. Proizvodnja svinca je dosegla višek v sedemdesetih letih prejšnjega stoletja, ko so letno proizvedli približno 28.000 ton te kovine. Kasneje je proizvodnja upadala vse do leta 1989, ko so prenehali s pridobivanjem svinca neposredno iz rude, podjetje pa se je reorganiziralo v družbo MPI (Metalurgija, plastika, inženiring); poleg nje deluje danes v Žerjavu še TAB (Tovarna akumulatorskih baterij) (zbrano v Prpić-Majić, 1996; Kugonič, 1998).

V začetku 20. stoletja so emisije Pb v ozračje dosegale približno 2,5 % celotne proizvodnje oz. približno 100 t/leto. Prve sisteme za filtriranje dimnih plinov so vgradili leta 1923, ki so jih konec šestdesetih zamenjali z vrečastimi filtri, ki so jih dopolnili v letu 1978. Takrat so izhajanje prašnih delcev zmanjšali s 5.000 kg/dan na 70 kg/dan, koncentracija Pb v zraku pa se je zmanjšala za 90 % (Prpić-Majić, 1996). Po prenehanju proizvodnje iz primarnih surovin (1989) je pridobivanje svinca omejeno izključno na predelavo sekundarnih surovin (odsluženi akumulatorji in baterije); povprečna letna proizvodnja svinca se je s tem zmanjšala na 7 t. Hkrati z metalurško dejavnostjo so vseskozi nastajale velike količine odpadkov. Poleg odpadkov v ožjem pomenu besede (žlindra, bobnaste peči, ostanki baterij, plastične mase akumulatorjev), ki se vseskozi odlagajo na urejeno deponijo na Poleni, so z vidika emisij še posebno problematične enormne količine izkopane in odložene kamnine z majhno vsebnostjo Pb – halde (zbrano v Kugonič, 1998).

Izredna onesnaženost okolja v Zgornji Mežiški dolini je imela za posledico, da so se kompleksne raziskave onesnaženosti zraka, vod, tal, rastlinstva, živalstva in ljudi v območju začele že v šestdesetih letih prejšnjega stoletja in so trajale vse do leta 1990 (zbrano v Prpić-Majić, 1996). V devetdesetih letih so bile opravljene le posamezne, med sabo praviloma neuskklajene raziskave posameznih segmentov okolja (zbrano v Ribarič Lasnik in sod., 1999). V letu 2002 smo na Inštitutu za ekološke raziskave ERICo Velenje končali z obsežno in celovito primerjalno študijo onesnaženosti okolja Zgornje Mežiške doline s težkimi kovinami med stanji v letih 1989 in 2001 (Ribarič Lasnik in sod., 2002).

Emisije prahu iz topilnice (oziroma MPI) so vse od leta 1978, ko so pred posodobitvijo sistema vrečastih filtrov dosegle 72 t, izrazito upadala: na 26,6 t (1983), 12,2 t (1988), 4,75 t (1993) in 1,65 t (1998). Vzporedno se je zmanjševala vsebnost Pb v zraku (npr. v Žerjavu: 84 mg/m<sup>3</sup> v letu 1967; 14,1 mg/m<sup>3</sup> v letu 1976; 1,64 mg/m<sup>3</sup> v letu 1988; 0,125 mg/m<sup>3</sup> v letu 1995) (Ribarič-Lasnik in sod., 1999). Vnos Pb v ekosisteme s prašno usedlino se je med obdobjema 1983/85 in 2001/02 zmanjšal za 10 – 20-krat; vnos Zn za 3 – 10-krat; vnos Cd za 20 – 30-krat (Končnik, 2002).



### 3.1.3 Zasavje

Zasavje sestavljajo tri ozke, med seboj povezane doline, v katerih je prevetrenost majhna, kar še dodatno pripomore k slabim razmeram okolja v Zasavju. Za prehodno območje med Alpami in Dinaridi je značilno zmerno celinsko podnebje osrednje Slovenije, s povprečno letno temperaturo med 5,1 °C (Kum) in 10,0 °C (Radeče) ter količino padavin med 1200 in 1300 mm. Osnovna pokrajinska značilnost območja je reliefno zelo razgibano hribovito površje, ki je posledica velikih razlik v nadmorski višini (dolina Save: 200 m; Kum: 1219 m). Levi pritoki reke Save ustvarjajo sistem zelo ozkih in globokih dolin, v katerih je pogosta temperaturna inverzija. Glavna inverzijska plast se običajno nahaja 200 – 280 m nad dnem doline. 10 – 30 m debela plast preprečuje širjenje dimnih plinov v višino, zato jezera hladnega in onesnaženega zraka zapolnjujejo doline skoraj vsako mirno noč, včasih pa vztrajajo tudi nekaj dni. Najbolj kritične so zato razmere v zimskih mesecih. Ob razpadu inverzije se zrak dvigne in razprši v smeri vetra, ki običajno piha s severa in zahoda, zato so onesnažilom najbolj izpostavljene Radeče, Hrastnik in masiv Kuma (zbrano v Flis in sod., 1998; Vidergar Gorjup in Batič, 1999; Ribarič Lasnik in sod., 2001a).



Slika 10: Osamljen, 360 m visok dimnik Termoelektrarne Trbovlje, ki je eden od večjih točkovnih virov onesnažil v Zasavju.

*Figure 10: Lonely, 360 m height chimney of the Trbovlje Thermal Power Plant, which is one of the main point emission sources in the Zasavje region.*

Območje Zasavja je tradicionalna rudarsko-energetska in industrijska regija. Zasavska nahajališča premoga so odkrili leta 1736; prvo znano dovoljenje za izkopavanje premoga je bilo izdano leta 1755, začetek pravega rudarjenja pa datira v leto 1804, ko so v Trbovljah odprli prvi dnevni kop. Leta 1906 je pričela obratovati prva kalorična elektrarna na premog, ki je zadostovala za potrebe Rudnika Trbovlje in rudarskih stanovanj. Leta 1915 je bila zgrajena elektrarna ob Savi, ki je z električno energijo oskrbovala predvsem premogovnike v regiji; leta 1939 je pričela obratovati povečana in modernizirana

elektrarna (Termoelektrarna Trbovlje; TET 1) s 45-metrskim dimnikom; le-tega so leta 1942 zamenjali z novim (110-metrskim), kar je imelo za posledico močno onesnaženje s prahom in SO<sub>2</sub> v okoliškem hribovju. Leta 1943 so zato zamenjali kotel in namestili elektrofiltre. Z močjo 56,6 MW je bila v petdesetih letih TET 1 največja elektrarna v tedanji Jugoslaviji, z dnevnimi emisijami SO<sub>2</sub> okrog 60 t. Leta 1968 je pričela obratovati nova enota (TET 2) z močjo 125 MW in 80 m visokim dimnikom, emisije SO<sub>2</sub> so se povečale na 150 t/dan (koncentracije na najbolj izpostavljenih predelih so bile nad zgornjo možno mejo meritev registrirnih instrumentov), kar je že po nekaj mesecih imelo za posledico propad vegetacije. Leta 1976 so zato zgradili 360 m visok dimnik, ki je segal nad inverzijsko plast; onesnaženje se je razširilo na bistveno širše območje, vendar so lokalno onesnaženje še vedno povzročale emisije iz TET 1. V letu 2005 je bila končana izgradnja odžvepvalne naprave tudi na tej slovenski termoelektrarni (zbrano v Flis in sod., 1998; Ribarič Lasnik in sod., 2001a). Pregled emisij iz TET je za obdobje 1980 – 1999 podan v spodnji tabeli (Preglednica 11).

Preglednica 11: Proizvodnja električne energije, količina sežganega premoga in emisije iz TET v obdobju 1980 – 1999 (vir: Flis in sod., 1998; Ribarič Lasnik in sod., 2001a).

Table 11: Production of electrical energy, coal combustion and emissions from the Trbovlje Thermal Power Plant in the period 1980 – 1999 (from Flis et al., 1998; Ribarič Lasnik et al., 2001a).

Leto	Elektrika (MWh)	Premog (t)	SO <sub>2</sub> (t)	NO <sub>x</sub> (t)	CO <sub>2</sub> (t)	Prah (t)
1980	487.303	600.284	23.434	1.669	586.925	534
1981	426.646	477.711	20.517	1.328	467.080	470
1982	485.321	598.813	23.339	1.665	585.487	645
1983	543.596	673.633	26.141	1.873	658.642	789
1984	605.610	687.485	29.123	1.911	672.186	870
1985	449.529	574.061	23.844	1.596	561.286	781
1986	476.501	519.074	22.915	1.443	507.523	710
1987	617.150	705.679	30.880	1.962	689.975	1.283
1988	374.185	415.137	17.994	1.154	405.899	985
1989	659.480	713.222	31.714	1.710	697.350	1.403
1990	552.534	597.210	25.607	1.606	583.920	1.047
1991	509.481	554.562	21.899	1.323	542.221	800
1992	650.396	746.127	28.661	2.071	729.523	943
1993	621.183	631.321	23.380	1.805	617.272	1.404
1994	662.962	662.962	28.637	1.977	648.208	1.758
1995	614.083	704.826	25.576	1.530	689.141	1.259
1996	531.767	528.798	22.835	1.203	593.796	503
1997	ni podatka	ni podatka	31.244	1.550	727.040	374
1998	ni podatka	ni podatka	33.372	1.478	765.036	252
1999	ni podatka	ni podatka	30.229	1.650	647.087	260
<b>Skupaj</b>	<b>9.267.727</b>	<b>10.390.905</b>	<b>521.341</b>	<b>32.504</b>	<b>12.375.597</b>	<b>17.070</b>
<b>Povprečje</b>	<b>545.160</b>	<b>611.230</b>	<b>26.067</b>	<b>1.625</b>	<b>618.780</b>	<b>854</b>

Za zasavski premog nimamo tako popolnih in natančnih analiz kot za velenjski lignit (manjkajo podatki o deležu pepela in o vsebnostih težkih kovin v njem), zato ocene emisij iz TET v disertaciji ne moremo podati. Tudi ugotovljene vsebnosti kovin v premogu se med dvema letoma (1989 in 1993) močno razlikujejo (Uhan, 1993), zato je tudi ocena količin težkih kovin, ki so bile letno vnesene s premogom v kotle termoelektrarne, zelo nezanesljiva. Upošteva podatke o povprečni vsebnosti težkih kovin na treh kopih v letu 1989 je povprečno letno v procesu sežiganja premoga v TET izgorelo 17,7 t Pb, 52,3 t Cr, 29,3 t Ni, 35,5 t Cu in 185 t Zn; upošteva podatke o vsebnosti kovin v premogu iz leta 1993 pa te številke znašajo: 4,7 t Pb, 0,7 t Cd, 9,2 t Cr, 11,9 t Ni, 8,1 t Cu in 20,9 t Zn. V obeh primerih so izračunane količine precej manjše, kot so bile v primerljivem obdobju sežgane količine težkih kovin v Termoelektrarni Šoštanj.

Poleg TET delujejo v Zasavju še nekateri drugi veliki točkovni viri emisij. Emisije prašnih delcev iz *Industrije gradbenega materiala Zagorje* so konec osemdesetih let za več kot 300-krat presegale zakonsko dopustne količine; po inštalaciji vrečastih filtrov in penastih čistilcev v letu 1991 so se bistveno zmanjšale, tako da današnje emisije ne presegajo mejnih vrednosti. *Tovarna kemičnih izdelkov Hrastnik* je v preteklosti okolje onesnaževala zlasti s fluoridi, vodikovimi kloridi, SO<sub>2</sub> in Hg; z zamenjavo pogonskega goriva (zemeljski plin namesto premoga) in uvedbo dvostopenjskih pralcev plinov v postopku proizvodnje fosforne kisline so v osemdesetih letih zmanjšali emisije plinastih onesnažil; z uvedbo membranskega postopka namesto uporabe Hg-elektrod so v letu 1996 zmanjšali tudi emisije Hg iz obratov elektrolize. V *Cementarni Trbovlje* je dnevno v obtoku okrog 6.000 t prašnih snovi; ob normalnem delovanju elektrofiltrovo znašajo letne emisije prahu približno 60 t, kar je bistveno manj kot v preteklosti (3.600 t letno v obdobju 1964 – 1971; 1.500 t oz. 300 t v naslednjih dveh desetletjih). V Zasavju so v preteklosti predstavljala največji vir emisij *drobna kurišča* (67 % v primeru SO<sub>2</sub>); za ogrevanje stanovanjske enote so v osemdesetih letih povprečno letno porabili 5,2 t premoga; zaradi širjenja plinovodnega in toplovodnega omrežja so se v devetdesetih letih emisije iz individualnih kurišč močno zmanjšale (zbrano v Vidergar Gorjup in Batič, 1999).

Zaradi emisij iz naštetih virov so vsebnosti Pb (18,9 – 17,3 µg/m<sup>3</sup> v letu 1999; 10,5 – 21,0 µg/m<sup>3</sup> v letu 2000; največ v Ravenski vasi) in Cd (0,52 – 1,10 µg/m<sup>3</sup> v letu 1999; 0,49 – 0,69 µg/m<sup>3</sup> v letu 2000; največ na Kumu in Dobovcu) v zraku v Zasavju 10-krat večje kot v Šaleški dolini, medtem ko v vsebnosti Zn (33,7 – 108 µg/m<sup>3</sup> v letu 1999; 30,6 – 73,0 µg/m<sup>3</sup> v letu 2000; največ na Kumu) med območjema ni razlik. Na območju med Trbovljami in Zagorjem so bile na treh lokacijah v novembru 2001 v prašni usedlini izmerjene naslednje vsebnosti težkih kovin: Pb: 3,19 – 8,97 µg/m<sup>2</sup>.dan; Cd: 0,07 – 0,14 µg/m<sup>2</sup>.dan; As: 0,50 – 0,57 µg/m<sup>2</sup>.dan; Zn: 8,57 – 16,9 µg/m<sup>2</sup>.dan (zbrano v Flis in sod., 2002). Zaradi velikih emisij težkih kovin so bile vsebnosti Pb in Cd v lišaju napihnjena hipogimnija, izpostavljenem na Dobovcu, bistveno večje kot v Šaleški dolini, okolici Ljubljane, Brestanice in Krškega; primerljive so bile le z Zgornjo Mežiško dolino (Ruprecht, 2001, Ribarič Lasnik in sod., 2001b). Velike vsebnosti Cd so bile v isti vrsti izpostavljenega lišaja v Zasavju ugotovljene že prej; v okolici Hrastnika so bile ugotovljene tudi povečane vsebnosti As (Jeran, 1995). Vsebnosti Cd, Pb, Zn in Cr v organskem in mineralnem delu gozdnih tal ter v smrekovih iglicah ne odstopajo od povprečnih slovenskih vsebnosti s 16 x 16 km mreže (Ribarič Lasnik in sod. 2001a).

Za ekološko pravilno vodenje elektrarne in kontrolo delovanja vgrajenih čistilnih naprav je za potrebe Termoelektrarne Trbovlje Institut Jožefa Stefana v Ljubljani izdelal ekološko informacijski sistem. Ta je sestavljen iz emisijske merilne postaje v dimniku, šestih imisijskih postaj v okolici elektrarne in centralne računalniške enote, kjer se vsake pol ure zbirajo podatki z vseh merilnih postaj. Merilne postaje kakovosti zraka v Zasavju so: Kovk, Dobovec, Ravenska vas, Kum, Lakonca in Prapretno. Pod nadzorom Elektroinštituta Milan Vidmar se izvajajo meritve koncentracij SO<sub>2</sub> (Preglednica 12), NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub>, skupnih lebdečih delcev ter meteorološke meritve (hitrost in smer vetra, temperatura, vlažnost zraka), določa se kakovost padavin, količina prašnih usedlin in vsebnosti Cd, Pb in Zn v prašnih usedlinah.

Preglednica 12: Pregled srednjih letnih imisijskih koncentracij SO<sub>2</sub> na merilnih mestih vplivnega območja TET v Zasavju (µg/m<sup>3</sup>) (vir: letna poročila ARSO).

Table 12: Mean yearly SO<sub>2</sub> concentrations at the TTPP sampling sites (µg/m<sup>3</sup>) (after: Annual reports of the Environmental Agency of the Republic of Slovenia).

Leto	Kovk	Dobovec	Kum	Ravenska vas
1992	74	35	18	59
1993	65	53	13	37
1994	75	31	12	36
1995	58	36	13	50
1996	35	41	18	51
1997	76	66	25	82
1998	55	54	16	82
1999	57	41	14	57
2000	53	35	10	45
2001	40	39	18	51
2002	10	40	ni podatka	67
2003	52	28	ni podatka	59
2004	61	31	4	43
2005	30	23	6	42
2006	12	6	4	17

Po zagonu odžveplovalne naprave v TE Trbovlje jeseni 2005 so se koncentracije na celotnem vplivnem območju termoelektrarne močno zmanjšale. Tako se je leta 2006 prvič zgodilo, da nikjer ni bilo več prekoračitev letno dovoljenih mejnih vrednosti. Največje koncentracije SO<sub>2</sub> so bile sicer izmerjene – tako kot v prejšnjih letih – na treh višje ležečih merilnih mestih, na katere najbolj vpliva emisija iz dimnika TE Trbovlje. V dneh, ko pride do izpada v delovanju odžveplovalne naprave, se lahko pojavijo še prekoračitve mejnih vrednosti. Tako je bila npr. na Dobovcu 13.6.2006, ko ni delovala čistilna naprava, izmerjena največja urna koncentracija v Sloveniji 2290 µg/m<sup>3</sup>, pa tudi 3-urna alarmna vrednost je bila prekoračena.

### 3.1.4 Vnajarje pri Ljubljani

Ljubljanska kotlina je kotlina v zgornjem porečju Save, dolga je 58 km ter široka 18 km. S svojim severozahodnim koncem prehaja med Alpe in z južnim robom v Dinarski kras. Kotlina je največja sklenjena ravnina v Sloveniji. Zaradi tektonskega ugrezanja v geološki preteklosti je postala pomembno sotočje alpskih in predalpskih rek. Te so v pleistocenu nasule v kotlini plodno prst (prevladuje rjavica). Zaradi zmerne nadmorske višine (dno med 260 in 550 m) uspevajo vse poljščine, kar je omogočalo gosto poselitev že v preteklosti. Ker se je kotlina v mlajši dobi ugrezala ali zaostajala v dvigovanju za goratim obodom, priteguje iz široke okolice številne reke. Te so, razen kraške Ljubljanice, izdolble globoke doline in s tem kotlino prometno odprle na vse strani, razen proti severu, kjer so visokogorske Karavanke in Kamniško-Savinjske Alpe. Vodna sila, prometnost in lega so ugodno vplivale na industrializacijo in urbanizacijo. Ljubljanska kotlina ima zmerno celinsko podnebje, kar pomeni hladne zime, vroča in soparna poletja. Povprečna letna temperatura v Ljubljani znaša 11 °C (povprečna temperatura januarja je -0,3 °C, julija pa 20,7 °C). Pregled srednjih letnih imisijskih koncentracij SO<sub>2</sub> na lokaciji Vnajarje, ki ležijo na vzhodnem hribovitem delu Ljubljane, je podan tabelarično (Preglednica 13).

Preglednica 13: Pregled srednjih letnih imisijskih koncentracij SO<sub>2</sub> na merilnem mestu Vnajarje (µg/m<sup>3</sup>) (vir: letna poročila ARSO).

Table 13: Mean yearly SO<sub>2</sub> concentrations at Vnajarje (µg/m<sup>3</sup>) (after: Annual reports of the Environmental Agency of the Republic of Slovenia).

Leto	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Vnajarje	7	8	10	ni podatka	8	ni podatka

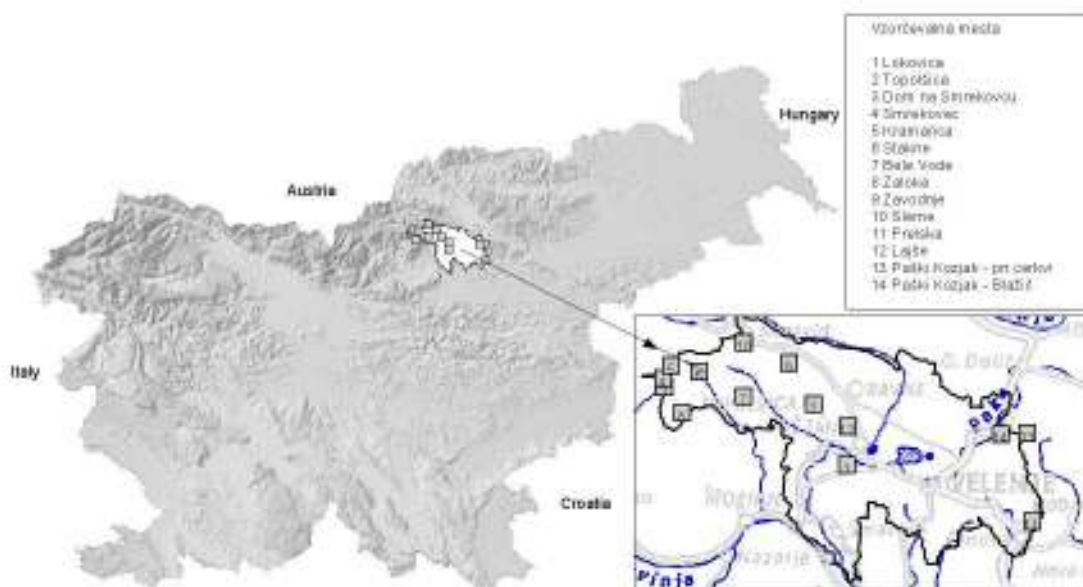


Slika 11: Pogled na mesto izpostavitve v Vnajarjih.

Figure 11: Location of transplantation – Vnajarje.

### 3.2 POPIS PRISOTNIH VRST EPIFITSKIH LIŠAJEV V ŠALEŠKI DOLINI

Popis vseh prisotnih vrst epifitskih lišajev znotraj Šaleške doline je potekal v obdobju 2000 – 2002. Pri izvedbi celovitega popisa prisotnih vrst epifitskih lišajev smo sodelovali s strokovnjakoma s področja lihenologije (prof. dr. Franc Batič, Univerza v Ljubljani, Oddelek za agronomijo in prof. dr. Helmut Mayrhofer, Univerza Karla Franca iz Gradca, Inštitut za rastlinske znanosti). Za raziskavo so bile izbrane lokacije znotraj Šaleške doline, na katerih je v preteklosti že bil opravljen popis prisotnih epifitskih lišajev (Kruhar, 1994), razvidne pa so iz slike (Slika 12). Na pojavnost lišajev vpliva tudi tip podlage (Giordani, 2006) in pH skorje dreves (van Herk, 2001), zato smo na posameznih lokacijah poiskali čim več različnih drevesnih vrst; na vsakem drevesu smo popisali vse prisotne epifitske lišaje. Največkrat smo nabrali lišaje na hrastu gradnu (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), navadni bukvi (*Fagus sylvatica* L.), navadni smreki (*Picea abies* (L.) Karsten) in na visokodebelnem sadnem drevju (predvsem žlahtni hruški (*Pyrus communis* L.) in žlahtni jablani (*Malus domestica* Borkh.)). Pri izbiri dreves smo upoštevali predvsem kriterij starosti dreves, saj so drevesa morala biti dovolj stara, da so jih lišaji že lahko kolonizirali. V gozdu se je izkazal kot najbolj omejujoč dejavnik pomanjkanje svetlobe.



Slika 12: Lokacije popisov epifitskih lišajev v letih 2000 – 2001.

Figure 12: Locations of epiphytic lichen mapping in years 2000 – 2001.

S pomočjo močnega noža, po potrebi pa tudi dleta in kladiva, smo nabrali vse različne vrste lišajev, pri vzorčenju smo bili pozorni, da smo nabrali dovolj velik kos steljke – na njej so morale biti razvite vse strukture, ki so za določanje lišajev zelo pomemben taksonomski znak (apoteciji s sporami, periteciji s sporami, rob steljke, centralni del steljke, izidiji, soraliji itd.). Pri nabiranju smo vzorce lišajev posamično spravljali v papirnate vreče, ki so bile označene z lokacijo, datumom in podlago rasti. Vzorce smo nato prenesli v laboratorij, kjer smo jih določevali s pomočjo določevalnih ključev.

### 3.2.1 Določevanje prisotnih vrst lišajev

Določevanje lišajev je potekalo s pomočjo določevalnih ključev (Schreiner in Hafellner, 1992; Tønsberg, 1992; Leuckert in sod., 1995; Wirth, 1995a, 1995b). Znake za določanje lišajev smo najpogosteje razlikovali s pomočjo lupe, pogosto uporabljeni (taksonomski) značilnosti za določevanje lišajev sta tudi velikost in število spor v razmnoževalnih organih lišajev, zato je bilo pogosto potrebno pripraviti mikroskopski preparat. Za mikroskopiranje smo uporabili stereomikroskop Olympus SZH10 s povečavo od 0,7x10 do 7x10 in svetlobni mikroskop Reichart, Microstar IV.

Pri večini lišajev je bilo potrebno narediti t.i. točkovne teste (ang.: *spot test*), to je opazovanje spremembe barve na delu steljke lišaja po dodatku določenega reagenta; barva se spremeni (ali pa ne) na podlagi reagiranja reagenta s substancami v lišajih (za podrobnosti glej Preglednico 3). Uporabili smo naslednje reagente:

- reagent C; sredstvo za beljenje perila, varikina;
- reagent K: 10 % raztopina KOH;
- reagent P: kristali para-fenilendiamina, raztopljeni v alkoholu;
- reagent J: jodovica.



Slika 13: Primer pozitivne P reakcije pri lišaju *Hypogymnia physodes*.  
 Figure 13: Example of positive P reaction of the lichen *Hypogymnia physodes*.

Med nabranimi vrstami lišajev je bilo mnogo sterilnih primerkov skorjastih lišajev, kar pomeni, da so bili brez razvitih razmnoževalnih organov, na podlagi katerih lišaje najpogosteje lahko določujemo. Odsotnost razmnoževalnih organov pri listastih in grmičastih lišajih ponavadi ne predstavlja posebnih težav, saj so lišaji teh rastnih oblik po morfologiji dovolj različni, da jih lahko ločimo (pomagamo si tudi s točkovnimi testi). Bolj problematični so skorjasti sterilni lišaji, kjer prisotnih lišajskih substanc s temi preprostimi testi ni moč ugotoviti, zato so potrebne dodatne kemijske metode – uporaba tankoplastne kromatografije (ang.: *thin layer chromatography* – TLC).

Rezultate popisov prisotnih vrst epifitskih lišajev smo podali ločeno za vsako lokacijo, znotraj lokacij pa smo rezultate predstavili tudi ločeno za posamezen tip podlage rasti (vrsto drevesa). Rezultate smo primerjali tudi z rezultati preliminarnega popisa prisotnih vrst epifitskih lišajev iz leta 1994 (Kruhar, 1994). Za ugotavljanje razlik v številu identificiranih vrst lišajev in razlik med številom vrst glede na lego pod ali nad mejo temperaturne inverzije smo uporabili *Studentov t-test* v računalniškem programu *Statistica for Windows 7.1* (StatSoft, 2006).

### 3.2.1.1 Tankoplastna kromatografija

Tankoplastno kromatografijo smo v sklopu podiplomskega izobraževanja in programa za izmenjavo študentov med različnimi univerzami SOCRATES/ERASMUS opravljali tekom tri-mesečnega programa izmenjave na Univerzi Karla Franca v Gradcu, na takratnem Inštitutu za botaniko. Mentorja tekom izobraževanja sta bila prof. dr. Helmut Mayrhofer in prof. dr. Walter Obermayer. S pomočjo TLC smo določevali predvsem sterilne sorediozne skorjaste lišaje.

Za izvedbo TLC-ja smo potrebovali:

- steklene ali aluminijaste plošče velikosti 20x20 cm, prevlečene s silikagelom 60 F<sub>254</sub> (Merck);
- mikropipete za enkratno uporabo (end-to-end pipettes, disposable Micropipetes proizvajalca Blaubrand);
- manjše plastične valjaste posode s pokrovi;
- aceton;
- fen;
- mobilno fazo A (180 ml toluola, 45 ml dioksana, 5 ml ledocetne kisline);
- mobilno fazo B (140 ml heksana, 72 ml MTBE, 18 ml mravljične kisline);
- mobilno fazo C (170 ml toluola, 30 ml ledocetne kisline);
- kratko- in dolgo- valovno UV luč;
- peč;
- 10 % žvepleno kislino;
- ustrezne steklene posode in merilne valje;
- digestorij;
- standard (lišaj z znanima kislinama – *Cladonia symphycarpa* (Flörke) Fr.);
- vzorce.

Za analize smo del steljke lišaja ločili od podlage in od ostalih lišajev. Male koščke vzorca smo s pomočjo ostrega predmeta (najpogosteje britvice) pod lupo ločili od skorje in ga dali v označeno, oštevilčeno plastično posodico s pokrovčkom. Prisotnost skorje v vzorcu ne vpliva na rezultat. Paziti je potrebno, da v vzorec ne zmešamo dveh različnih vrst lišajev, saj v tem primeru lahko na plošči odčitamo prisotne lišajske kisline iz obeh vrst, česar ne želimo. Faza ločevanja lišaja je torej zelo pomembna faza za nadaljnje delo in interpretacijo dobljenih rezultatov.



Mobilne faze smo zmešali v razmerju, kot je razvidno iz zgoraj naštetih materialov. Za vse mobilne faze velja, da jih začnemo uporabljati najprej 4 ure po pripravi zmesi, še bolje naslednji dan, in pustimo, da se v stekleni komori ustvari pravilna atmosfera za vlek substanc po plošči navzgor. Za eno serijo TLC-ja smo pripravili 3 plošče, eno za vsako izmed treh mobilnih faz. Tri različne mobilne faze so potrebne za medsebojno ločevanje različnih kislin. Nekatere kisline namreč v eni mobilni fazi enako visoko potujejo in jih tako ne moremo ločiti; dobro pa se ločijo v drugi mobilni fazi. Spet druge kisline se lahko dobro ločijo med sabo v prvi mobilni fazi in ne v drugi. Najboljša je vzporedna uporaba treh različnih mobilnih faz, saj lahko na ta način ločimo večino v lišajih prisotnih kislin.

Plošče za TLC so velikosti 20 x 20 cm, premazane so s silikagelom. 2 cm od spodnjega roba smo narisali črto, na kateri smo označili točke s pripadajočimi številkami za nanos 16 vzorcev in 3 standardov (trikrat enak standard, na začetku, sredini in koncu plošče). 15 cm od spodnje črte smo narisali zgornjo črto, s katero smo označili končno višino potovanja mobilne faze. Nad zgornjo črto smo napisali pomembne informacije, kot so datum izdelave TLC, oznaka TLC (npr. TLC Poličnik 01) in vrsta mobilne faze (A, B ali C). Plošče smo zaradi možnosti vezave zračne vlage pred nanosom vzorcev posušili s fenom.

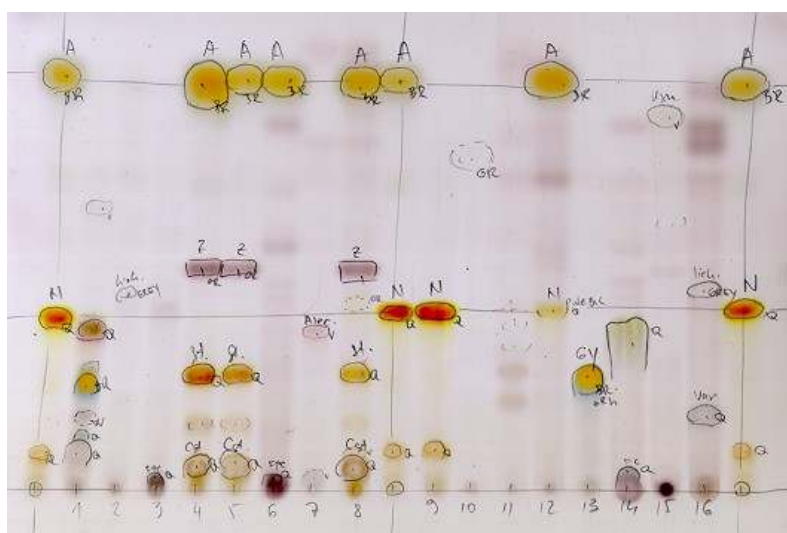
V plastične valjaste posodice z vzorci lišaja (tudi tistega, ki smo ga uporabili za standard) smo nalili malo (~0,2 ml) acetona. Takoj za tem smo začeli z nanosom vzorca na pripravljene plošče. Vzorce smo nanašali na ploščo s pomočjo mikropipetk za enkratno uporabo; vsako smo uporabili le za en vzorec in jo nato zavrgli. Najprej smo na plošče nanesli standard, na vsaki plošči na 3 mesta, nato smo nanesli še vse vzorce. Nanos z mikropipeto smo ponovili na vsaki točki približno 7-krat. Vzorce in standard smo nanesli na vse tri plošče. Pazili smo, da se naneseni vzorci na plošči niso dotikali drug drugega. Za hitrejše delo smo plošče sproti med samim nanosom sušili s fenom in na ta način povečali filtrska sposobnost silikagela na plošči in zmanjšali difuzijo vzorca okoli centra doziranja vzorca (manjši krogi okoli centralne točke in posledično manjša verjetnost kontaminacije s sosednjimi vzorci). Ko je bil nanos vseh vzorcev končan, smo plošče dokončno posušili s fenom in jih dali vsako v ustrezno mobilno fazo A, B ali C.

V mobilni fazi smo pustili plošče od 35 do 50 minut, odvisno od vrste mobilne faze in atmosfere v komori. Ko je prišla mobilna faza do zgornje zarisane črte na plošči (15 cm od nanosa vzorcev), smo plošče vzeli iz mobilne faze in jih posušili na zraku ali s fenom. Na ploščah smo označili morebitne vidne barvne točke. Posušene plošče smo pregledali pod kratkovalovno UV lučjo (254 nm) in obrobili vidne točke, označili smo tudi center. Te točke so posamezne kisline v lišajih in imajo značilne višine potovanja v posameznih mobilnih fazah, kar nam omogoča njihovo identifikacijo.

V nekaterih vrstah lišajev so prisotne tipične maščobne kisline, ki jih pod UV lučjo ne opazimo. Plošče smo zato zelo na hitro pomočili v navadno vodo in jih počasi sušili s fenom. Na mestu, do kamor je pripotovala maščobna kislina, je bila vidna t.i. »opak« bela točka, ki smo jo posebej označili (npr. s pikčastim križem).

Za obstojnost razvitih plošč smo le te fiksirali s premazom z 10 % H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Plošče smo dali nato za 20 do 30 minut v pečico na 120 °C. Točke, ki so bile prej vidne le pod UV lučjo, postanejo vidne v najrazličnejših barvah tudi na dnevni svetlobi. Opazovali smo tudi pojav novih barvnih točk, ki jih prej pod UV lučjo nismo videli; to je specifična lastnost nekaterih lišajskih kislin (tak je npr. zeorin). Za določanje kisline je poleg višine poti v posamezni mobilni fazi dobro poznati tudi barvo točke po tretiranju s H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> na dnevni svetlobi in pod dolgovalovno UV lučjo (366 nm).

Na razviti in fiksirani plošči TLC so lepo razvidne barve na naravni svetlobi, v spodnjem desnem kotu posamezne točke so pripisane okrajšave za barve pod dolgovalovno UV lučjo (Slika 14). Posamezne točke so obrobljene s kvadratom, kar pomeni, da je točka postala vidna šele po tretiranju s H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> in pečenju.



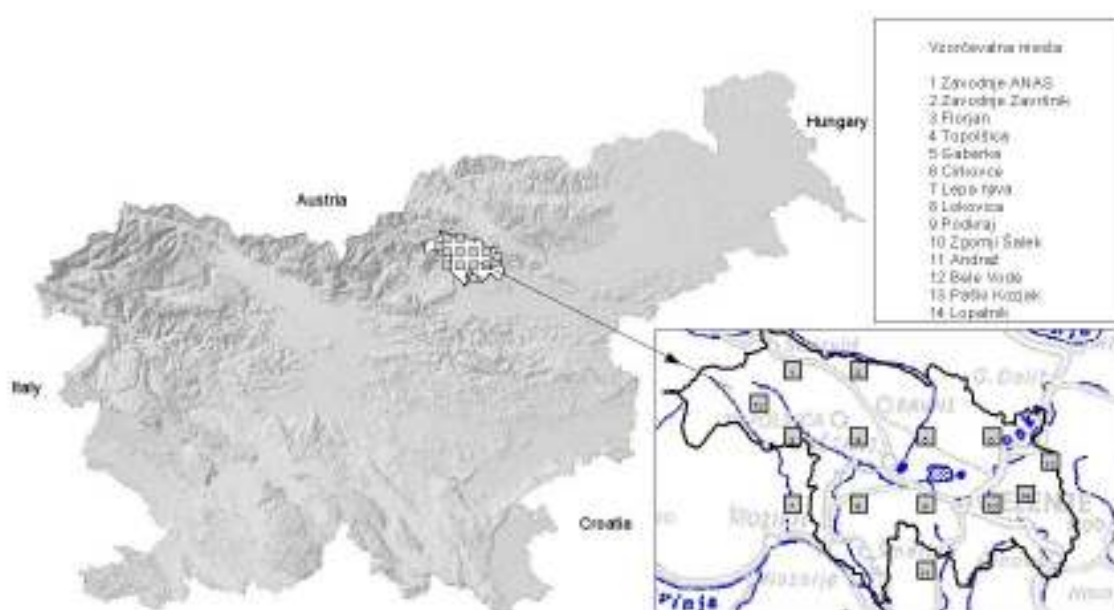
Slika 14: Razvita in fiksirana plošča TLC. Na podlagi dolžine potovanja barvnih točk v vseh treh mobilnih fazah določimo prisotnost lišajskih kislin, kar nam služi za določitev vrste lišaja.

Figure 14: Developed and fixed TLC plate. According to distance of traveling and the color of points in all three mobile phases, we determine the presence of lichens substances for the species determination.

Za poznane lišajske substance smo v literaturi poiskali podatke o višini potovanja – RF vrednosti. Pomagali smo si tudi z računalniškim programom Wintabolite, ki ga imajo na razpolago raziskovalci Inštituta za rastlinske znanosti Univerze v Gradcu. V polja za iskanje smo vnesli relativne višine potovanja iskane substance v vseh treh različnih mobilnih fazah ter barve na ploščah. Računalniški program nam je ponudil več različnih možnih rešitev – kislin; na podlagi opisov kislin smo nato določili, katera se je nahajala v našem vzorcu. Določitev smo vedno preverili v več različnih določevalnih ključih (Schreiner in Hafellner, 1992; Tønsberg, 1992; Leuckert in sod., 1995). Substance smo običajno najprej določili s pomočjo omenjenega računalniškega programa in Kataloga standardiziranih podatkov tankoplastne kromatografije ter biosintetskih relacij za lišajske substance (Elix in sod., 1987).

### 3.3 DOLOČEVANJE INDEKSOV ZRAČNE ČISTOSTI NA OBMOČJU ŠALEŠKE DOLINE

V okviru raziskave smo v letih 2003 – 2006 na območju Šaleške doline na 14 izbranih lokacijah (večina jih sovпада z lokacijami 4 x 4 km bioindikacijske mreže, na kateri potekajo redni popisi propadanja gozdov) opravili popise prisotnih lišajev po štirih različnih metodah. Popise smo opravili na drevju v gozdu po slovenski SI metodi in po metodi ICP-Forest, ter na prostostoječem drevju pa po slovenski SI, nemški VDI in evropski EU metodi. Po vsaki od metod smo po predpisanih formulah izračunali t.i. indekse zračne čistosti. Lega lokacij znotraj Šaleške doline je razvidna iz slike (Slika 15) in preglednice (Preglednica 14).



Slika 15: Lokacije, kjer smo v letih 2002 – 2005 ocenjevali kakovost zraka na podlagi popisov prisotnosti epifitskih lišajev.

Figure 15: Locations of air quality assessment with the epiphytic lichen mapping methods in years 2002 – 2005.

Od izbranih metod je najenostavnejša SI metoda, ki temelji na popisu prisotnosti rasti oblik lišajev; ostale metode (VDI, EU in ICP-Forest) temeljijo na določitvi prisotnosti vrst epifitskih lišajev. Razlika med metodami je tudi v tem, da sta VDI in EU metodi namenjeni popisovanju lišajev na prostostoječem drevju, ICP-Forest metoda je namenjena popisu na gozdnem drevju, medtem ko je SI metodo mogoče uporabiti tako v gozdu kot tudi na prostem. Za primerjavo med metodami smo na istih drevesih uporabili vse možne metode (SI in ICP-Forest metodi na drevesih v gozdu; VDI, EU in SI metode pa na prostostoječem drevju).

Preglednica 14: Seznam lokacij, kjer so bili opravljeni popisi epifitskih lišajev po SI, EU, VDI in ICP-Forest metodi.

Table 14: List of locations where epiphytic lichen mapping was done according to the SI, EU, VDI and ICP-Forest methods.

Lokacija	x koordinata	y koordinata	n.m.v [m]	odd. od TEŠ [m]	azimut [°]
Topolšica	503000	139000	340	2 940	323
Lepa Njiva	499000	135000	400	5 480	260
Lokovica	503000	135000	420	1 740	244
Podkraj	507000	135000	430	2 940	111
Andraž	507000	131000	440	6 100	144
Gaberke	507000	139000	460	3 600	59
Zgornji Šalek	511000	135000	480	6 460	98
Cirkovce	511000	139000	600	6 850	75
Florjan, Prešar	499000	139000	620	5 930	287
Zavodnje, Završnik	503000	143000	720	6 800	344
Zavodnje, ANAS	499000	143000	740	7 420	316
Bele Vode	497000	141000	500	8 500	292
Paški Kozjak	514500	137500	900	10 500	85
Lopatnik	513000	135500	700	8 700	94

Glede na predhodno opravljene terenske ogledne izbranih lokacij in tudi glede na izkušnje popisov v preteklih letih, ko smo v Šaleški dolini opravljali kartiranje prisotnih epifitskih lišajev (glej točko 3.2), smo za popise na prostem izbrali visokodebelno sadno drevje, praviloma žlahtno hruško (*Pyrus communis* L.). Na lokacijah, kjer te drevesne vrste ni bilo na razpolago, smo izbrali slivo (*Prunus domestica* L.); čeprav ti drevesni vrsti po klasifikaciji nemške metode (VDI, 1995) ne spadata v isto skupino glede na pH skorje, smo ju glede na zelo podobno vrstno sestavo lišajev pri nas obravnavali kot enakovreden tip podlage. V gozdu smo skladno z metodologijo ICP-Forest metode (Stofer in sod., 2003) naredili popise na navadni smreki (*Picea abies* (L.) Karsten) in navadni bukvi (*Fagus sylvatica* L.).

Na vsaki od lokacij smo pri popisih na prostem izbrali 6 za popise primernih dreves, kar pomeni, da so drevesa bila dovolj stara (obseg drevesa dovolj velik, več kot 40 cm), niso bila poškodovana; zaradi izbire visokodebelnega sadnega drevja kot podlage za rast lišajev smo pazili tudi na to, da drevesa niso bila del sadovnjakov (na ta način smo se izognili vplivu škropljenja na vrstno sestavo lišajev; Vidergar-Gorjup, 2001), temveč so bila to posamezna drevesa, ki so rasla na pašnikih ali travnikih. Na nekaterih lokacijah smo na deblu dreves zasledili tudi ostanke od gnojenja pašnikov in travnikov; takšna drevesa smo zaradi prekritosti lišajev z gnojivko izločili iz raziskave. Izognili smo se tudi drevesom, ki so bila preveč obrasla z mahovi. Na istih drevesih smo naredili popise po vseh treh na prostem uporabljenih metodah (VDI, EU in SI).

V gozdu smo skladno z metodologijo ICP-Forest na 11 lokacijah (izvzete so bile lokacije Bele Vode, Paški Kozjak in Lopatnik) naredili popise na 12 primernih drevesih, na 6 smrekah in 6 bukvah. Izbrali smo drevesa primerne starosti, izogibali pa smo se tistih, ki so bila poškodovana ali obrasla z mahovi ali vzpenjalkami. Na istih dvanajstih drevesih smo naredili popis po obeh uporabljenih metodah (ICP-Forest in SI).

**SI metoda:** Metoda je bila razvita v Sloveniji predvsem za potrebe ocene kakovosti zraka v sklopu rednih popisov propadanja gozdov; zato je tudi temu primerno enostavna in od popisovalca ne zahteva preveč strokovnega znanja (Batič, 1991; Batič in Kralj, 1995). Na podlagi različne občutljivosti tipov lišajske steljke na onesnažila v zraku smo določili indeks zračne čistosti (*Index of Atmospheric Purity – IAP*). Indeks smo izračunali iz številčnosti in pokrovnosti treh tipov steljk lišajev na treh nivojih drevesnega debla (*C*: skorjasti; *F*: listasti; *R*: grmičasti); lišaje smo popisali na najbolj obrasli strani drevesnega debla. Drevo smo optično razdelili na tri pasove (dnišče 1, spodnje deblo 2 in krošnjo 3) in na vsakem od teh pasov ocenili številčnost *a* (vrednosti med 0 in 3) in pokrovnost *c* (vrednosti med 0 in 3) posameznega tipa steljke lišaja. IAP vrednosti smo izračunali po posameznih pasovih (1) kot vsoto ocenjene pokrovnosti in številčnosti (gibajo se med 0 in 18) in potem še za celotna drevesa (2) kot vsoto posameznih pasov (vrednosti IAP med 0 in 54). Majhne vrednosti indeksov pomenijo revno lišajsko obrast in onesnažen zrak, velike vrednosti pa bujno lišajsko rast in čistejše ozračje. IAP lokacije smo izračunali kot povprečje izračunanih IAP za drevesa po spodnji enačbi (3), kjer *n* pomeni število dreves, vključenih v popis na posamezni lokaciji. Vrednosti indeksov smo razdelili v 5 razredov zračne čistosti s širino 13,5 (Batič, 1991; Batič in Kralj, 1995).

$$IAP_{1,2,3} = C(a + c) + F(a + c) + R(a + c) \quad \dots(1)$$

$$IAP_t = IAP_1 + IAP_2 + IAP_3 \quad \dots(2)$$

$$IAP_{lok.} = \frac{\sum IAP_t}{n} \quad \dots(3)$$

**EU metoda:** Metodo je razvila skupina strokovnjakov iz vse Evrope (Asta in sod., 2002). Temelji na dejstvu, da na diverziteti epifitskih lišajev vpliva zračno onesnaženje in okoljski stres. Za ocene raznolikosti in tudi za oceno stopnje okoljskega stresa se uporablja frekvenca pojavljanja vrst lišajev na določenem delu debla dreves. Pridobimo lahko podatke o dolgoročnih učinkih zračnih onesnažil, eutrofikacije, vpliva človeka in klimatskih sprememb na občutljive organizme. S ponavljajočim monitoringom lahko pridobimo podatke za oceno učinkov sprememb v okolju. Kakovost podatkov je močno odvisna od enotnosti rastnih razmer. Kvadrat za popisovanje je sestavljen iz 4 neodvisnih, nepovezanih segmentov, sestavljenih iz petih kvadratov velikosti 10 x 10 cm. Na vsakem drevesu smo tako naredili popis na 4 mestih (sever, jug, vzhod in zahod); frekvenca pojavnosti posamezne vrste lišaja je od 0 – 5 za vsako stran neba. Popisali smo vse prisotne vrste lišajev znotraj vsakega segmenta. Za računanje vrednosti diverzitet lišajev (*Lichen Diversity Value – LDV*) so primerne vse vrste lišajev; za vsako obravnavano drevo smo izračunali vrednosti *VF*, t.j. vsote frekvenc vseh vrst lišajev najdenih na določenih straneh neba in nato za vsako stran neba povprečne vrednosti *PVF* (4), kjer *n* pomeni število dreves na posamezni lokaciji. *LDV* vrednosti za posamezno lokacijo smo izračunali kot vsoto *PVF* vrednosti (5). Na podlagi izračunanih *LDV* vrednosti v raziskavo vključenih lokacije smo izračunali tudi širine razredov *WLGC* (6), kjer je  $t_p$  kritična vrednost

Studentove t porazdelitve za  $n_p-1$  stopinj prostosti,  $s_p$  povprečen standardni odklon vseh lokacij in  $n_p$  povprečno število dreves iz ene lokacije. Točen opis metode je podan v priročniku (Asta in sod., 2002). Slabost metode je, da se pri računanju indeksov ne upoštevajo vrste epifitskih lišajev, ki rastejo izven vzorčevalne mreže. Metoda je primerna za popise prisotnih vrst lišajev na prostostojećem drevju.

$$PVF = \frac{\sum VF}{n} \quad \dots(4)$$

$$LDV = \sum PVF \quad \dots(5)$$

$$WLGC = t_p \cdot \frac{s_p}{\sqrt{n_p}} \quad \dots(6)$$

**VDI metoda:** Metodo so razvili nemški lihenologi (Verein Deutsche Ingenieur). Temelji na kartiranju izbrane skupine epifitskih lišajskih vrst na najbolj z lišaji bogato poraslem delu drevesnega debla; na drevesno deblo smo pritrdili mrežico – dva stolpča petih kvadratov velikosti 10 x 10 cm. Popisali smo vse lišaje, ki so se nahajali znotraj vzorčevalne mrežice in jim pripisali frekvence pojavljanja  $F$  (1 – 10). Posebnost metode je, da s frekvenco 1 označimo tudi vse vrste lišajev, ki rastejo izven vzorčevalne mrežice, vendar pa tega pri računanju indeksa ne upoštevamo. Izračunali smo indekse zračne čistosti za posamezno raziskovalno enoto  $LGW$  (7), širine posameznih razredov  $WLGC$  (8) in te vrednosti razdelili v razrede zračne čistosti, ki predstavljajo različne range kvalitete zraka.  $t_p$  je kritična vrednost Studentove t-porazdelitve za  $n_p-1$  stopinj prostosti,  $s_p$  povprečen standardni odklon vseh lokacij in  $n_p$  povprečno število dreves iz ene lokacije. Točen opis metode je podan v priročniku (VDI, 1995). Metoda je primerna za popise na prostostojećem drevju.

$$LGW_j = \frac{\sum F_{ij}}{n_j} \quad \dots(7)$$

$$WLGC = t_p \cdot \frac{s_p}{\sqrt{n_p}} \quad \dots(8)$$

**ICP-Forest metoda:** Za razliko od EU metode pri metodi ICP-Forest (Stofer in sod., 2003) popisujemo lišaje v gozdu, ne na prostostojećem drevju. Razlika je v izbiri za popis primernih dreves. Vrednosti diverzitete lišajev (LDV vrednosti) smo izračunali po enakem postopku kot pri EU metodi, le ta smo za lažje ločevanje med rezultati obeh metod označili vrednosti kot  $LDV_F$ . Formule za izračun  $LDV_F$  vrednosti in širin razredov so torej enake kot pri EU metodi (enačbe 4, 5, 6).

Lišaje smo v večini primerov določili na terenu z uporabo namenskih določevalnih ključev (Kirschbaum in Wirth, 1997; Wirth in Düll, 2000), le najtežje prepoznavne vrste lišajev smo prinesli v laboratorij in jih določili z uporabo lupe, mikroskopa ter določevalnih ključev (Wirth, 1995a, 1995b).



Slika 16: Postavitev vzorčevalne mrežice na izbrano drevo za popis po VDI metodi.  
*Figure 16: Placement of sampling grid on the tree according to the VDI method.*

Na vsaki lokaciji smo po vseh uporabljenih metodah izračunali indekse zračne čistosti (IAP, LDV, LGW vrednosti) in glede na izračunano vrednost ocenili kakovost zraka na lokaciji – lokacijo smo umestili v razrede zračne čistosti. Prav tako kot so minimalne in maksimalne vrednosti indeksov različne pri uporabljenih metodah, so tudi širine razredov različne; pri SI metodi je širina razredov fiksna, vnaprej določena, pri ostalih metodah pa jo po predpisani metodologiji (VDI, 1995; Asta in sod., 2002) izračunamo iz v raziskavi pridobljenih podatkov.

Za ugotavljanje primerljivosti rezultatov smo za izračunane vrednosti indeksov uporabili neparametrične metode (*Spearmanov koeficient soodvisnosti*), uporabili smo računalniški program *Statistica for Windows 7.1* (StatSoft, 2006). Za določitev razlik med številom najdenih vrst epifitskih lišajev s posamezno metodo smo uporabili *Wilcoxonov test po metodi parov*.

### 3.4 DOLOČEVANJE VSEBNOSTI TEŽKIH KOVIN V LIŠAJIH

#### 3.4.1 Vzorčenje

Z uporabo lišajev kot akumulacijskih bioindikatorjev smo ugotavljali obremenjenost okolja s težkimi kovinami v okolici večjih točkovnih virov emisij v Sloveniji: v Šaleški dolini (Velenje, Šoštanj, Veliki Vrh, Zavodnje), Zgornji Mežiški dolini (Žerjav), Zasavju (Dobovec) in v okolici Ljubljane (Vnajnarje) (Slika 7); raziskava je potekala v obdobju 2001 – 2006. Uporabili smo metodo presaditve lišajev iz relativno neonesnaženega območja na izbrane lokacije – aktivno bioindikacijo. Za presaditev smo izbrali epifitski lišaj *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (napihnjena hipogimnija), ki je relativno odporen na onesnaženje z SO<sub>2</sub> (Hawksworth in Rose, 1970) in je v Sloveniji pogost; za tovrstne raziskave je zelo primerna tudi zato, ker je to lišaj z listastim tipom steljke in ga je lahko ločiti od podlage (Jeran, 1995).



Slika 17: Listast lišaj *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., ki je za raziskave onesnaženosti okolja s težkimi kovinami najpogosteje uporabljena vrsta.

Figure 17: Foliose lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. is the most commonly used lichen species in heavy metal pollution studies.

Lišaje smo v letih 2001 do 2006 za obdobje 6 mesecev premestili iz relativno neonesnaženega območja na Rogli na izbrane lokacije okoli točkovnih virov onesnaženja (Slika 19). Število vzorcev je bilo na posameznih lokacijah različno in je podano tebelarično (Preglednica 15). Lišaje smo nabrali skupaj s podlago, na kateri so rasli. Glede na to, da je na Rogli smrekov gozd, smo nabrali lišaje na vejah smreke (*Picea abies* (L.) Karsten). Z izborom ene same drevesne vrste kot podlage rasti za lišaje smo izločili morebitne vplive podlage na vitalnost lišajev in na vsebnost težkih kovin v njih (van Herk, 2001). Z napihnjeno hipogimnijo bogato obrasle veje smrek smo odžagali in jih nato premestili na izbrane lokacije; izbrali smo končne dele obraslih vej v dolžini 40 – 60 cm. Za vsako lokacijo izpostavitve smo odžagali praviloma 12 vej.

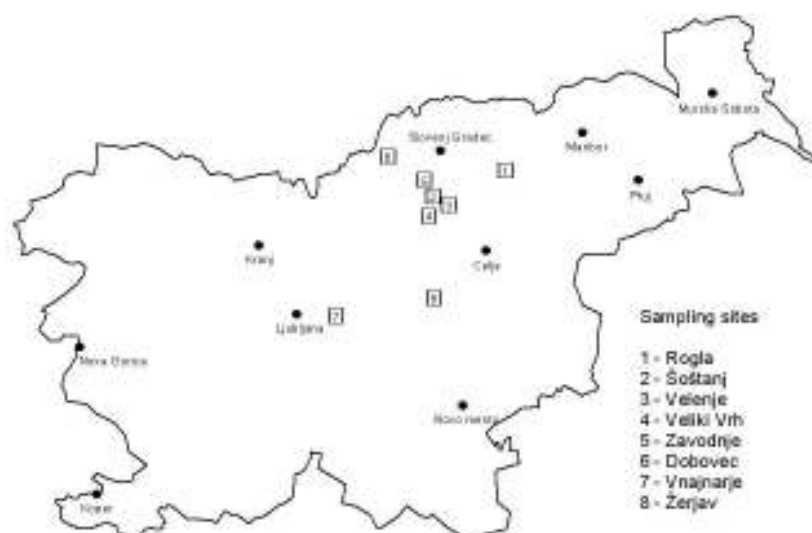




Slika 18: Vsako pomlad smo na Rogli odžagali približno 70 vej smrek, ki so bile bogato obrasle z napihnjeno hipogimnijo.

Figure 18: 70 spruce branches with *Hypogymnia physodes* were cut off at Rogla Mountain every spring.

Lišaje smo skupaj s podlago prenesli na izbrane lokacije (v roku nekaj dni po vzorčenju na Rogli) in jih s plastičnimi vezalkami pritrdili na zunanje robne dele vej lokalnih dreves cca. 2 m od tal; to je pomembno za zadostno izpostavitve svetlobi, saj so le tako lahko potekali pomembni fiziološki procesi v steljkah lišajev (Garty, 2002). V Velenju, Šoštanju, Zavodnjah, Velikem Vrhu, Dobovcu in Vnajnarnjah smo drevesa izbrali v neposredni bližini postaj, kjer potekajo avtomatske meritve onesnažil. V Žerjavu takšnih postaj ni, izbrali smo eno zelo izpostavljeno lokacijo za Narodnim domom in eno v zatišni legi pri osnovni šoli v kraju (od leta 2004 dalje na tej lokaciji nismo več izpostavljali lišajev).



Slika 19: Mesta izpostavitve lišajev za analize vsebnosti težkih kovin.

Figure 19: Locations for transplantation of lichens for the analysis of heavy metal levels.

Preglednica 15: Število vzorcev prenešenih lišajev na posamezne lokacije v obdobju 2001 – 2006.  
Table 15: Number of lichen samples transplanted at individual location in the period 2001 – 2006.

Leto	Velenje	Šoštanj	Zavodnje	Veliki Vrh	Žerjav	Dobovec	Vnajnarje
2001	1	1	4	5	5**	5	2
2002	1	1	9*	9	6**	6	2
2003	2	2	6	6	6**	6	2
2004	2	2	9*	6	6**	6	2
2005	2	2	6	6	6**	6	2
2006	2	2	6	6	/	6	2

Opombe: \* V Zavodnjah smo imeli izpostavljene lišaje na treh oz. dveh različnih mikrolokacijah, vendar ni prišlo do razlik v kopičenju težkih kovin, zato vse rezultate podajamo združeno; \*\* V Žerjavu smo v letih 2001 – 2005 imeli lišaje izpostavljene na 2 različnih mikrolokacijah, kjer je kopičenje težkih kovin bilo značilno različno; v letu 2006 smo lišaje izpostavili le na lokacijo večjega kopičenja kovin, vendar smo zaradi večjih posegov v okolje na tem območju vzorce izključili iz analiz.

### 3.4.2 Priprava vzorcev in kemijske analize

Veje smrek z lišaji smo po šestih mesecih izpostavitve prinesli v laboratorij, kjer smo jih pripravili za kemijske analize. Z vej smo s pomočjo plastičnih pincet ločili steljke napihnjene hipogimnije; za lažjo ločitev steljk lišaja od podlage smo le te rahlo poškopili z destilirano vodo. Pri ločevanju smo pazili, da smo odstranili vse sledi skorje dreves in tudi vse tiste steljke lišajev, ki so pripadale drugi vrsti lišaja. Pripravili smo tudi vzorce ničelnega stanja – lišaje z Rogle. Vzorce smo ustrezno označili in jih posušili do konstantne teže v sušilni omari pri 36 °C.

Vzorce lišajev smo zmleli z visokofrekvenčnim mlinčkom s keramičnim nožem (Büchi-Mixer B-400). Vsebnosti težkih kovin Pb, Zn, Cd in As so bile po mokrem sežigu (zatehta vzorca 0,400 g; reagent: 5 ml HNO<sub>3</sub>) določene v laboratoriju ERICo Velenje z uporabo tehnike induktivno sklopljene plazme z masnospektrometrično detekcijo (ICP-MS; ICP-MS Agilent 7500c), ki je tehnika za določevanje vsebnosti kovin v tekočih vzorcih. Za določevanje vsebnosti kovin za rastlinske vzorce z ICP-MS imamo na ERICo razvito hišno metodo po Hewlett Packard ICP-MS Application Note: 228-312, 228-314, 228-343 ter standardu DIN 38406-E29. Celoten sistem (avtosampler, sistem za vnos vzorca, plazma, masna separacija, detekcija in obdelava podatkov) je krmiljen z zmogljivim osebnim računalnikom. Elemente po tej metodi določamo z umeritveno krivuljo v osmih točkah (+ slepa vrednost). Kot kontrolni vzorec smo uporabili referenčni material IAEA 336 (trace and minor elements in lichen), katerega smo prej pripravili po enakem postopku kot ostale vzorce (razklop). Referenčni vzorec smo izmerili na vsakih 15 – 20 meritev rednih vzorcev. Srednja vrednost izmerjenih koncentracij je morala biti znotraj intervala zaupanja ± 3s, ki je podan v certifikatu tega referenčnega materiala. Če ta pogoj ni bil izpolnjen, smo meritve ponovili.

ICP-MS Agilent 7500c nam izmeri koncentracijo vzorca v mg/l. Koncentracije kovin v rastlinskem materialu pa podajamo na g oz. kg rastlinskega materiala. V ta namen dobljeni rezultat preračunamo po enačbi 9.

$$c(\mu\text{g} / \text{g}) = \frac{c(\mu\text{g} / \text{l}) * V_{\text{razklop}} (\text{ml})}{1000 * m_{\text{razklop}} (\text{g})} \quad \dots(9)$$

kjer je:

- $c(\mu\text{g}/\text{g})$  –  $\mu\text{g}$  merjenega elementa na g rastlinskega materiala,
- $c(\mu\text{g}/\text{l})$  – izmerjena vrednost na aparaturi,
- $V_{\text{razklop}}$  (ml) – volumen v ml, do katerega se je vzorec po razklopu razredčil,
- $m_{\text{razklop}}$  (g) – zatehtana masa (g) uporabljenega rastlinskega materiala pri razklopu.

### 3.4.3 Statistične metode

Vse statistične analize smo izvedli s pomočjo programskega paketa *Statistica for Windows 7.1* (StatSoft, 2006). Kot statistično značilne smo privzeli rezultate, če je bila velikost statističnega tveganja  $p < 0,05$ ; statistično tveganje smo označili z: \* ( $p < 0,05$ ), \*\* ( $p < 0,01$ ), \*\*\* ( $p < 0,001$ ) ali NS (razlike niso statistično značilne). Vse v nadaljevanju podane vsebnosti težkih kovin v steljkah lišajev so izražene v mg/kg suhe snovi.

Vsebnosti težkih kovin v lišajih po šestih mesecih izpostavitve na izbranih lokacijah na vplivnih območjih nekaterih termoenergetskih objektov v Sloveniji smo primerjali z začetnimi vsebnostmi v lišajih z Rogle. Za ugotavljanje statistično značilnih razlik med posameznimi lokacijami (Rogla, Velenje, Šoštanj, Veliki Vrh, Zavodnje, Dobovec, Vnajnjarje, Žerjav1, Žerjav2) smo uporabili *ANOVA test z izračunom LSD* (najmanjših pomembnih razlik). Rezultati za vsebnosti posamezne težke kovine so predstavljeni ločeno za posamezno leto trajanja raziskave.

Tudi za primerjavo vsebnosti težkih kovin v steljkah izpostavljenih lišajev med posameznimi območji raziskovanja (Rogla, Šaleška dolina, Zasavje, območje Ljubljane in Zgornja Mežiška dolina) smo uporabili *ANOVA test z izračunom LSD*. Za posamezna območja so združeni podatki iz vseh let raziskovanja.

Predstavili smo tudi primerjavo vsebnosti težkih kovin v lišajih med različnimi leti vzorčenja. Za ugotavljanje statistično značilnih razlik med leti smo uporabili *Friedman ANOVA test*. Primerjave smo naredili za vse lokacije skupaj za obdobje 2001 – 2006, za enako obdobje so predstavljeni tudi rezultati za samo Šaleško dolino. V Zgornji Mežiški dolini v letu 2006 nismo imeli izpostavljenih lišajev, zato smo trend upadanja vsebnosti in razlike med leti ugotavljali za obdobje 2001- 2005.

Za ugotavljanje soodvisnosti vsebnosti Pb, Cd, As in Zn od koncentracij onesnažil v okolju smo uporabili neparametrično metodo, izračunali smo *Spearmanov korelacijski koeficient rangov (R)*. Za vsako območje smo za posamezno leto izračunali povprečne vsebnosti težkih kovin in jih korelirali z znanimi emisijami  $\text{SO}_2$  iz največjih točkovnih virov onesnaženja (TEŠ, TET, TE-TOL); ker za Zgornjo Mežiško dolino nimamo podatkov o emisijah  $\text{SO}_2$ , so rezultati tega območja iz obdelave podatkov bili izključeni. Za izračun soodvisnosti med vsebnostmi težkih kovin v lišajih in znanimi koncentracijami  $\text{SO}_2$  na lokaciji izpostavitve, smo za posamezne kovine izračunali povprečne vsebnosti na pripadajoči lokaciji izpostavitve. Tudi v te analize lišaji iz Zgornje Mežiške doline zaradi pomanjkanja podatkov o koncentracijah  $\text{SO}_2$  v zraku niso bili vključeni.

## 4 REZULTATI

### 4.1 POPIS PRISOTNIH VRST EPIFITSKIH LIŠAJEV V ŠALEŠKI DOLINI

V Šaleški dolini smo v letih 2000 in 2001 naredili popis epifitskih lišajev na 14 lokacijah. Seznam vseh popisanih vrst je podan v preglednici (Preglednica 16); seznam lišajev po posameznih lokacijah in glede na tip podlage je podan v prilogi disertacije (Priloga A).

Preglednica 16: Seznam epifitskih lišajev, popisanih na območju Šaleške doline na 14 izbranih lokacijah v letih 2000 in 2001; popis je bil narejen na več različnih tipih podlage (podrobnejši sezname so podani v prilogi A).

Table 16: List of epiphytic lichens, found on 14 locations in the Šalek Valley in years 2000 and 2001; mapping was done at various substrate types (see Appendix A for details).

Vrsta lišaja	Lokacija pojavljanja
<i>Acarospora</i> sp.	SMV
<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheideg.	STA, BV, ZAL, ZAV, PKC, PKB
<i>Anaptychia ciliaris</i> (L.) Körber ex Massal.	STA
<i>Bacidia rubella</i> (Hoffm.) Massal.	ZAL, PKB
<i>Biatora efflorescens</i> (Hedl.) Räsänen nom. cons.	SMK
<i>Bryoria capillaris</i> (Ach.) Brodo & D. Hawksw.	SMK
<i>Bryoria fuscescens</i> (Gyelnik) Brodo & D. Hawksw.	LOK, SMK, ZAV, SLE
<i>Buellia disciformis</i> (Fr.) Mudd	SMK
<i>Buellia griseovirens</i> (Turner & Borrer ex Sm.) Almb.	BV, PRE
<i>Calicium glaucellum</i> Ach.	PKC
<i>Caloplaca herbidella</i> (Hue) H. Magn.	STA, ZAL, PRE, PKC
<i>Candelaria concolor</i> (Dickson) B. Stein	PKB
<i>Candelariella reflexa</i> (Nyl.) Lettau	LOK, SMČ, BV, ZAV, SLE, PRE, PKC, PKB
<i>Candelariella vitellina</i> (Hoffm.) Müll. Arg.	SMV
<i>Candelariella xanthostigma</i> (Ach.) Lettau	LOK, TOP, BV, ZAV, SLE, PRE, PKB
<i>Cetraria chlorophylla</i> (Willd.) Vainio	SMK, STA
<i>Cetrelia cetrarioides</i> (Del. ex Duby) W. Culb. & C. Culb.	STA, ZAV
<i>Cladonia coniocraea</i> auct.	TOP, SMK, SLE, PKC
<i>Cladonia digitata</i> (L.) Hoffm.	SMČ
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr. ( <i>C. major</i> (Hagen) Sandst.)	TOP, SLE
<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm.	TOP
<i>Cladonia squamosa</i> (Cosp.) Hoffm.	TOP
<i>Diploschistes scoposus</i> (Schreber) Norman	SMV
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.	STA, BV, ZAL, SLE, PKC, PKB
<i>Evernia prunastri</i> var. <i>herinii</i> (Duv.) Maas G.	BV
<i>Fuscidea cyathoides</i> (Ach.) V. Wirth & Vězda	SMČ, PKC
<i>Graphis scripta</i> (L.) Ach.	TOP
<i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach. ex Lilj.) Choisy	LOK
<i>Hypogymnia farinacea</i> Zopf.	SMK, SMV, SLE
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	LOK, TOP, SMK, SMV, ZAL, ZAV, SLE, PKC
<i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaerer) Havaas	LOK, SMK, SLE
<i>Lecanora allophana</i> Nyl.	STA, SLE, PRE
<i>Lecanora argentata</i> (Ach.) Malme	PRE
<i>Lecanora carpinea</i> (L.) Vainio	SMK, SMČ, PRE
<i>Lecanora chlarotera</i> Nyl.	LOK, SMK, SMČ, BV, ZAV, SLE
<i>Lecanora circumborealis</i> Brodo & Vitik.	SMV, ZAL, SLE
<i>Lecanora conizaeoides</i> Nyl. ex Crombie	LOK, TOP, SMK, ZAV, SLE, LAJ

se nadaljuje

nadaljevanje

Vrsta lišaja	Lokacija pojavljanja
<i>Lecanora expallens</i> Ach.	LOK, TOP
<i>Lecanora intricata</i> (Ach.) Ach.	SMV
<i>Lecanora polytropa</i> (Ehrh. ex Hoffm.) Rebenh.	SMV
<i>Lecanora pulicaris</i> (Pers.) Ach.	LOK, SMK, SMV, ZAL, ZAV, SLE, PRE, PKC, PKB
<i>Lecanora saligna</i> (Schrader) Zahlbr.	PKC
<i>Lecanora subcarpineae</i> Szat.	SMK
<i>Lecanora subintricata</i> (Nyl.) Th. Fr.	SMN
<i>Lecanora symmicta</i> (Ach.) Ach.	LOK, TOP, SMK
<i>Lecanora varia</i> (Hoffm.) Ach.	LOK, ZAV
<i>Lecidea nylanderi</i> (Anzi) Th. Fr.	LOK, LAJ
<i>Lecidea pullata</i> (Norman) Th. Fr.	SMK
<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) Choisy	STA, SLE
<i>Lepraria eburnea</i> Laundon	LOK, TOP, ZAL, SLE
<i>Lepraria elobata</i> Tønsberg	SMK, SMČ, STA, SLE
<i>Lepraria jackii</i> Tønsberg	SMČ
<i>Lepraria lobificans</i> Nyl.	SMK, SLE
<i>Lepraria rigidula</i> (B. de Lesd.) Tønsberg	SMK, STA, SLE, PKC
<i>Lepriloma vouauxii</i> (Hue) Laundon	STA, BV, ZAL, PRE
<i>Loxospora elatina</i> (Ach.) Massal.	SMK
<i>Menegazzia terebrata</i> (Hoffm.) Massal.	SLE
<i>Mycoblastus fucatus</i> (Sirtou) Zahlbr.	SMK, STA, SLE, PKC
<i>Ochrolechia alboflavescens</i> (Wulfen) Zahlbr.	SMK
<i>Ochrolechia androgyna</i> (Hoffm.) Arnold	SMK, SLE, PKC
<i>Ochrolechia arborea</i> (Kreyer) Almborn	STA, PKC, PKB
<i>Ochrolechia microstictoides</i> Räsänen	SMK
<i>Ochrolechia turneri</i> (Sm.) Hasselrot	SMK, STA, BV, ZAL
<i>Opegrapha rufescens</i> Pers.	LOK
<i>Parmelia caperata</i> (L.) Ach.	STA, BV, PRE, PKB
<i>Parmelia elegantula</i> (Zahlbr.) Szat.	BV, PKB
<i>Parmelia exasperata</i> De Not.	BV, SLE
<i>Parmelia exasperatula</i> (Nyl.) Essl.	LOK, TOP, SMK, BV, ZAL, SLE
<i>Parmelia glabra</i> (Schaerer) Nyl.	STA, BV, ZAL, PKB
<i>Parmelia glabratula</i> (Lamy) Nyl.	LOK, TOP, SMK, STA, BV, ZAV, SLE, PRE, PKC, PKB
<i>Parmelia laevigata</i> (Sm.) Ach.	TOP
<i>Parmelia pastillifera</i> (Harm.) Schubert & Klem.	STA, BV, SLE, PKC, PKB
<i>Parmelia quercina</i> (Willd.) Vainio	BV
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.	TOP, SMK, SMČ, ZAL, SLE
<i>Parmelia subargentifera</i> Nyl.	SLE, PRE, PKB
<i>Parmelia subaurifera</i> Nyl.	BV, SLE, PRE
<i>Parmelia submontana</i> Nádv ex Hale	TOP
<i>Parmelia subrudecta</i> Nyl.	BV, PRE, PKB
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	LOK, TOP, SMK, STA, BV, ZAL, ZAV, SLE, PKB
<i>Parmelia tiliacea</i> (Hoffm.) Ach.	BV, ZAL, PRE, PKC, PKB
<i>Parmeliopsis ambigua</i> (Wulfen) Nyl.	SMK, SMV, SMČ, SLE, PKC
<i>Parmeliopsis hyperopta</i> (Ach.) Arnold	SLE
<i>Pertusaria albescens</i> (Hudson) Choisy & Werner	STA, BV, ZAL, SLE, PRE, PKB
<i>Pertusaria amara</i> (Ach.) Nyl.	SMK, STA, PRE, PKC
<i>Pertusaria coccodes</i> (Ach.) Nyl.	SMK, STA, BV, PKC
<i>Pertusaria flavida</i> (DC.) laundon	PKC
<i>Pertusaria leioplaca</i> DC.	SMK, PKC
<i>Pertusaria petrusa</i> (Weigel) Tuck.	PKC

se nadaljuje

nadaljevanje

Vrsta lišaja	Lokacija pojavljanja
<i>Pertusaria pupilaris</i> (Nyl.) Th. Fr.	SMK
<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Necker) Moberg	PKB
<i>Phlyctis argena</i> (Sprengel) Flotow	SMK, SMČ, STA, BV, ZAL, SLE, PRE, PKB
<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) Oliv.	LOK, BV, ZAL, ZAV, SLE, PRE, PKB
<i>Physcia aipolia</i> (Ehrh. ex Humb.) Fűrnr.	STA, SLE
<i>Physcia biziana</i> (A. Massal.) Zahlbr.	PKB
<i>Physcia dubia</i> (Hoffm.) Lettau	SLE
<i>Physcia stellaris</i> (L.) Nyl.	BV
<i>Physcia tenella</i> (Scop.) DC.	STA, SLE, PKB
<i>Physconia detersa</i> (Nyl.) Poelt	BV
<i>Physconia distorta</i> (With.) Laundon	STA, BV, ZAL
<i>Physconia perisidiosa</i> (Erichsen) Moberg	BV, PKC
<i>Placynthiella icmalea</i> (Ach.) Coppins & P. James	SMK, STA, ZAV
<i>Platismatia glauca</i> (L.) W. Culb. & C. Culb.	SMK, SMV, SMČ, ZAL, SLE
<i>Protoparmelia badia</i> (Hoffm.) Haf.	SMV
<i>Pseudeverina furfuracea</i> (L.) Zopf	TOP, SMK, STA, ZAL, SLE
<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach.	STA
<i>Ramalina fastigiata</i> (Pers.) Ach.	STA, PKC
<i>Ramalina pollinaria</i> (Westr.) Ach.	STA, BV, SLE, PRE, PKC
<i>Rhizocarpon geographicum</i> (L.) DC.	SMV
<i>Rhizocarpon polycarpum</i> (Hepp) Th. Fr.	SMV
<i>Rinodina efflorescens</i> Malme	STA, PKC
<i>Rinodina sophodes</i> (Ach.) Massal. ?	SLE
<i>Ropalospora viridis</i> Tønsberg	SMK, SLE
<i>Scoliciosporum chlorococcum</i> (Geaewe ex Stenh.) Vězda	LOK, SMK, SMV, SMČ, ZAV, SLE, PKB
<i>Strangospora moriformis</i> (Ach.) B. Stein	PKC
<i>Tephromela atra</i> (Hudson) Haf.	SMV
<i>Thelotrema lepadinum</i> (Ach.) Ach.	SMK
<i>Trapeliopsis flexuosa</i> (Fr.) Coppins & P. James	SMČ, PKC
<i>Umbilicaria cylindrica</i> (L.) Del. ex Duby	SMV
<i>Umbilicaria deusta</i> (L.) Baumg.	SMV
<i>Usnea filipendula</i> Stirton s. str.	SMK, SLE
<i>Usnea glabrata</i> (Ach.) Vainio	SMK
<i>Usnea hirta</i> (L.) Weber ex Wigg.	SLE
<i>Usnea subfloridana</i> Stirton	LOK, SMK
<i>Vulpicida pinastri</i> (Scop.) Mattson & Ali	SMK, SMČ, SLE
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.	BV, PKB
<i>Xanthoria ulophyllodes</i> Räsänen	PKB

Opombe: LOK – Lokovica; TOP – Topolšica; SMK – Smrekovec, koča; SMV – Smrekovec, vrh; SMČ – Smrekovec, razpotje Črna (Kramarica); STA – Stakne; BV – Bele Vode; ZAL – Zaloke; ZAV – Zavodnje; SLE – Sleme; PRE – Prejska; LAJ – Lajše; PKC – Paški Kozjak, cerkev; PKB – Paški Kozjak, kmetija Blažič.

V Šaleški dolini smo v letih 2000 – 2001 na 14 različnih lokacijah skupaj popisali 126 različnih vrst epifitskih lišajev, ki smo jih določili v laboratoriju s pomočjo določevalnih ključev in mnogokrat tudi uporabe tankoplastne kromatografije. Največ različnih vrst smo identificirali na lokaciji Sleme (53), najmanj pa na lokaciji Lajše (2). Primerjavo rezultatov s popisi iz preteklosti (Kruhar, 1994) in podrobnejšo razlago rezultatov podajamo v poglavju Razprava in sklepi (5.1).

## 4.2 DOLOČITEV INDEKSOV ZRAČNE ČISTOSTI

Na 14 lokacijah znotraj Šaleške doline, ki večinoma sovpadajo z lokacijami na 4 x 4 km bioindikacijski mreži, kjer potekajo redni popisi propadanja gozdov, smo naredili popise prisotnih vrst lišajev in umestitev lokacij v razrede zračne čistosti. Na 11 lokacijah smo naredili popis po 3 različnih metodah, medtem ko je na preostalih treh bil narejen popis po vseh 4 metodah ocenjevanja kakovosti zraka na podlagi prisotnosti epifitskih lišajev. Seznam identificiranih vrst epifitskih lišajev je podan v preglednici (Preglednica 17).

Preglednica 17: Pregled prisotnih epifitskih lišajev na vsaki izmed 14 popisnih lokacij v Šaleški dolini po treh metodah popisov za ocenjevanje kakovosti zraka.

Table 17: The list of identified epiphytic lichens at all 14 locations in the Šalek Valley; the mapping was done according to 3 different methods.

	ZAN	LOK	AND	TOP	CIR	ZZA	FLO	LPN	GAB	ZGŠ	POD	BV	PK	LOP
<i>Amandinea punctata</i>	*+	*+	*+	*+	*+	*+°	+	*+		*+	*+	*+		
<i>Anaptichia ciliaris</i>		*+	*+									*	*	*
<i>Baccidia rubella</i>				*+										
<i>Bryoria fuscescens</i>			*+				*+	*+	*+	*				*+
<i>Buellia griseiovirens</i>		*					*	°						
<i>Calicium salicinum</i>								*+°						
<i>Candelaria concolor</i>													*+	*+
<i>Candelariella reflexa</i>	*												*	
<i>Candelariella xanthostigma</i>	*+	*+	*+	*+°	*+	*+	*+	*+	*+	*+	*+	*+	*+	*+
<i>Cetraria chlorophylla</i>								*+						
<i>Cladonia fimbriata</i>								*						
<i>Cladonia sp.</i>		*	*+	*	*			*+°	*	*	*			
<i>Evernia prunastri</i>	+		+			*	*+	*	*					*+
<i>Hypocenomyce scalaris</i>						*+°								
<i>Hypogymnia farinacea</i>		*+												
<i>Hypogymnia physodes</i>	*+°	*+°	*+		*+°	*+°	*+	*+°	*+	*+	*			*+
<i>Hypogymnia tubulosa</i>			*				*	*+	*					*
<i>Lecanora chlarotera</i>		*+			*+		*	*	*	*	*	*	*+	*
<i>Lecanora conizaeoides</i>	*+°	*+°	*+	*+°	*+°	*+°	*+°	*+°	*+°	*+°	*+°		*+	*+
<i>Lecanora expallens</i>	*+	*+°	*°	*°	*+°	*°	*+°	*+°	*+°	*+	*	*		*
<i>Lecanora hagenii</i>						°		*						
<i>Lecanora pulicaris</i>							*	°			*+			*+
<i>Lecanora saligna</i>								*						
<i>Lecanora symnicta</i>													*	
<i>Lecanora sp.</i>							+							
<i>Lecidella elaeochroma</i>		*+	*											
<i>Lepraria incana</i>		*		*	*		°	*+		*	*	*		
<i>Lepraria lobificans</i>					*			*		*	*		*+	
<i>Lepraria rigidula</i>	*													
<i>Lepraria sp.</i>	*+	+°	*	*+°	+	*+	*°	*+°	*+°	+	*+	+		
<i>Ochrolechia sp.</i>	*	°				*+	*	*°		*+	*	*+	*	*
<i>Ochrolechia turneri</i>		*+		*	*+			+		*	*+			
<i>Parmelia caperata</i>			*		*+		*	*+			*+			*+
<i>Parmelia elegantula</i>													*	*

se nadaljuje

nadaljevanje

	ZAN	LOK	AND	TOP	CIR	ZZA	FLO	LPN	GAB	ZGŠ	POD	BV	PK	LOP
<i>Parmelia exasperatula</i>	*+	*+	*+				*	*					*+	*+
<i>Parmelia glabra</i>	*+													
<i>Parmelia glabratula</i>	*+	*+	*+		*+°	*+	*+°	*+°	*+°	*+	*+	*+	*+	*+
<i>Parmelia pastilifera</i>			*+				*	*				*+	*+	
<i>Parmelia saxatilis</i>		*+						*+	+		*+			*
<i>Parmelia sp.</i>				*	*									
<i>Parmelia subargentifera</i>			*+				*+		*+			*+		*+
<i>Parmelia subaurifera</i>	*													
<i>Parmelia subrudecta</i>			*+					*			*+	*+		
<i>Parmelia sulcata</i>	*+	*+	*+	+	*+°	*	*+	*+	*+°	*+	*+	*+	*	*+
<i>Parmelia tiliacea</i>	*+	*+					*+			*+		*+	*+	
<i>Parmeliopsis ambigua</i>		*+	*				*+				*			*+
<i>Pertusaria albescens</i>	+		*+		*+	*+	*+	*+		*+		*+		
<i>Pertusaria amara</i>			*					*+				*		
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	*+		*+				*+					*		
<i>Phlyctis argena</i>	+	°	*+		*+°	*+°	*	°	*+	*+		*		
<i>Physcia adscendens</i>	*+	*+	*+°		*+		*	*+	*	*+	*+	*+	*+	*+
<i>Physcia aipolia/stellaris</i>			+										*+	*+
<i>Physconia perisidiosa</i>			*											
<i>Platismatia glauca</i>									+					
<i>Pseudevernia furfuracea</i>		+							*					*+
<i>Ramalina farinacea</i>			*+		*+			*+	*+		*+	+		
<i>Ramalina fastigiata</i>					*			*		*	*+	*		*
<i>Scoliosporium chlorococcum</i>	*+°	*°	*+°	*+°	*+°	*°	*°	*°	*+°	*°	*+°	*+		*
<i>Usnea filipendula</i>			*											
<i>Usnea sp.</i>		+	*+				*+	*+			*+			*+
<i>Xanthoria parietina</i>		*											*+	*

Opombe: ZAN – Zavodnje, ANAS postaja; LOK – Lokovica; AND – Andraž; TOP – Topolšica; CIR – Cirkovce; ZZA – Zavodnje, kmetija Založnik; FLO – Florjan, kmetija Prešar; LPN – Lepa Njiva; GAB – Gaberke; ZGŠ – Zg. Šalek; POD – Podkraj; BV – Bele Vode; PK – Paški Kozjak; LOP – Lopatnik; \* – EU metoda; + – VDI metoda; ° – ICP-Forest metoda.

Skupaj je bilo na 14 lokacijah znotraj Šaleške doline z uporabo 3 metod ugotavljanja zračne onesnaženosti, ki temeljijo na popisu prisotnih vrst epifitskih lišajev (EU, VDI in ICP-Forest metodo) identificiranih 61 vrst epifitskih lišajev. Od tega jih je bilo največ popisanih na lokaciji Lepa Njiva (37) in najmanj na lokaciji Topolšica (12).

Na podlagi identificiranih vrst epifitskih lišajev smo skladno z metodologijo posamezne metode izračunali indekse zračne čistosti in lokacije umestili v razrede zračne čistosti. Pri EU, VDI in ICP-Forest metodi smo glede na pridobljene podatke za umestitev lokacij v razrede zračne čistosti morali izračunati še širine razredov zračne čistosti. Rezultate teh izračunov zaradi preglednosti disertacije podajamo v poglavju Razprava in sklepi, Določitev indeksov zračne čistosti (poglavje 5.2).



### 4.3 VSEBNOSTI TEŽKIH KOVIN V LIŠAJIH

V poglavju Rezultati podajamo tabelarično samo značilne vsebnosti (aritmetične sredine, standardne odklone, minimalne in maksimalne izmerjene vsebnosti) težkih kovin As, Zn, Pb in Cd v steljkah lišajev po posameznih letih izpostavitve. Vse statistične analize so zaradi preglednosti in lažje interpretacije rezultatov podane v poglavju Razprava in sklepi.

Preglednica 18: Pregled vsebnosti As, Cd, Zn in Pb v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2001 in 2002. Podane so aritmetične sredine, standardni odkloni, minimumi in maksimumi (mg/kg).

Table 18: Contents of As, Cd, Zn and Pb in transplanted lichens in years 2001 and 2002; the arithmetic means, standard deviations, minimum and maximum values are presented (mg/kg).

2001	n	As				Cd			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	1	0,78	-	-	-	0,88	-	-	-
Šoštanj	1	0,96	-	-	-	0,60	-	-	-
Zavodnje	4	0,65	0,04	0,59	0,69	0,65	0,07	0,58	0,72
Veliki Vrh	5	0,79	0,06	0,72	0,87	0,60	0,14	0,39	0,73
Žerjav 1	4	2,23	0,05	2,18	2,29	0,90	0,02	0,88	0,92
Žerjav 2	1	2,88	-	-	-	1,39	-	-	-
Dobovec	5	0,79	0,09	0,72	0,94	0,70	0,27	0,47	1,09
Vnajnarje	2	0,88	0,01	0,87	0,89	0,34	0,01	0,33	0,34
		Zn				Pb			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	1	130	-	-	-	33,9	-	-	-
Šoštanj	1	92,9	-	-	-	33,1	-	-	-
Zavodnje	4	112	5,56	107	120	24,1	1,21	22,6	25,3
Veliki Vrh	5	96,4	4,36	91,6	102	24,7	3,08	21,3	28,0
Žerjav 1	4	145	4,50	139	149	250	9,03	245	264
Žerjav 2	1	174	-	-	-	657	-	-	-
Dobovec	5	115	6,72	109	125	27,1	4,19	23,1	33,9
Vnajnarje	2	110	7,07	105	115	20,4	3,18	18,1	22,6
2002	n	As				Cd			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	1	2,88	-	-	-	1,04	-	-	-
Šoštanj	1	0,79	-	-	-	0,78	-	-	-
Zavodnje	6	0,91	0,14	0,76	1,09	1,00	0,21	0,77	1,36
Veliki Vrh	3	0,89	0,03	0,85	0,91	0,79	0,12	0,66	0,89
Žerjav 1	1	1,59	-	-	-	1,29	-	-	-
Žerjav 2	4	1,98	0,26	1,66	2,30	1,83	0,16	1,64	2,04
Dobovec	5	1,00	0,11	0,83	1,12	0,64	0,11	0,52	0,77
Vnajnarje	2	1,12	0,02	1,10	1,13	0,50	0,12	0,41	0,58
		Zn				Pb			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	1	122	-	-	-	19,6	-	-	-
Šoštanj	1	122	-	-	-	17,6	-	-	-
Zavodnje	6	141	14,0	124	166	25,2	7,08	18,2	32,8
Veliki Vrh	3	124	4,36	121	129	22,5	7,00	17,5	30,5
Žerjav 1	1	203	-	-	-	302	-	-	-
Žerjav 2	4	184	22,3	159	213	642	97,9	514	742
Dobovec	5	121	6,65	111	127	24,5	5,01	20,3	33,2
Vnajnarje	2	132	1,41	131	133	16,1	2,26	14,5	17,7

Preglednica 19: Pregled vsebnosti As, Cd, Zn in Pb v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2003 in 2004. Podane so aritmetične sredine, standardni odkloni, minimumi in maksimumi (mg/kg suhe teže).

Table 19: Contents of As, Cd, Zn and Pb in transplanted lichens in years 2003 and 2004; the arithmetic means, standard deviations, minimum and maximum values are presented (mg/kg dry weight).

2003	n	As				Cd			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	2	0,79	0,03	0,77	0,81	0,73	0,18	0,60	0,85
Šoštanj	2	0,86	0,02	0,84	0,87	0,75	0,03	0,73	0,77
Zavodnje	6	0,77	0,15	0,62	0,96	0,65	0,18	0,42	0,87
Veliki Vrh	6	0,74	0,07	0,65	0,85	0,54	0,07	0,45	0,66
Žerjav 1	3	0,86	0,02	0,84	0,88	1,09	0,03	1,06	1,12
Žerjav 2	3	1,35	0,14	1,22	1,49	1,22	0,12	1,08	1,31
Dobovec	6	0,78	0,07	0,65	0,81	0,55	0,08	0,43	0,67
Vnajnarje	2	0,77*	-	-	-	0,66	0,06	0,61	0,70
		Zn				Pb			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	2	126	11,3	118	134	23,3	2,55	21,5	25,1
Šoštanj	2	148	4,24	145	151	24,6	1,91	23,2	25,9
Zavodnje	6	130	11,9	113	143	22,6	2,02	20,0	25,2
Veliki Vrh	6	122	11,6	108	142	21,4	3,58	16,6	25,4
Žerjav 1	3	186	2,08	184	187	163	22,6	142	187
Žerjav 2	3	181	17,2	165	199	341	96,1	259	447
Dobovec	6	115	8,33	104	126	21,7	1,37	19,4	23,0
Vnajnarje	2	135	0,71	135	136	16,2	0,92	15,5	16,8
2004	n	As				Cd			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	2	0,83	0,04	0,80	0,86	0,70	0,03	0,68	0,72
Šoštanj	2	1,13	0,12	1,04	1,21	0,76	0,06	0,72	0,80
Zavodnje	6	0,72	0,18	0,54	0,96	0,75	0,14	0,58	0,95
Veliki Vrh	6	0,85	0,12	0,69	1,07	1,08	0,13	0,92	1,22
Žerjav 1	3	1,68	0,12	1,54	1,76	1,12	0,13	1,04	1,27
Žerjav 2	3	1,86	0,27	1,57	2,11	1,24	0,14	1,08	1,34
Dobovec	6	0,95	0,09	0,77	1,05	0,56	0,13	0,42	0,79
Vnajnarje	2	0,74	0,01	0,73	0,74	1,13	0,45	0,81	1,44
		Zn				Pb			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	2	120	1,41	119	121	21,1	0,63	20,6	22,5
Šoštanj	2	120	11,3	111	128	16,7	0,98	16,0	17,4
Zavodnje	6	124	10,5	111	139	19,1	2,46	17,2	24,0
Veliki Vrh	6	130	13,5	108	143	24,1	7,22	14,3	34,2
Žerjav 1	3	181	8,19	174	190	177	12,4	169	191
Žerjav 2	3	169	9,45	162	180	196	25,1	170	220
Dobovec	6	104	12,2	91,0	125	23,6	4,43	16,4	28,6
Vnajnarje	2	150	2,12	149	152	21,7	6,71	16,9	26,4

Opomba: \*: vsebnosti As so bile izmerjene samo v enem od obeh vzorcev.

Preglednica 20: Pregled vsebnosti As, Cd, Zn in Pb v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2005 in 2006. Podane so aritmetične sredine, standardni odkloni, minimumi in maksimumi (mg/kg suhe teže).

Table 20: Contents of As, Cd, Zn and Pb in transplanted lichens in years 2005 and 2006; the arithmetic means, standard deviations, minimum and maximum values are presented (mg/kg dry weight).

2005	n	As				Cd			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	2	0,50	0,06	0,46	0,54	0,59	0,05	0,55	0,62
Šoštanj	2	0,45	0,01	0,44	0,45	0,62	0,01	0,61	0,63
Zavodnje	3	0,58	0,08	0,49	0,64	0,72	0,02	0,70	0,74
Veliki Vrh	6	0,51	0,06	0,46	0,62	0,59	0,07	0,48	0,68
Žerjav 1	3	1,05	0,11	0,94	1,15	0,97	0,04	0,94	1,02
Žerjav 2	3	1,21	0,13	1,10	1,35	1,00	0,05	0,96	1,06
Dobovec	6	0,51	0,07	0,40	0,59	0,62	0,05	0,55	0,67
Vnajnarje	3	0,48	0,02	0,46	0,50	0,63	0,05	0,58	0,67
		Zn				Pb			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	2	93,8	6,05	89,6	98,1	27,8	2,30	26,2	29,4
Šoštanj	2	87,9	1,20	87,0	88,7	17,3	1,12	16,5	18,0
Zavodnje	3	107	4,01	102	110	23,1	2,07	20,9	25,1
Veliki Vrh	6	85,8	6,18	76,7	94,8	16,5	2,02	13,9	19,0
Žerjav 1	3	133	4,04	129	137	170	36,1	143	211
Žerjav 2	3	132	8,15	124	140	234	13,8	219	246
Dobovec	6	85,9	4,22	80,3	90,7	19,3	1,98	16,1	21,4
Vnajnarje	3	93,2	5,89	87,2	98,9	20,4	3,25	16,6	22,4
2006	n	As				Cd			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	1	0,39	-	-	-	0,40	-	-	-
Šoštanj	3	0,47	0,01	0,46	0,48	0,39	0,02	0,37	0,40
Zavodnje	6	0,43	0,05	0,35	0,49	0,51	0,02	0,48	0,52
Veliki Vrh	6	0,51	0,05	0,46	0,58	0,52	0,06	0,41	0,56
Žerjav 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Žerjav 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dobovec	7	0,42	0,04	0,37	0,46	0,44	0,11	0,36	0,60
Vnajnarje	2	0,32	0,01	0,31	0,33	0,53	0,01	0,52	0,53
		Zn				Pb			
		$\bar{a}$	SD	min	max	$\bar{a}$	SD	min	max
Velenje	1	108	-	-	-	15,5	-	-	-
Šoštanj	3	90,9	15,7	72,9	102	13,6	0,50	13,1	14,1
Zavodnje	6	98,2	3,98	91,6	103	19,1	1,81	17,3	21,4
Veliki Vrh	6	106	2,40	103	110	16,8	0,39	16,4	17,4
Žerjav 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Žerjav 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dobovec	7	89,7	2,73	90,7	98,0	15,6	1,95	15,1	20,6
Vnajnarje	2	98,3	0,64	97,8	98,7	16,4	0,64	15,9	16,8

Preglednica 21: Vsebnosti As, Cd, Pb in Zn (mg/kg suhe teže) v epifitskem lišaju vrste *Hypogymnia physodes* iz referenčnega območja na Rogli v letih 2001 – 2006 in aritmetične sredine s standardno napako.

Table 21: Content of As, Cd, Pb and Zn (mg/kg dry weight) in epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* from the reference area at Rogla in years 2001 – 2006, and arithmetic means with standard error.

Element	2001	2002	2003	2004	2005	2006	$\bar{a} \pm SE$
As	0,78	0,75	0,67	0,75	0,38	0,83	0,69±0,07
Cd	0,42	0,85	0,49	0,74	0,60	0,60	0,62±0,06
Pb	18,8	20,0	17,3	21,4	19,0	18,2	19,1±0,59
Zn	93,2	113	140	103	75,3	107	105±9



Slika 20: Pogoste vrste lišajev na Rogli, ki pa jih v Šaleški dolini zelo redko najdemo: *Usnea* sp. (levo zgoraj), *Bryoria* sp. (desno zgoraj), *Cetraria islandica* (levo spodaj) in *Platismatia glauca* (desno spodaj).

Figure 20: Common species of lichens at Rogla Mountain, but are rarely found in the Šalek Valley: *Usnea* sp. (upper left), *Bryoria* sp. (upper right), *Cetraria islandica* (lower left) and *Platismatia glauca* (lower right).

## 5 RAZPRAVA IN SKLEPI

### 5.1 POPIS PRISOTNIH VRST EPIFITSKIH LIŠAJEV V ŠALEŠKI DOLINI

Najbolj občutljivi na onesnaženje zraka in na spremembe v okolju so grmičasti in listasti lišaji. Ti tudi prvi propadejo ob pojavljanju onesnaženosti in se pri izboljšanju kakovosti zraka pojavijo zadnji. V čistem zraku se jih večina pojavlja pri zrelejših stadijih razvoja epifitske lišajske vegetacije (Batič, 1992). Ravno te splošne značilnosti in opazovanja pojavljanja epifitskih lišajev smo uporabili za oceno kakovosti zraka na izbranem raziskovalnem območju v Šaleški dolini.

Za rast in razvoj lišajev ni dovolj le čisto okolje, zelo pomembno vlogo pri koloniziranju lišajev imajo tudi druge okoljske razmere, predvsem svetloba, temperatura in vlaga. Izbira popisnih lokacij z različno mikroklimo praviloma bistveno pripomore k večjemu številu vrst na posamezni raziskovalni ploskvi. Zaradi različne strukture in pH skorje dreves je zelo pomembno, da smo lišaje vzorčili na čim več različnih drevesnih podlagah.

S popisom prisotnih vrst epifitskih lišajev na nekaterih izbranih lokacijah vplivnega območja Termoelektrarne Šoštanj smo ugotovili, da so na onesnaženje bolj občutljive vrste epifitskih lišajev odsotne; pogosto se pojavljajo tiste vrste lišajev, ki so na onesnažen zrak bolj odporne. Na mestih z velikimi imisijskimi koncentracijami SO<sub>2</sub> se množično pojavlja vrsta *Scoliciosporum chlorococcum*. Ugotovili smo, da na lokacijah, ki so bližje točkovnemu viru onesnaževanja v Šaleški dolini, raste manj različnih vrst epifitskih lišajev; razlika pa ni le v številu vrst, temveč tudi v vrstni sestavi. Bližje viru onesnaževanja so prisotne vrste, ki so na onesnažen zrak manj občutljive, to so predvsem lišaji s skorjastim tipom steljke in tiste vrste lišajev, ki so na onesnažen zrak bolj odporne. Zaradi visokih dimnikov TEŠ veter onesnažila odnaša daleč od vira onesnaževanja, kar se je pokazalo tudi s popisi prisotnih vrst lišajev.

S primerjavo prisotnih vrst epifitskih lišajev na vplivnem območju TEŠ pred izgradnjo razžvepvalnih naprav (Kruhar, 1994) in po njihovi izgradnji (popisi v okviru disertacije) smo ugotovili, da se stanje lišajske vegetacije v teh letih ni bistveno spremenilo. Poleg na SO<sub>2</sub> so lišaji občutljivi tudi na druga plinasta onesnažila iz TEŠ (predvsem NO<sub>x</sub>), katerih emisije se v zadnjih letih niso tako bistveno zmanjšale kot to velja za emisije SO<sub>2</sub> (Rotnik, 2007; glej tudi Preglednica 9). Do znatnega zmanjšanja števila vrst prisotnih lišajev je po zadnjih raziskavah v primerjavi z letom 1994 prišlo na lokacijah Topolšica in Lajše, ki ležita S do SZ od TEŠ in sta tudi veliko bližje viru onesnaževanja od ostalih lokacij v tej smeri; število vrst se je zmanjšalo iz 30 na 21 v Topolšici oz. iz 12 na 2 vrsti v Lajšah (Preglednica 22). Pri ponovnem popisu lišajev v letu 2005 v okviru popisov za ocenjevanje kakovosti zraka po različnih metodah (drugi sklop disertacije) je v Topolšici bilo identificiranih le 13 različnih vrst lišajev; vendar je potrebno pripomniti, da je bil zadnji popis narejen le na nekaterih drevesnih podlagah, kar je nedvomno pripomoglo k manjšemu številu identificiranih vrst epifitskih lišajev. Pa vendarle ugotovitev kljub vsemu kaže, da je kljub izgradnji čistilnih naprav v TEŠ na območjih blizu elektrarne zrak še vedno onesnažen do te mere, da prihaja do propadanja epifitskih lišajev oz. revitalizacija lišajske vegetacije še ni mogoča. Med obema obdobjema popisov nismo ugotovili značilnih razlik v številu najdenih vrst (*Wilcoxonov test po metodi parov*,  $p = 0,48$ ).

Preglednica 22: Primerjava števila prisotnih vrst epifitskih lišajev na izbranih lokacijah v Šaleški dolini pred izgradnjo razžveplovalnih naprav v TEŠ in po njej (seznam vrst po lokacijah je podan v Prilogi A).

Table 22: Comparison of the number of identified lichen species at selected locations in the Šalek Valley before and after the implementation of desulphurization devices in the ŠTTP (list of identified lichen species per each location is given in Appendix A).

Lokacija popisa	1992 -1994 (Kruhar, 1994)	2001 - 2002
Lokovica	27	23
Topolšica	30	21
Stakne	29	35
Zaloke	29	24
Zavodnje	19	17
Sleme	14	53
Prelska	25	22
Lajše	12	2
Veliki Vrh	13	ni podatka
Podkraj	11	ni podatka
Ložnica	18	ni podatka
Velenje – Polzela	12	ni podatka
Bevče	23	ni podatka
Lipje	22	ni podatka
Črnova	23	ni podatka
Dobrna	23	ni podatka
Bele Vode	ni podatka	30
Smrekovec – koča	ni podatka	49
Smrekovec – vrh	ni podatka	22
Smrekovec – Črna (Kramarica)	ni podatka	15
Paški Kozjak, cerkev	ni podatka	31
Paški Kozjak, kmetija Blažič	ni podatka	27

V **Lokovici** smo identificirali 23 različnih vrst lišajev na različnih drevesnih podlagah. Nekoliko smo bili presenečeni nad najdbo grmičastih vrst lišajev iz rodov *Usnea* in *Bryoria* (vendar so bile steljke teh lišajev zelo majhne, drobne), saj je lokacija zelo blizu TEŠ; zaradi višine dimnikov najverjetneje večino onesnažil odnese dlje stran od vira onesnaževanja. Od listastih tipov lišajev so pogosto zastopane vrste iz rodov *Hypogymnia* in *Parmelia*, predvsem *Hypogymnia physodes* in *Parmelia sulcata*, ki spadata med na onesnažen zrak manj občutljivi vrsti listastih lišajev. V Lokovici je bilo prisotnih tudi nekaj skorjastih tipov lišajev. Izmed vseh najdb je najbolj zgovorna najdba lišaja *Lecanora conizaeoides*, ki je v svetu znana kot "obratni monitoring organizem", saj za razliko od ostalih vrst lišajev ta vrsta bolje uspeva v onesnaženem zraku, v čistem zraku začne propadati (van Dobben in sod., 2001); v Sloveniji npr. vrste ni v neonesnaženih območjih Snežnika in Javornika (Prügger, 2002), najdena pa je bila na območjih z večjim onesnaževanjem (Batič, 1991; Kruhar, 1994). V primerjavi s popisom iz leta 1994 (Kruhar, 1994) smo v Lokovici našli manj različnih vrst epifitskih lišajev. Nekaterih vrst, ki so v preteklosti bile najdene, nismo našli; na seznamu so bile tudi vrste rodu *Cladonia*, ki so bolj talne vrste lišajev in jih mi nismo nabirali. Rod je tudi zelo problematičen za določevanje. V preteklih raziskavah je bilo identificiranih kar nekaj vrst listastih tipov lišajev iz rodu *Parmelia*, *Phlyctis*, *Platismatia*, *Evernia*, *Pseudevernia*, *Ramalina*, ki so zelo lepo prepoznavne, vendar jih mi nismo našli. To že lahko nakazuje na nekoliko slabše razmere rasti teh vrst v preteklih letih, ko še ni bilo razžveplovalnih naprav v TEŠ. Lišaji,

podani v popisu vrst iz leta 1994 (Kruhar, 1994), so bili nabrani že več let pred izgradnjo čistilnih naprav, ko so emisije SO<sub>2</sub> in NO<sub>x</sub> bile zelo velike (Preglednica 9) in so tako negativno vplivale na rast lišajev. Obratno smo našli kar nekaj novih vrst skorjastih lišajev, ki prej niso bile identificirane. Skorjasti lišaji so namreč zelo drobni in jih je zato zelo lahko spregledati. Poleg tega so tudi mnogo težji za določevanje in jih zato mogoče v preteklosti niso vzorčili. To so tudi vrste, ki so praviloma na onesnažen zrak manj občutljive kot leta 1994 številčnejše listaste vrste lišajev. Z izginjanjem listastih vrst lišajev zaradi neugodnih razmer rasti je nastala prosta ekološka niša za manj občutljive lišaje skorjastega tipa; na lokacijah blizu TEŠ pa nismo našli na onesnažen zrak občutljivih skorjastih lišajev, npr. *Graphis scripta*; tudi vrste iz rodov *Arthonia*, *Pertusaria*, *Pyrenula*, *Lecania* so na širšem območju odsotne.

Tudi na območju **Topolšice**, v okolici ANAS postaje smo v primerjavi z letom 1994 (Kruhar, 1994) našli manj različnih vrst lišajev, in sicer 21. Pojavilo se je kar nekaj novih skorjastih lišajev na račun izginjanja listastih vrst. Gozd na območju ANAS postaje je za rast lišajev zelo neugoden, saj je zelo temen. Lišaji kljub zadostni količini vlage, ki je na tem območju velika, nimajo dobrih razmer za rast. Na tej lokaciji je omejitveni dejavnik za rast lišajev predvsem pomanjkanje svetlobe in ne toliko onesnaženje, saj je lega zelo zatišna glede na TEŠ.

Na lokaciji **Stakne** pod Smrekovcem smo v primerjavi s prejšnjimi popisi (Kruhar, 1994) nabrali več različnih vrst lišajev, 35. Lokacija je glede na lego TEŠ bolj zatišna. Ekološke razmere so ugodne za rast lišajev, saj je lokacija dovolj svetla in hkrati ni izpostavljena celodnevni sončni pripeki. To je lokacija, kjer smo prvič našli indikatorsko vrsto *Anaptychia ciliaris*, sivega kodravčka. Verjetno je večje število najdenih vrst tudi posledica skupnega vzorčenja s specialistom lihenologom, prof. Helmutom Mayrhoferjem, ki je v letu 2001 sodeloval pri vzorčenju na kar nekaj lokacijah na vplivnem območju TEŠ. Pri vzorčenju smo bili pozorni na pomembne mikrohabitate, npr. na vejice dreves s specifičnimi vrstami lišajev in na bolj vlažne mikrohabitate s popolnoma drugo združbo lišajev. Našli smo vrsto *Cetrelia cetrarioides*, ki je značilna za vlažna območja. V Staknah smo tako našli tudi vrsto *Rinodina efflorescens*, ki do sedaj v Sloveniji še ni bila identificirana (Suppan in sod., 2000; Prügger, 2002; Mrak in sod., 2004). Vrsta raste v hribovitih in gorskih območjih, večinoma na listavcih (debljih in vejah); najdemo jo v svetlih gozdovih, na gozdnih obronkih predvsem na hrastih. Je zmerno do zelo acidofilna vrsta lišaja.

Nekoliko manj različnih vrst lišajev (skupaj 24), smo v primerjavi s prejšnjimi leti (Kruhar, 1994) našli tudi na lokaciji **Zaloke**. Lega je glede na TEŠ zelo zatišna. Med leti obstajajo razlike v vrstni sestavi, pojavljajo se nove vrste, nekaterih v preteklosti popisanih pa nismo več identificirali. Razlika v sicer indikatorsko enakovrednih vrstah je lahko odraz spremenjenih razmer za rast in razvoj lišajev in tudi ostalih organizmov. Tudi na tej lokaciji smo namreč v primerjavi s popisom iz leta 1994 našli več skorjastih tipov lišajev. To je lahko posledica nevezorčenja teh težavnih tipov lišajev v preteklosti, a ostaja dejstvo, da smo našli manj listastih vrst lišajev, ki so praviloma na onesnažen zrak bolj občutljivi. Drevesna debela so na tej lokaciji močno porasla z napihnjeno hipogimnijo.



Slika 21: Sivi kodravček (*Anaptychia ciliaris* (L.) Koerb.) spada med naše najlepše lišaje. Zaradi prometa, uporabe mineralnih gnojil, splošnega onesnaženja ozračja in sekanja starih dreves je vrsta močno ogrožena in na večjih območjih že iztrebljena.

Figure 21: *Anaptychia ciliaris* (L.) Koerb. is one of the most beautiful lichen in Slovenia. The species is heavily endangered and extinct at many areas due to the traffic, use of mineral fertilizers and general air pollution.

V **Zavodnjah** smo z vzorčenji v začetku tega stoletja letih nabrali in določili 2 vrsti lišajev manj kot v preteklosti (Kruhar, 1994), skupaj 17. Kljub temu so razlike v vrstni sestavi precejšnje; predvsem je ponovno prisotnih več skorjastih vrst lišajev in manj listastih kot v devetdesetih letih. Identificirali smo tudi vrsto *Amandinea punctata*, kar kaže na povečan ali stalen velik vnos dušikovih spojin.



Slika 22: *Amandinea punctata* (Hoffm.) Coppins & Scheideg. Je lišaj s skorjastim tipom steljke, na raziskovalnem območju zelo pogosto opažena vrsta.

Figure 22: *Amandinea punctata* (Hoffm.) Coppins & Scheideg. This is a crustose lichen species which is commonly present in the research area in the Šalek Valley.



Mnogo več vrst kot leta 1994 (Kruhar, 1994) smo v naši raziskavi našli na **Slemenu** v okolici koč Andrejev dom. Leta 1994 je bilo na tej lokaciji identificiranih 14 različnih vrst epifitskih lišajev, v letih 2001 – 2002 pa smo identificirali kar 53 različnih vrst. Med najdenimi lišaji je nekoliko več na onesnažen zrak manj občutljivih skorjastih vrst lišajev v primerjavi z listastimi vrstami. Lokacija je na nadmorski višini okoli 1050 m, kar je ravno okoli meje temperaturne inverzije v zimskem času. To je verjetno razlog za prevlado skorjastih tipov lišajev nad listastimi in grmičastimi, ki jih je bilo na tej lokaciji kljub veliki oddaljenosti od točkovnih virov onesnaževanja zelo malo, steljke prisotnih vrst pa so bile slabo razvite in majhne.

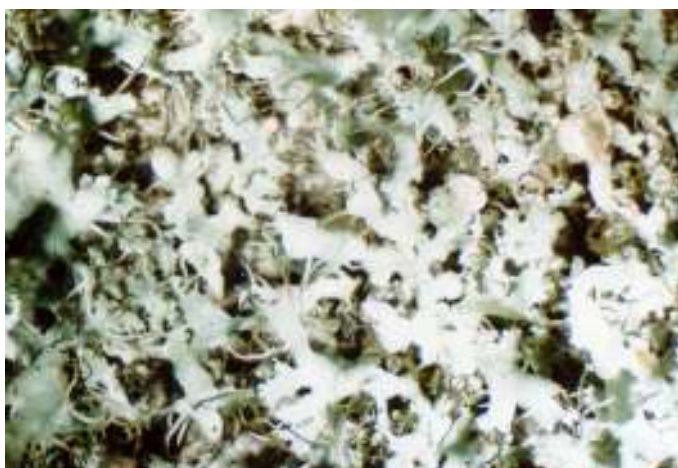


Slika 23: *Parmelia caperata* je listasta vrsta lišaja, ki je na onesnažen zrak srednje občutljiva. Prepoznamo jo po nekoliko večji steljki lepe rumeno-zelene barve.

Figure 23: *Parmelia caperata* is a foliose lichen with medium sensitivity to air pollution. It's thalli is quite large and in beautiful yellow-green color.

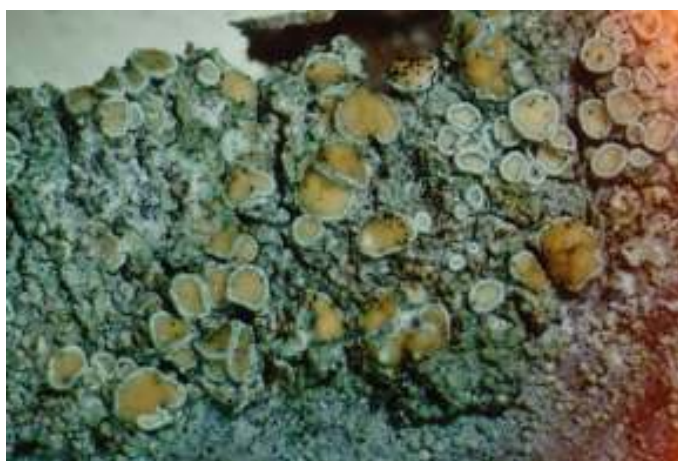
Na lokaciji **Prelska** smo identificirali 22 različnih vrst lišajev, v primerjavi s prejšnjimi leti 3 vrste manj. Na tej lokaciji smo imeli težave s številom dreves, primernih za rast lišajev, zato smo posledično našli manj vrst. Rob gozda, v katerem so v preteklosti našli kar nekaj vrst lišajev (Kruhar, 1994), se je v osmih letih močno zarasel in postal zelo temen in nedostopen. Ekološke razmere za rast lišajev so se močno spremenile; zelo negativen vpliv ima premajhna količina svetlobe. Zaradi pomanjkanja primerne substrata za rast lišajev na robu gozda je upadlo skupno število vrst. Ostale so vrste lišajev, ki imajo rade bolj evtrofizirano podlago sadnega drevja sredi gnojenega travnika.

V **Lajšah** smo identificirali le 2 različni vrsti zelo odpornih skorjastih lišajev. Na omenjeni lokaciji je prisoten zelo temen gozd, kjer zaradi pomanjkanja svetlobe lišaji ne uspevajo. Tudi leta 1994 so bili lišaji nabrani v gozdu, ne na sadnem drevju v sadovnjakih. Gozd je v osmih letih postal temnejši, bolj zrel. Podrast na obrobju gozda se je močno razrasla in zasenčila tudi debela obrobni dreves in tako povzročila propad lišajev. Omenjeni 2 vrsti lišajev smo nabrali na obrobju gozda.



Slika 24: Kipeči žuljevec (*Physcia adscendens* (Fr.) Oliv.) je nitrofilna, na eutrofikacijo podlage dokaj odporna vrsta, ki uspeva na podobnih podlagah kot navadni rumenček. Za vrsto so značilni čeladasti sorali in fibrile na koncu krpic. Je odpornejša vrsta od rumenčka. Na eutroficiranih podlagah je v določenem razponu onesnaženja zelo pogosta in kaže težnjo k tvorbi enovrstnih združb, podobno kot hipogimnija ob zakisovanju podlage.

Figure 24: *Physcia adscendens* (Fr.) Oliv. is a nitrophilous, to the eutrophication relatively resistant lichen species, which grows on similar substrat as *Xanthoria parietina*, and is more resistant to air pollution. Helmet-shaped soralia and fibriles at the end of lobuli are typical for this species. It is very common species at certain levels of eutrophicated substratum, and it shown tendency to one-species communities, similar as *Hypogymnia physodes* in the case of acidification.



Slika 25: *Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Crombie je na onesnažen zrak zelo odporna vrsta lišaja. Raste na zelo širokem predelu industrijskega in urbanega prostora. Na območjih, kjer onesnaženja ni, pogosto izgine.

Figure 25: *Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Crombie is very tolerant lichen species to air pollution. It was identified at a very broad region of industrial and urban areas. This species is often missing in clean air regions.

V okolici **koče na Smrekovcu**, ki leži SZ od TEŠ, smo identificirali skupaj 52 različnih vrst lišajev, od tega 49 vrst epifitskih. Lokacija je nad mejo temperaturne inverzije; takoj nad to mejo so debela drevesa močno porasla s steljkami lišajev *Hypogymnia physodes* in *Pseudevernia furfuracea* (rogovilar). To sta dve vrsti lišajev v osnovi z listastim tipom steljke in sta na onesnaženem zraku relativno odporni. Rogovilar razvije v kasnejših fazah razvoja kipečo grmičasto steljko in spada med najodpornejše grmičaste lišaje. Poleg vrst iz rodu *Hypogymnia* je na iglavcih pogosto ta lišaj zadnja vrsta, ki še vztraja v onesnaženem okolju. Zelo poškodovane in zato močno spremenjene steljke te vrste dobimo pogosto še na zgornji strani vej visoko v krošnjah tudi tam, kjer se je zaradi velikih koncentracij žveplovih spojin v zraku močno razširila skorjasta vrsta *Scoliciosporum chlorococcum* kot sicer edina epifitska lišajska vrsta. Kljub močni poraščenosti debel s tema dvema lišajema in navidezni enoličnosti smo na tej lokaciji identificirali veliko število različnih vrst lišajev.



Slika 26: V središču fotografije je vidna *Cetraria chlorophylla* (Willd.) Vainio, zraven slivova evernija ali hrastov mah (*Evernia prunastri* (L.) Ach.), obkroža pa jo napihnjena hipogimnija (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.).

Figure 26: In the center of the photo the lichen *Cetraria chlorophylla* (Willd.) Vainio is present, near to it the lichen *Evernia prunastri* (L.) Ach. is seen, and all around there is plenty of *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.

Na **vrhu Smrekovca**, na nadmorski višini 1577 m, smo identificirali precej manj različnih vrst epifitskih lišajev kot pri koči (samo 8), kar je nedvomno posledica ne samo drugih okoljskih razmer (intenziteta sevanja, temperatura, vlaga), ampak tudi pomanjkanja primernih dreves za rast lišajev. V seznam je vključenih tudi 14 vrst saksikolnih in talnih vrst lišajev, kar je le majhen del bogate lišajske vegetacije starih skal s Smrekovca.

Na poti na **Smrekovec** smo lišaje popisali tudi na razpotju poti med **Črno** in Smrekovcem (Kramarica) na nadmorski višini 1200 m. Lokacija je bila na prvi pogled zaradi odprtosti lege in velikih bukovih dreves zelo zanimiva, vendar se je izkazalo, da je z lišaji zelo revna. Razlog bi lahko bil v zgornjem robu meje temperaturne inverzije in zato kopičenju onesnaženega zraka bolj odpornih vrst epifitskih lišajev. Močno so prevladovali skorjasti lišaji, od listastih so bili prisotni le bolj odporni.

V **Belih Vodah** smo naredili popis na zelo starih lipah in jesenih v bližini ceste. Popisovali smo tudi na bližnjih starih sadnih drevesih. Skupaj smo na tej lokaciji nabrali 32 različnih vrst lišajev. Zanimiva vrsta iz te lokacije je *Parmelia quercina*, ki je na onesnažen zrak bolj občutljiva vrsta.

V drugi smeri, V do SV od TEŠ, smo lišaje popisovali na **Paškem Kozjaku**. Inventarizacijo smo opravljali na 2 različnih lokacijah, in sicer pri cerkvi Sv. Jošt na nadmorski višini 1050 m in v okolici kmetije Blažič na nadmorski višini 650 m. V okolici **cerkve** smo nabrali 33 različnih vrst lišajev (31 epifitskih), prvič smo našli vrsto iz rodu *Calicium*, ki je značilna za bolj čist zrak. Prav tako smo na tej lokaciji našli do našega popisa v Sloveniji še nepoznano vrsto *Rinodina efflorescens*, ki smo jo našli tudi v Staknah, ki je 100 m nižje kot cerkev na Paškem Kozjaku. Na obeh lokacijah smo našli tudi zelo podobno število različnih vrst lišajev. Na približno enaki nadmorski višini kot Stakne in Paški Kozjak pri cerkvi je tudi Sleme. Na Slemenu smo našli nekoliko več različnih vrst. Večje število vrst ne pomeni nujno manj onesnaženega zraka, saj smo na Slemenu našli zelo veliko skorjastih tipov lišajev. Nismo našli lišajev, ki so na onesnažen zrak zelo občutljivi, kot lahko to povemo za Paški Kozjak, čeprav je to zelo zanimiva najdba glede na to, da je Paški Kozjak zelo izpostavljena lega glede na TEŠ; sama mikrolokacija pri cerkvi je orientirana stran od Šaleške doline, kar je možen razlog za zanimive najdbe epifitskih lišajev.



Slika 27: Navadni rumenček (*Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr.) ima živorumene do sivozelene, v premeru več centimetrov velike steljke. Skoraj vedno bogato trosi. Vrsta je pogosta na nevtralnih, evtrofnih podlagah (oreh, topoli, vrbe, bezeg) in je dokaj nitrofilna. Je odporna vrsta, še posebej na evtrofikacijo (vplivi kmetovanja), manj pa na kislina onesnažila.

Figure 27: *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. is having bright-yellow to grey-green thalli. Almost at all times this species is having the apothecia well developed. It is a common lichen species on neutral, eutrophicated substratum (nut tree, poplars, willows, common elder) and is quite nitrophilic. It is relatively resistant lichen species, especially to eutrophication, and less to acid air pollution.

Niže, pri **kmetiji Blažič** na Paškem Kozjaku, smo identificirali 27 različnih vrst lišajev. Popise smo opravljali predvsem na drevesih starega sadovnjaka. Z nekaterimi nabranimi vrstami smo se na tej lokaciji srečali prvič in jih na prejšnjih lokacijah in tudi kasneje nismo našli. Takšna je na primer *Xanthoria ulophyllodes*. Na tej lokaciji smo našli tudi zelo lep primer ek vrste *Parmelia elegantula* z zelo lepo razvitimi apoteciji, kar je pri tej vrsti težko najti. Lokacija je bila zanimiva, zelo lepo se je izkazal pomen za ohranitev starih sadnih dreves z vidika ohranjanja biotske raznovrstnosti in pestrosti lišajev.

Z namenom, da bi na osnovi pojavljanja epifitskih lišajev določili vrednosti izbranih okoljskih dejavnikov, ki so odvisni od onesnaženja zraka na mestih kartiranja, smo iz literarnih podatkov (Wirth, 1992) izračunali za vsako lokacijo kartiranja povprečne indikacijske vrednosti za reakcijo drevesne skorje (indeks R: razpon od 1 (ekstremno kislo, pH pod 3,4) do 9 (bazično, pH nad 7)) in toksitoleranco (indeks To: razpon od 1 (na toksične snovi v okolju zelo občutljive vrste) do 9 (zelo odporne vrste)). Podatki za oba okoljska parametra, izračunani iz na posameznih lokacijah prisotnih lišajev, združeno za vse podlage skupaj za raziskave v letih 2000 – 2002 in primerjalno tudi za raziskave iz leta 1992 (Kruhar, 1994) so prikazani spodaj (Preglednica 23, Slika 28). Vrednosti za reakcijo podlage (indeks R) so za vse lokacije med 2,82 (zelo kisle skorje) in 4,33 (zakisane do zmerno kisle skorje) v letu 1992 ter med 3,71 (naravno kisle oz. zakisane skorje) in 4,82 (zakisane do zmerno kisle skorje) v letu 2002.

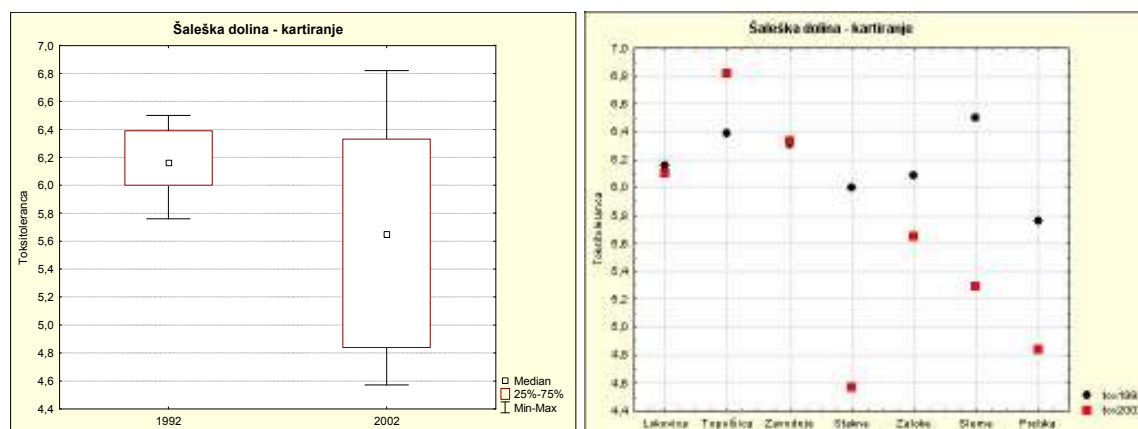
Preglednica 23: Povprečna kisloljubnost in toksitoleranca prisotnih vrst epifitskih lišajev na pozamezni lokaciji v letih 1992 (Kruhar, 1994) in 2002.

Table 23: Average acidification and toxitolérance of present epiphytic lichens at each location in years 1992 (Kruhar, 1994) and 2002.

Lokacija	Kisloljubnost (indeks R)		Toksitoleranca (indeks To)	
	1992	2002	1992	2002
Lokovica	3,76	4,05	6,16	6,10
Topolšica	3,88	3,71	6,39	6,82
Zavodnje	4,12	3,93	6,31	6,33
Stakne	4,31	4,82	6	4,57
Zaloke	4,17	4,61	6,09	5,65
Sleme	2,82	4,12	6,5	5,29
Prelska	4,33	4,79	5,76	4,84
Lajše	2,91	2*	6,9	9*

Opomba: \*Iz statistične obdelave podatkov smo lokacijo Lajše zaradi premajhnega števila podatkov iz leta 2002 izključili.

Vrednosti toksitolerance so za leto 1992 med 5,76 (na toksične snovi v okolju srednje do zmerno odporne vrste) in 6,9 (precej odporne vrste) ter v letu 2002 med 4,84 (srednje odporne vrste) in 6,82 (precej odporne vrste). Pri primerjavi indeksov toksitolerance med obema obdobjema raziskav (pred izgradnjo razžveplovalnih narav v TEŠ in po njihovi izgradnji v letu 1995) smo ugotovili, da so izračunani indeksi iz leta 2002 na lokacijah bližje TEŠ ostali na ravni tistih iz leta 1992; med obema obdobjema ni značilnih razlik ( $t = -0,85$ ,  $p = 0,48$ ). Za lokacije, ki so od TEŠ bolj oddaljene smo ugotovili značilno zmanjšanje indeksa toksitolerance ( $t = 4,67$ ,  $p = 0,02$ ), kar pomeni, da se je vrstna sestava lišajev na teh lokacijah spremenila in so so začele pojavljati vrste, ki so na onesnažen zrak bolj občutljive.



Slika 28: Prikaz indeksov toksitolerance med dvema obdobjema raziskave za vse lokacije skupaj (levo) in ločeno za posamezne lokacije (desno).

Figure 28: Indexes of toxitolterance in two different periods of investigation together for all locations (left) and for each location separately (right).

Iz grafa je razvidno (Slika 28), da je v letu 2002 bistveno večja variabilnost izračunanih indeksov toksitolerance, kar pripisujemo predvsem zmanjšanju the indeksov na lokacijah, ki so od TEŠ bolj oddaljene (lokacija Lajše je iz analize zaradi prealega števila podatkov za leto 2002 bila izvzeta). Izračunani indeksi po Wirthu (1992) torej potrjujejo domnevo, da so po izgradnji razžveplovalnih naprav v TEŠ v Šaleški dolini začele prevladovati oz. se pojavljati na onesnažen zrak bolj občutljive vrste epifitskih lišajev, kar kaže na boljšo kakovost zraka v dolini.

Z dosedanjimi popisovanji in določitvami lišajev smo ugotovili, da so lišaji na onesnažen zrak zelo občutljivi. V bližini virov onesnaževanja smo praviloma našli le na onesnažen zrak bolj odporne vrste epifitskih lišajev. Prevladovali so lišaji skorjastega tipa nad lišaji listastega tipa. V primerih, ko smo našli lišaje grmičastega tipa, so bile njihove steljke zelo slabo razvite, drobne in zato tudi mnogo težje določljive. Za primerjavo smo dvodnevno popisovanje izvedli tudi v Triglavskem narodnem parku (TNP). Ugotovili smo, da je pestrost lišajev na omenjenem območju mnogo večja (Mrak, 2003; Mrak in sod., 2004). Tam smo našli v veliki večini lišaje grmičastega tipa z zelo bujno razvitimi in razraslimi steljkami. Prav tako v Šaleški dolini nismo našli vrste *Lobaria pulmonaria*, ki je za območje TNP zelo značilna in je tudi zelo pogosta vrsta. Ta vrsta velja za eno izmed najbolj občutljivih na onesnažen zrak; lokalni viri onesnaževanja torej močno vplivajo na pojav različnih vrst lišajev.

Zaradi različne strukture in pH drevesne skorje je bilo zelo pomembno, da smo lišaje popisovali na čim več različnih drevesnih podlagah. Na ta način smo identificirali veliko različnih vrst lišajev, ki preferirajo različne razmere. Mnogo vrst je kompeticijsko manj uspešnih in ob ugodnih razmerah za rast kompeticijsko bolj uspešnih vrst iz območja izginejo. Takšne vrste lahko zelo pogosto najdemo na drevesih, katerih skorja se lupi. Na takšni podlagi najdemo vrste, ki so sposobne podlago hitro kolonizirati, vendar jih na skorji, ki se ne lupi kasneje izpodrinejo kompeticijsko močnejše vrste. Hitro kolonizirajo predvsem vrste s skorjastim in prahastim tipom steljke, na primer iz rodu *Candelariella* in *Lepraria*.

S primerjavo števila prisotnih vrst lišajev med posameznimi lokacijami nismo ugotovili razlik med vzorčevalnimi mesti bližje TEŠ in tistimi, ki so dlje stran. Razlike pa se pojavljajo v vrstni sestavi. Bližje viru onesnaževanja so prisotne vrste, ki so na onesnažen zrak manj občutljive. To so predvsem lišaji s skorjastim tipom steljke in tiste vrste listastih lišajev, ki so na onesnažen zrak bolj odporne. V neposredni bližini TEŠ smo lahko zaznali tudi vpliv višine dimnikov, saj smo na lokaciji Lokovica identificirali večje število lišajev; veter odnese onesnažila iz dimnikov stran od samega vira. Vendar kljub temu na onesnažen zrak občutljivih vrst v Lokovici, tik nad dimniki TEŠ, nismo našli.

Poleg oddaljenosti od vira onesnaževanja ima pomembno vlogo tudi lega glede na TEŠ; ni namreč vseeno v kateri smeri od točkovnega vira delamo popise. Pomembno vlogo pri razporejanju onesnažil v zraku imajo vetrovi in potovanja zračnih mas. Tako smo opazili razliko npr. med Slemenom na severozahodu TEŠ in Paškim Kozjakom bolj vzhodno od TEŠ. Kljub enaki nadmorski višini število različnih lišajev ni bilo primerljivo. Na Slemenu smo sicer našli več različnih vrst lišajev, vendar so prevladovali lišaji s skorjastim tipom steljke. Lišajev, tipičnih za bolj čista območja, nismo našli. Izjema je bilo nekaj steljk lišajev iz rodu *Usnea*, ki so lišaji grmičastega tipa. Vendar so bile steljke slabo razvite in zelo redke. Na Paškem Kozjaku je pestrost lišajske vegetacije sicer podobna tisti na Slemenu, vendar s to razliko, da smo na Paškem Kozjaku našli vrsto iz rodu *Calicium*, ki je tipična za območja s čistim zrakom.

Nadmorska višina lokacij, kjer smo vzorčevali, je zelo pomemben podatek za interpretacijo rezultatov. Tako kot višje rastline so tudi lišaji omejeni s svojo rastjo z naraščanjem nadmorske višine. Z nadmorsko višino se spreminja drevesna sestava, kar vpliva na razširjenost lišajev. Lišaji namreč preferirajo določeno podlago za svojo rast in v višinah, ko bukev ne uspeva več, izginjajo tudi lišaji, ki rastejo pretežno na tej drevesni vrsti. Omejitev pa ni le zaradi drugačne drevesne sestave; tudi lišaji imajo svoje ekološke niše in na visokih legah marsikdaj ne uspevajo zaradi svojih ekoloških zahtev. Z nadmorsko višino se spreminja temperatura, vlaga in intenziteta sevanja, kar vse močno vpliva na prisotnost oz. odsotnost določenih lišajevskih vrst v določenem okolju. V dolini, kakršna je Šaleška dolina z okoliškimi hribi, se pomen upoštevanja nadmorske višine lokacije vzorčevanja izkaže za pomembnega še iz enega vidika – pozimi je namreč v Šaleški dolini pogosta temperaturna inverzija. Pozimi so tako onesnažila skoncentrirana v dolini vse do roba temperaturne inverzije, ki je na nadmorski višini 750 – 1000 m. Nad mejo temperaturne inverzije opravičeno pričakujemo večjo pestrost lišajevskih vrst, kar se je v praksi izkazalo za resnično. Nad mejo zgornje temperaturne inverzije smo identificirali mnogo več vrst lišajev kot nižje v dolini, kar smo dokazali z uporabo *Studentovega t-testa* ( $p < 0,01$ ). Razlike so občutne ne le glede na število različnih vrst, temveč tudi glede na poraščenost drevja z lišaji.

## 5.2 DOLOČITEV INDEKSOV ZRAČNE ČISTOSTI

Na območju Šaleške doline smo v letih 2002 -2005 ocenjevali kakovost zraka na podlagi popisov epifitskih lišajev po štirih različnih metodah, od katerih so tri metode temeljile na popisu prisotnosti vrst (EU, VDI in ICP-Forest), ena pa na oceni številčnosti in pokrovnosti rastnih tipov lišajev (SI metoda). Ugotavljali smo, če so uporabljene metode pokazale med lokacijami enake razlike v kakovosti zraka. Glede na to, da smo na istih lokacijah opravljali oceno kakovosti zraka tako v gozdu, kot tudi na prostem, so nas zanimale tudi razlike v oceni kakovosti zraka v odvisnosti od rabe prostora. Na območju raziskovanja so predvsem v preteklosti bile velike koncentracije onesnažil v okolju, saj je iz TEŠ bilo izpuščenega veliko SO<sub>2</sub> in drugih onesnažil; zaradi onesnaženosti je na tem območju v času največjih emisij iz TEŠ zaradi občutljive narave lišajske steljke nedvomno prišlo do propadanja nekaterih vrst lišajev. Zanimalo nas je ali je tudi v območjih, kjer je lišajska vegetacija na splošno nekoliko slabše razvita, mogoče ugotavljati kakovost zraka na podlagi popisov prisotnih lišajev.

Z uporabo EU metode smo v letih 2002 – 2005 skupaj identificirali 58 različnih vrst epifitskih lišajev, največ na lokaciji Lepa Njiva (33) in najmanj na lokaciji Topolšica (11). Z uporabo VDI metode, kjer je popis potekal na istih drevesih kot pri EU metodi smo zaradi različnega načina popisovanja (različna velikost mrežice in vzorčenje le na eni strani drevesnega debla) identificirali skupno nekoliko manj vrst epifitskih lišajev, in sicer 52 vrst; od tega največ na lokacijah Lepa Njiva in Andraž (po 22) in najmanj v Topolšici (7). Z metodo ICP-Forest smo identificirali bistveno manj različnih vrst lišajev (skupaj 19), od tega smo jih največ identificirali na lokaciji Lepa Njiva (12) in najmanj na lokacijah Zgornji Šalek in Podkraj (po 2 vrsti). Podrobnejši pregled števila identificiranih vrst je podan tabelarično (Preglednica 24), popoln seznam identificiranih vrst pa je podan v poglavju rezultati (Preglednica 17).

Preglednica 24: Število identificiranih vrst lišajev na posameznih lokacijah v Šaleški dolini v letih 2002 – 2005 glede na uporabljeno metodo popisa.

Table 24: The number of identified lichen species at locations in the Šalek Valley in years 2002 – 2005 using different method for the mapping.

Lokacija	EU metoda	VDI metoda	ICP-Forest metoda	skupaj
Zavodnje, ANAS	18	17	3	21
Lokovica	22	20	7	27
Andraž	29	22	3	31
Topolšica	11	7	5	12
Cirkovce	20	16	7	21
Zavodnje, Završnik	14	10	8	15
Florjan, Prešar	26	16	6	29
Lepa Njiva	33	22	12	37
Gaberke	18	14	7	20
Zgornji Šalek	20	13	2	21
Podkraj	24	16	2	24
Bele Vode	20	14	/	22
Paški Kozjak	18	12	/	18
Lopatnik	27	17	/	27
<b>SKUPAJ</b>	<b>58</b>	<b>52</b>	<b>19</b>	<b>61</b>



Preglednica 25: Število lokacij, na katerih smo v letih 2002 – 2005 v Šaleški dolini identificirali posamezno vrsto lišaja z izbrano metodo popisovanja epifitskih lišajev.

Table 25: Number of locations in the Šalek Valley at which the individual lichen species was identified in years 2002 – 2005 according to each method for mapping of epiphytic lichens.

Vrsta lišaja	št. lokacij, kjer je bila vrsta identificirana			
	EU	VDI	ICP-Forest	skupaj
<i>Amandinea punctata</i>	10	9	1	10
<i>Anaptychia ciliaris</i>	5	2	0	5
<i>Baccidia rubella</i>	1	1	0	1
<i>Bryoria fuscescens</i>	6	5	0	6
<i>Buellia griseiovirens</i>	2	0	1	3
<i>Calicium salicinum</i>	1	1	1	1
<i>Candelaria concolor</i>	2	2	0	2
<i>Candelariella reflexa</i>	2	0	0	2
<i>Candelariella xanthostigma</i>	14	14	1	14
<i>Cetraria chlorophylla</i>	1	1	0	1
<i>Cladonia fimbriata</i>	1	0	0	1
<i>Cladonia</i> sp.	8	2	1	8
<i>Evernia prunastri</i>	5	4	0	7
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	1	1	1	1
<i>Hypogymnia farinacea</i>	1	1	0	1
<i>Hypogymnia physodes</i>	11	10	6	11
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	5	1	0	5
<i>Lecanora chlarotera</i>	10	3	0	10
<i>Lecanora conizaeoides</i>	13	13	10	13
<i>Lecanora expallens</i>	13	7	7	13
<i>Lecanora hagenii</i>	1	0	1	2
<i>Lecanora pulicaris</i>	3	2	1	4
<i>Lecanora saligna</i>	1	0	0	1
<i>Lecanora symmicta</i>	1	0	0	1
<i>Lecanora</i> sp.	0	1	0	1
<i>Lecidella elaeochroma</i>	2	1	0	2
<i>Lepraria incana</i>	7	1	1	8
<i>Lepraria lobificans</i>	5	1	0	5
<i>Lepraria rigidula</i>	1	0	0	1
<i>Lepraria</i> sp.	8	10	4	12
<i>Ochrolechia</i> sp.	9	3	2	10
<i>Ochrolechia turneri</i>	5	4	0	6
<i>Parmelia caperata</i>	6	4	0	6
<i>Parmelia elegantula</i>	2	0	0	2
<i>Parmelia exasperatula</i>	7	5	0	7
<i>Parmelia glabra</i>	1	1	0	1
<i>Parmelia glabratula</i>	13	13	4	13
<i>Parmelia pastillifera</i>	5	3	0	5
<i>Parmelia saxatilis</i>	4	4	0	4
<i>Parmelia</i> sp.	2	0	0	2
<i>Parmelia subargentifera</i>	5	5	0	5
<i>Parmelia subaurifera</i>	1	0	0	1
<i>Parmelia subrudecta</i>	4	3	0	4
<i>Parmelia sulcata</i>	13	12	2	13
<i>Parmelia tiliacea</i>	6	6	0	6
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	5	3	0	5

se nadaljuje

nadaljevanje

Vrsta lišaja	št. lokacij, kjer je bila vrsta identificirana			
	EU	VDI	ICP-Forest	skupaj
<i>Pertusaria albescens</i>	7	8	0	8
<i>Pertusaria amara</i>	3	1	0	3
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	4	3	0	4
<i>Phlyctis argena</i>	7	6	4	10
<i>Physcia adscendens</i>	12	10	1	12
<i>Physcia aipolia/stellaris</i>	2	3	0	3
<i>Physconia perisidiosa</i>	1	0	0	1
<i>Platismatia glauca</i>	0	1	0	1
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	2	2	0	3
<i>Ramalina farinacea</i>	5	6	0	6
<i>Ramalina fastigiata</i>	6	1	0	6
<i>Scoliciosporum chlorococcum</i>	13	7	11	13
<i>Usnea filipendula</i>	1	0	0	1
<i>Usnea</i> sp.	5	6	0	6
<i>Xanthoria parietina</i>	3	1	0	3

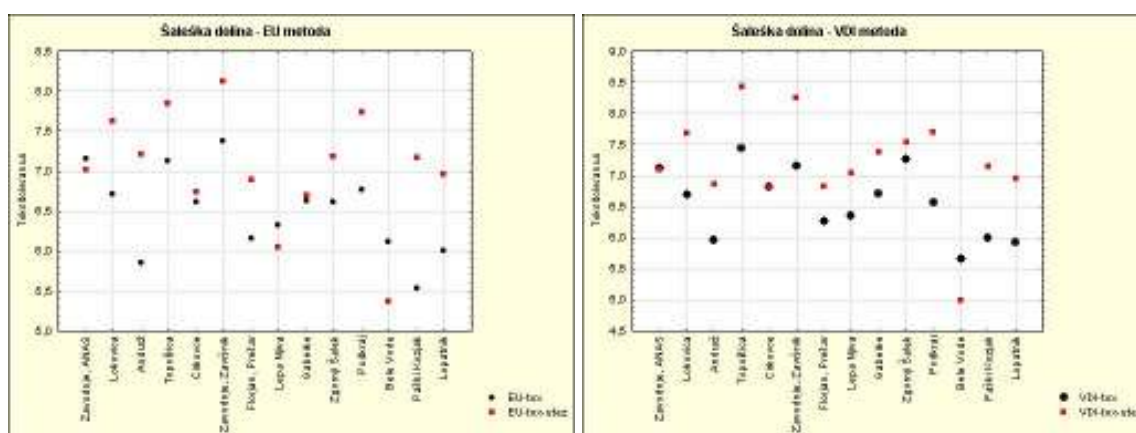
Pri pregledu identificiranih vrst smo ugotovili, da se posamezne vrste ne pojavljajo na vseh lokacijah. Ugotovili smo, da se na 13 ali vseh 14 lokacijah pojavljajo le posamezne vrste lišajev, kar je razvidno iz zgornje preglednice (Preglednica 25), in sicer sta to listasti vrsti lišaja *Parmelia glabrata* in *P. sulcata*, ter skorjaste vrste *Candelariella xanthostigma*, *Lecanora conizaeoides*, *L. expallens* in *Scoliciosporum chlorococcum*. To so vrste, ki so na onesnažen zrak zelo odporne; za *L. conizaeoides* je znana zelo velika toleranca na zračna onesnažila. Še več, za to vrsto je značilno, da je na območjih, kjer zrak ni onesnažen, ne najdemo (van Dobben in sod., 2001; Prügger, 2002). Pogosto se pojavljajo tudi skorjaste vrste *Phlyctis argena*, *Ochrolechia* sp., *Lepraria* sp., *Lecanora chlorotera*, *Amandinea punctata* ter na onesnažen zrak zelo odporni listasti vrsti *Physcia adscendens* in *Hypogymnia physodes*, s tem da je prva vrsta bolj nitrofilna vrsta, slednja pa spada med na SO<sub>2</sub> bolj odporne, acidofilne vrste lišajev.

Preglednica 26: Izračunani indeksi toksitolerance po Wirthu (1992) za posamezne lokacije – brez in ob upoštevanju frekvenc pojavljanja lišajev.

Table 26: *Indexes of toxitolérance after Wirth (1992) at each location – without and with the consideration of appearance frequencies of lichens.*

Lokacija	Toksitolérance		Toksitolérance	
	EU	EU-utežena	VDI	VDI-utežena
Zavodnje, ANAS	7,15	7,01	7,13	7,09
Lokovica	6,71	7,62	6,69	7,67
Andraž	5,85	7,21	5,95	6,86
Topolšica	7,12	7,84	7,43	8,42
Cirkovce	6,61	6,74	6,81	6,81
Zavodnje, Završnik	7,38	8,12	7,16	8,24
Florjan, Prešar	6,16	6,89	6,27	6,82
Lepa Njiva	6,33	6,04	6,35	7,04
Gaberke	6,63	6,7	6,71	7,37
Zgornji Šalek	6,61	7,18	7,25	7,54
Podkraj	6,77	7,73	6,56	7,69
Bele Vode	6,11	5,37	5,65	4,99
Paški Kozjak	5,53	7,16	6	7,14
Lopatnik	6	6,96	5,93	6,94

Za vsako lokacijo smo na osnovi pojavljanja epifitskih lišajev (brez in ob upoštevanju frekvence pojavljanja različnih lišajskih vrst na posamezni lokaciji) iz literaturnih podatkov (Wirth, 1992) določili vrednosti toksitolerance (indeks To). Podatki so podani v zgornji preglednici (Preglednica 26). Ugotovili smo, da smo dobili glede na obe uporabljeni metodi popisa prisotnih lišajev (EU in VDI) dobili primerljive rezultate toksitolerance. Za zelo pomembno se je izkazalo upoštevanje frekvence prisotnih vrst epifitskih lišajev (Slika 29), saj so vrednosti toksitolerance za posamezno lokacijo v večini primerov večje ob upoštevanju teh frekvenc, kar pomeni, da so prevladovale na onesnažen zrak bolj odporne vrste epifitskih lišajev. V obeh uporabljenih metodah popisa (EU in VDI) je izjema lokacija Bele Vode, kjer smo ob upoštevanju frekvenc pojavljanja vrst lišajev določili dosti manjše indekse toksitolerance, kar pomeni, da so na tej lokaciji bile številčnejše na onesnažen zrak bolj občutljive vrste lišajev.



Slika 29: Prikaz izračunanih indeksov toksitolerance za posamezne lokacije v Šaleški dolini glede na različne metode popisovanja lišajev. Indeksi so izračunani brez upoštevanja in z upoštevanjem frekvenc pojavljanja lišajev.

Figure 29: Indexes of toxicity tolerance in the Šalek Valley regarding two different methods for epiphytic lichen mapping. Indexes were calculated with or without the considerations of lichen frequencies.

Na podlagi identificiranih vrst epifitskih lišajev smo skladno z metodologijo posamezne metode izračunali indekse zračne čistosti in lokacije umestili v razrede zračne čistosti. Pri EU, VDI in ICP-Forest metodi smo glede na pridobljene podatke za umestitev lokacij v razrede zračne čistosti morali izračunati še širine razredov zračne čistosti. Zaradi preglednosti dela na tem mestu podajamo tudi širine razredov po SI metodi, ki pa so že vnaprej določene in so fiksne. Pri ostalih metodah smo širine razredov izračunali, opisi posameznega razreda pa so odvisni od ujemanja izračunane širine razredov s predlaganimi širinami (podano v preglednicah) razredov. Tako je predlagana širina razreda po EU metodi 20, izračunana širina razreda za raziskovalno območje Šaleške doline pa je 17,44. Po VDI metodi je referenčna širina razreda 12,5, izračunana širina razreda za Šaleško dolino pa je 10,58. Skladno z metodo ICP-Forest smo za Šaleško dolino določili širino razreda 8,69, pri SI metodi pa je širina posameznega razreda fiksna, že vnaprej določena in znaša 13,5. Lokacije potem umestimo v razrede zračne čistosti, kjer pomeni razred 1 najslabšo kakovost zraka, višji razredi pa boljšo kakovost zraka; izjema je uporabljena SI metoda, kjer razred 1 pomeni najboljšo kakovost zraka in razred 5 najslabšo kakovost zraka (lišajška praznina).

Preglednica 27: Širine posameznih razredov za umestitev lokacij v razrede zračne čistosti na podlagi izračunanih IAP vrednosti po SI metodi (povzeto po Batič, 1991) in ICP-Forest metodi.

Table 27: *The width of air quality classes for ranging the locations in the classes of air purity according to calculated IAP values after the SI method (after Batič, 1991), and ICP-Forest method.*

Opis – SI	Razred	IAP	Opis – ICP-Forest	Razred	LDV <sub>F</sub>
lišajska praznina	5	0	diverziteta zelo velika	5	0 – 8,69
revna obrast z lišaji	4	1,0 – 13,5	velika diverziteta	4	8,70 – 17,38
zmerna obrast z lišaji	3	13,6 – 27,0	zmerna diverziteta	3	17,39 – 26,07
velika obrast z lišaji	2	27,1 – 40,5	majhna diverziteta	2	26,08 – 34,76
bujna lišajska vegetacija	1	40,6 – 54,0	zelo majhna diverziteta	1	34,77 – 43,45

Širine posameznih razredov so fiksne in vnaprej določene pri SI metodi, medtem ko smo pri ostalih metodah popisa in ocenjevanja kakovosti zraka (EU, VDI in ICP-Forest) širine razredov zračne čistosti izračunali iz podatkov o prisotnih vrstah lišajev. Izračunane širine razredov smo primerjali z referenčnimi širinami in podali opis posameznega razreda zračne čistosti za raziskovalno območje. Za umestitev lokacij v različne razrede zračne čistosti je bolje, da so širine razredov čim manjše; reprezentativne širine razredov raziskovalnega območja lahko na določenem območju dobimo z večanjem števila lokacij, vključenih v raziskavo. Glede na to, da smo za območje raziskovanja po vseh metodah (EU, VDI in ICP-Forest) izračunali širine razredov, ki so v rangu priporočenih širin razredov za geografska območja naših širin, in da smo lokacije zato lahko uvrstili v različne razrede zračne čistosti, sklepamo, da je v raziskavo bilo vključeno zadostno število lokacij.

Preglednica 28: Širine referenčnih razredov za EU in VDI metodi ter izračunane širine razredov za obe uporabljeni metodi v Šaleški dolini.

Table 28: *The width of reference classes for the EU and VDI methods, and calculated widths of classes for both methods used in the Šalek Valley.*

Referenčni opis – EU	Razred	LDV	Opis – EU*	Razred	LDV
diverziteta zelo velika	5	80 - 100	velika do zelo velika diverziteta	5	69,77 – 87,2
velika diverziteta	4	60 - 80	zmerna do velika diverziteta	4	52,33 – 69,76
zmerna diverziteta	3	40 - 60	zmerna diverziteta	3	34,89 – 52,32
majhna diverziteta	2	20 - 40	majhna diverziteta	2	17,45 – 34,88
zelo majhna diverziteta	1	0 - 20	zelo majhna diverziteta	1	0 – 17,44
Referenčni opis – VDI	Razred	LGW	Opis – VDI*	Razred	LGW
zelo majhna izpostavljenost	5	50,1 – 75	majhna do zelo majhna izpostavljenost	5	42,31 – 52,88
majhna izpostavljenost	4	37,6 – 50,0	zmerna do majhna izpostavljenost	4	31,74 – 42,30
zmerna izpostavljenost	3	25,1 – 37,5	velika do zmerne izpostavljenost	3	21,16 – 31,73
velika izpostavljenost	2	12,6 – 25,0	velika izpostavljenost	2	10,59 – 21,15
zelo velika izpostavljenost	1	0 – 12,5	zelo velika izpostavljenost	1	0 – 10,58

Opomba: Na podlagi referenčnih širin razredov so opisi izračunanih razredov lahko tudi vmesno stanje med dvema razredoma referenčnih mej.

Na podlagi izračunanih širin razredov in določenih vrednosti zračne čistosti za posamezne metode ocenjevanja kakovosti zraka smo lahko posamezne lokacije umestili v različne razrede zračne čistosti. Rezultati umestitve lokacij v razrede zračne čistosti z uporabo metod na prostostoječem drevju (EU, VDI in SI metod) so prikazani v spodnji preglednici (Preglednica 29). Na podlagi rezultatov, pridobljenih z uporabo EU metode, lahko lokacije v Šaleški dolini uvrstimo v 4 različne razrede zračne čistosti, od 2. razreda (majhna diverziteteta lišajev) za lokacijo Zavodnje (kmetija Završnik) do 5. razreda (velika do zelo velika diverziteteta lišajev) na lokacijah Florjan (kmetija Prešar), Zgornji Šalek in Lopatnik.

Z uporabo VDI metode lokacije prav tako razvrščamo v 4 različne razrede zračne čistosti, od 1. razreda (zelo velika izpostavljenost onesnažilom) na lokacijah Zavodnje (kmetija Završnik) in Topolšica, do 4. razreda (zmerna do majhna izpostavljenost onesnažilom) za lokaciji Florjan (kmetija Prešar) in Lopatnik. Z uporabo najpreprostejše metode od vseh treh uporabljenih na prostem, SI metode, smo lokacije uvrstili v 2 različna razreda zračne čistosti, razred 2 (velika obrast z lišaji) in razred 3 (zmerna obrast z lišaji).

Preglednica 29: Rezultati izračunanih vrednosti indeksov zračne čistosti in pripadajoči razredi zračne čistosti na podlagi popisov lišajev po EU, VDI in SI metodah na prostostoječem drevju.

Table 29: Results of indexes of air purity and its classes of air purity based on mapping of lichens on free-standing trees according to EU, VDI and SI methods.

Lokacija	EU metoda		VDI metoda		SI metoda	
	LDV	Razred	LGW	Razred	IAP	Razred
Zavodnje, ANAS	57,17	4	23,17	3	30,33	2
Lokovica	56,50	4	25,16	3	32,33	2
Andraž	60,83	4	26,83	3	31,67	2
Topolšica	51,00	3	9,67	1	16,67	3
Cirkovce	49,33	3	30,83	3	21,33	3
Zavodnje, Završnik	28,83	2	9,00	1	14,67	3
Florjan, Prešar	70,11	5	32,00	4	27,67	2
Lepa Njiva	56,83	4	21,00	2	27,33	3
Gaberke	59,17	4	20,33	2	31,83	2
Zgornji Šalek	75,33	5	30,50	3	29,33	2
Podkraj	45,33	3	20,83	2	27,17	3
Bele Vode	46,60	3	25,20	3	32,67	2
Paški Kozjak	59,33	4	19,83	2	31,17	2
Lopatnik	79,69	5	33,17	4	39,33	2

Opombe: LDV – indeks zračne čistosti po EU metodi (Lichen Diversity Value); LGW – indeks zračne čistosti po VDI metodi (Luft Gute Werke); IAP – indeks zračne čistosti po SI metodi (Index of Atmospheric Purity).

V gozdu smo ocenjevali kakovost zraka z uporabo dveh različnih metod, ICP-Forest in SI metode, rezultati so podani v preglednici (Preglednica 30). Z uporabo ICP-Forest metode smo lokacije uvrstili v 3 različne razrede zračne čistosti, od 1. razreda (zelo majhna diverziteteta lišajev) na lokaciji Cirkovce, do 3. razreda (zmerna diverziteteta lišajev) na lokacijah Lokovica, Topolšica, Zavodnje (kmetija Završnik), Florjan (kmetija Prešar), Lepa Njiva in Gaberke. Z uporabo SI metode smo lokacije umestili v 2 različna razreda zračne čistosti, v 3. (zmerna obrast z lišaji) in 4. (revna obrast z lišaji) razred.

Preglednica 30: Rezultati izračunanih vrednosti indeksov zračne čistosti in pripadajoči razredi zračne čistosti na podlagi popisov lišajev po ICP-Forest in SI metodah na drevju v gozdu.

Table 30: Results of indexes of air purity and its classes of air purity based on mapping of lichens on forest trees according to ICP-Forest and SI methods.

Lokacija	LDV <sub>F</sub>	Razred	IAP <sub>F</sub>	Razred
Zavodnje, ANAS	13,17	2	14,80	3
Lokovica	20,42	3	9,67	4
Andraž	6,08	1	5,83	4
Topolšica	18,92	3	17,67	3
Cirkovce	13,67	1	14,67	3
Zavodnje, Završnik	22,17	3	16,83	3
Florjan, Prešar	21,25	3	5,17	4
Lepa Njiva	25,83	3	12,00	4
Gaberke	17,58	3	10,67	4
Zgornji Šalek	13,17	2	11,17	4
Podkraj	14,50	2	10,83	4

Opombe: LDV<sub>F</sub> – indeks zračne čistosti po ICP-Forest metodi (Lichen Diversity Value, forest); IAP<sub>F</sub> – indeks zračne čistosti po SI metodi (Index of Atmospheric Purity, forest).

Pri primerjavi izračunanih indeksov zračne čistosti glede na opravljene popise na prostem (izvzeta je bila SI metoda) smo z uporabo neparametrične metode, z izračunom Spearmanovega korelacijskega koeficienta  $R$ , ugotovili soodvisnost med indeksi izračunanimi po VDI in EU metodi ( $R = 0,55^*$ ). Pri primerjavi umestitve lokacij v razrede zračne čistosti po EU in ICP-Forest metodi, pri katerih je princip popisovanja enak (le da pri EU metodi popisujemo lišaje na prostostoječem drevju, pri ICP-Forest pa na gozdnem drevju), smo ugotovili statistično neznačilne negativne soodvisnosti ( $R = -0,34$ ,  $p = 0,30$ ). Razlog za to je lahko v različni stopnji vnosa onesnažil v oba sistema (Simončič, 1996; Hauck in sod., 2002) in tudi v različnih ekoloških razmerah za uspevanje lišajev. Tudi pri primerjavi izračunanih indeksov zračne čistosti po SI metodi na prostem in v gozdu smo ugotovili negativne soodvisnosti, tokrat statistično značilne ( $R = -0,67^*$ ), kar prav tako razlagamo z različnim vnosom onesnažil. Za Šaleško dolino (Zavodnje) je bila dokazana različna kakovost padavin na odprtem in v gozdu (Simončič, 1996). Negativne soodvisnosti smo ugotovili med razredi zračne čistosti po SI metodi in razredi po VDI metodi ( $R = -0,37$ ,  $p = 0,19$ ) oz. razredi po EU metodi ( $R = -0,68^{**}$ ), kar je bilo povsem pričakovano, saj je pri SI metodi najboljša kakovost zraka opredeljena z razredom 1, medtem ko pri ostalih metodah razred 1 pomeni najslabšo kakovost zraka. Za posamezne lokacije lahko ugotovimo, da smo lokacije glede na VDI ali EU metodo ocene kakovosti zraka vedno uvrstili relativno v enako območje onesnaženosti.

Rezultati kažejo, da je SI metoda najmanj občutljiva na razlike; to je bilo pričakovano, saj temelji na preprosti oceni številčnosti in pokrovnosti posameznih rastnih oblik lišajev (skorjasti, listasti, grmičasti) in ne na prisotnosti vrst lišajev, kot to velja za VDI in EU metodo. Poleg tega z uporabo SI metode tudi ne dobimo nobenih podatkov o vrstni sestavi prisotnih lišajev, kar je še posebej pomembno pri večletnih študijah, ko poleg izračunanih indeksov zračne čistosti primerjamo tudi število različnih vrst lišajev in tudi vrstno sestavo v smislu pojavljanja bolj ali manj odpornih vrst lišajev na določen tip onesnažil.

Izračunani indeksi zračne čistosti po metodah, ki temeljijo na popisu prisotnih vrst lišajev v gozdu, ne dajo tako jasno različnih rezultatov (v smislu ugotavljanja razlik med posameznimi raziskovanimi lokacijami) kot tisti, ki so določeni na podlagi popisa prisotnih vrst lišajev na odprtem. Zdi se, da ocena kakovosti zraka na podlagi kartiranja epifitskih lišajev v gozdu ni tako primerna metoda, kot popis lišajev na odprtem; v tem primeru lahko določimo jasno razmejene razrede zračne čistosti, kar je tudi posledica razpoložljivosti dreves (na katerih delamo popise) v gozdu. V pasu z nadmorsko višino med 400 in 1000 m nadmorske višine je v slovenskih naravnih gozdovih namreč najbolj enakomerno porazdeljena drevesna vrsta bukev (*Fagus sylvatica*), v iglastih gozdovih pa je najpogostejša navadna smreka (*Picea abies*); za obe vrsti je značilna revna obrast z lišaji.

Vrstno bogastvo je eden od pokazateljev različnih razmer v gozdu in na prostem; vrstna sestava je pogosto uporabljena za prostorske analize v ekosistemih (Brunialti in Giordani, 2003; Kapusta in sod., 2004; Giordani, 2006; Will-Wolf in sod., 2006). Razlike v pogostosti pojavljanja vrst med gozdom in negozdnimi ekosistemi so lahko posledica različnih ekoloških razmer. Kapusta in sodelavci (2004) so ugotovili velike razlike v vrstnem bogastvu lišajev na lokalni ravni, ki so posledica raznolikosti v naravnih habitatih (razpoložljivost drevesnih vrst, starost dreves, senca, ipd.), število identificiranih vrst lišajev pa je bilo odvisno tudi od starosti gozdnega sestoja; več vrst je bilo identificiranih v starih gozdovih.

Ugotovili smo, da je število vrst lišajev odvisno od tipa rabe prostora (gozd oz. odprto); razlike so značilne (*Wilcoxon test po metodi parov*,  $p < 0,001$ ), kot to ugotavljajo tudi drugi raziskovalci (Brunialti in Giordani, 2003; Kapusta in sod., 2004; Giordani, 2006; Will-Wolf in sod., 2006). Ugotovljena je bila soodvisnost v številu vrst med EU in VDI metodo ( $R = 0,86^{***}$ ), popisi pa so pri obeh metodah bili narejeni na istih drevesih na prostem. V preteklih letih, ko so bile koncentracije  $SO_2$  v zraku velike (Rotnik, 2007), je prišlo do poškodb lišajske vegetacije v Šaleški dolini (Batič, 1991; Kruhar, 1994); ker pa je bilo več odloženega žvepla v gozdu v primerjavi z odprto pokrajino (Simončič, 1996; Simončič, 2005, ustni vir), smo pričakovali več vpliva na lišajsko vegetacijo v gozdu kot na prostem, kar rezultati kartiranj, opravljenih v okviru te naloge, tudi potrjujejo. V primerjavi z letom 1994 (Kruhar, 1994) je zaradi manjšanja izpustov  $SO_2$  iz TEŠ (Preglednica 9) že prišlo do manjšega izboljšanja stanja epifitske lišajske vegetacije kot direktne posledice zmanjševanja koncentracij  $SO_2$ , kot sta to ugotovila tudi Loppi in Corsini (2003), vendar je izboljšanje bolj opazno na prostem kot v gozdu. Pomemben dejavnik pri pojavljanju lišajev je kemijska sestava toka po deblu (Volker, 2002; Hauck, 2003).

Bistveno manjše število epifitskih lišajev v gozdu v primerjavi z odprtim območjem je posledica različnih ekoloških razmer (svetloba, vlaga, itd.) in tudi različnega vnosa onesnažil v oba ekosistema v osemdesetih letih prejšnjega stoletja, ko so bile koncentracije onesnažil zelo velike. Vnos dušika v slovenske gozdove je še vedno velik, a je pod mejo kritičnega vnosa za listopadne gozdove, medtem ko vnos žvepla še vedno narašča (Simončič, 2005, ustni vir), čeprav se skupne količine  $SO_4-S$  v obliki mokrega useda manjšajo od leta 1995 dalje (Kraigher in sod., 2007).

Z uporabo različnih metod ocenjevanja kakovosti zraka na območju Šaleške doline smo ugotovili, da smo dobili sicer primerljive rezultate onesnaženosti, vendar se občutljivosti in s tem moči posamezne uporabljene metode razlikujejo. Večji vnosi onesnažil v gozdne ekosisteme v primerjavi z vnosom na odprtem ter specifične razmere za rast lišajev v gozdu imajo za posledico manjšo diverzitetu epifitskih lišajev v gozdu in manjšo obrast drevja z lišaji; zato je v gozdu bila ocenjena slabša kakovost zraka, lokacije smo lahko uvrstili po ICP-Forest v 3 različne razrede zračne čistosti in po SI metodi v 2 razreda zračne čistosti. Zaradi tega za ocenjevanje kakovosti zraka na območju vsekakor predlagamo popise na prostostojećem drevju.

Na podlagi primerjave rezultatov metod, uporabljenih na prostostojećem drevju (EU, VDI in SI), lahko zaključimo, da smo prav tako dobili primerljive rezultate, vendar je občutljivost in moč metod različna. Z SI metodo smo, prav tako kot v gozdu tudi na prostem, lokacije uvrstili v samo 2 različna razreda zračne čistosti, vendar so bile lokacije uvrščene v višje razrede zračne čistosti kot na podlagi popisov v gozdu. Metoda je zelo preprosta, saj temelji na oceni številčnosti in pokrovnosti posameznih rastnih oblik lišajev (skorjasti, listasti in grmičasti), zaradi česar je občutljivost metode za oceno kakovosti zraka zelo slaba; je pa zelo primerna kot dopolnilna metoda drugim raziskavam onesnaženosti okolja in za preliminarne in redne ocene onesnaženosti okolja na večjih območjih, tudi zaradi relativno preproste metodologije. Najbolj primerljive rezultate kakovosti zraka na posameznih lokacijah smo dobili z uporabo EU in VDI metod; obe metodi temeljita na popisu prisotnih vrst epifitskih lišajev. Z uporabo EU metode smo identificirali večje število vrst lišajev, kar pa ni imelo bistvenega vpliva na določen indeks zračne čistosti oz. na umestitev lokacije v razred zračne čistosti. Glede na to, da je za določanje vrst epifitskih lišajev potrebno specifično in dodatno znanje, so metode določitve kakovosti zraka, ki temeljijo na popisu prisotnih vrst lišajev, bistveno dražje od tistih, ki temeljijo zgolj na oceni prisotnosti posameznih rastnih tipov lišajev. EU, VDI in ICP-Forest metode so v primerjavi z SI metodo dražje tudi zaradi časovno daljših postopkov samih popisov in tudi obdelave podatkov.

Med metodama EU in VDI je bistvena razlika v načinu registriranja prisotnih vrst lišajev; EU metoda je v tem pogledu mnogo manj primerna za zgolj oceno kakovosti zraka, saj je potrebno identificirati vse znotraj vzorčevalnega kvadrata prisotne vrste epifitskih lišajev, kar je zaradi popisov na vseh štirih straneh drevesnega debla mnogo bolj zamudno – pri VDI metodi opravimo popis samo na najbolj obrasli strani drevesnega debla. Glede na to, da je pri VDI metodi potrebno ugotoviti prisotnost samo določenih vrst lišajev (seznam je podan v vzorčevalnem listu), je tudi usposabljanje kadra za tovrstne popise lažje in cenejše, kot za opravljanje popisov po EU metodi, kjer je potrebno identificirati prav vse vrste lišajev. Ker smo z obema metodama dobili zelo primerljive rezultate, zaključujemo, da je za ocenjevanje kakovosti zraka na nekem območju VDI metoda, od vseh štirih uporabljenih, najbolj primerna. V primeru, ko nas poleg ocene kakovosti zraka zanima tudi število in raznolikost vrst lišajev, je primernejša uporaba EU metode, s katero identificiramo vse vrste lišajev na popisnem drevesu.



### 5.3 VSEBNOSTI TEŽKIH KOVIN V LIŠAJIH

V steljkah lišajev, izpostavljenih na 8 različnih lokacij po Sloveniji, smo merili vsebnosti Pb, Cd, As in Zn in vsebnosti primerjali z začetnimi vsebnostmi iz lišajev referenčnega območja na Rogli. Glede na to, da smo lišaje presadili na industrijska območja po Sloveniji, smo pričakovali povečanje vsebnosti v primerjavi z začetnimi vsebnostmi. Na območju Šaleške dolini in Zasavja smo pričakovali povečanje istih težkih kovin, saj je na območjih prevladujoč vir onesnaževanja termoeenergetska dejavnost; zaradi mnogo večjih emisij iz TEŠ v Šaleški dolini v primerjavi s TET v Zasavju smo pričakovali večje vsebnosti merjenih kovin v lišajih, izpostavljenih v Šaleški dolini, predvsem na Velikem Vrhu, kjer je zaradi obratovanja čistilnih naprav do izboljšanja stanja prišlo šele v letu 2006 (Rotnik, 2007).

#### 5.3.1 Vsebnosti Pb in primerjava med lokacijami

Preglednica 31: Značilnost razlik v vsebnosti Pb v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2001 – 2006 (ANOVA, z izračunom LSD).

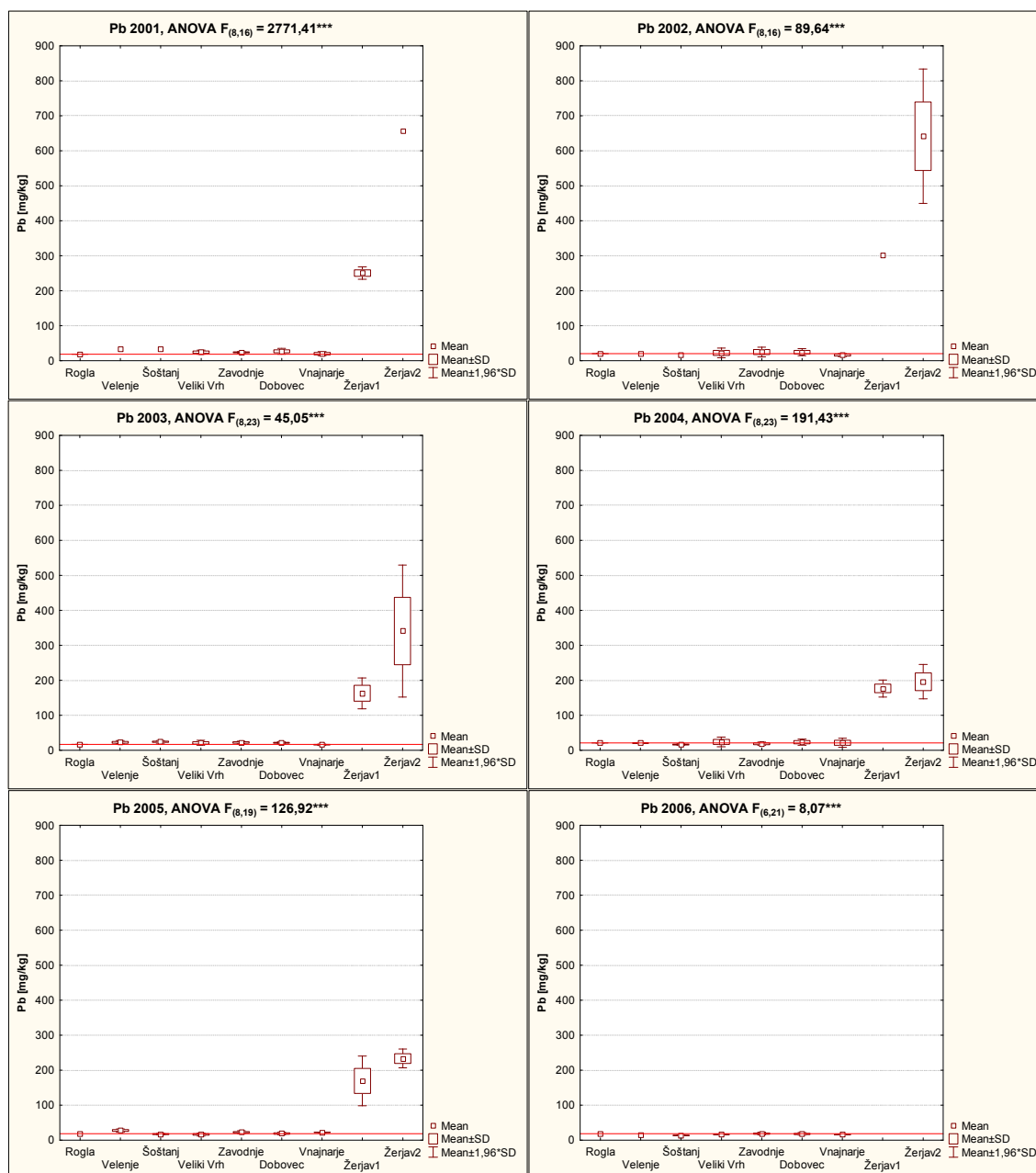
Table 31: Significance of differences in Pb levels in transplanted lichens in years 2001 – 2006 (ANOVA with LSD post-hoc test).

Pb	VE	ŠO	VV	ZA	DO	VN	ŽE1	ŽE2	VE	ŠO	VV	ZA	DO	VN	ŽE1	ŽE2
	<b>2001 Pb: <math>F_{(8,16)} = 2771,41^{***}</math></b>								<b>2002 Pb: <math>F_{(8,16)} = 89,64^{***}</math></b>							
RO	*	*	NS	NS	NS	NS	***	***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***	***
VE		NS	NS	NS	NS	*	***	***		NS	NS	NS	NS	NS	***	***
ŠO			NS	NS	NS	*	***	***			NS	NS	NS	NS	***	***
VV				NS	NS	NS	***	***				NS	NS	NS	***	***
ZA					NS	NS	***	***					NS	NS	***	***
DO						NS	***	***						NS	***	***
VN							***	***							***	***
ŽE1								***								***
	<b>2003 Pb: <math>F_{(8,23)} = 45,05^{***}</math></b>								<b>2004 Pb: <math>F_{(8,23)} = 191,43^{***}</math></b>							
RO	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***	***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***	***
VE		NS	NS	NS	NS	NS	***	***		NS	NS	NS	NS	NS	***	***
ŠO			NS	NS	NS	NS	***	***			NS	NS	NS	NS	***	***
VV				NS	NS	NS	***	***				NS	NS	NS	***	***
ZA					NS	NS	***	***					NS	NS	***	***
DO						NS	***	***						NS	***	***
VN							***	***							***	***
ŽE1								***								*
	<b>2005 Pb: <math>F_{(8,19)} = 126,92^{***}</math></b>								<b>2006 Pb: <math>F_{(6,21)} = 8,07^{***}</math></b>							
RO	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***	***	**	NS	NS	NS	NS	NS	/	/
VE		NS	NS	NS	NS	NS	***	***		**	***	***	***	***	/	/
ŠO			NS	NS	NS	NS	***	***			NS	*	NS	NS	/	/
VV				NS	NS	NS	***	***				NS	NS	NS	/	/
ZA					NS	NS	***	***					NS	NS	/	/
DO						NS	***	***						NS	/	/
VN							***	***							/	/
ŽE1								***								/

Opombe: \*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; NS: razlike niso statistično značilne.

RO – Rogla; VE – Velenje; ŠO – Šoštanj; VV – Veliki Vrh; ZA – Zavodnje; DO – Dobovec; VN – Vnajarje; ŽE1 – Žerjav 1 (pri osnovni šoli); ŽE2 – Žerjav 2 (za Narodnim domom).

Rezultati vsebnosti Pb v presajenih steljkah napihnjene hipogimnije kažejo na to, da je do značilnih povečanj (*ANOVA z izračunom LSD*) vsebnosti te kovine prišlo v vseh 6 letih trajanja poskusa le v lišajih, ki so bili izpostavljeni v Žerjavu (na obeh lokacijah) v Zgornji Mežiški dolini zaradi topilniške dejavnosti (Preglednica 31, Slika 30).



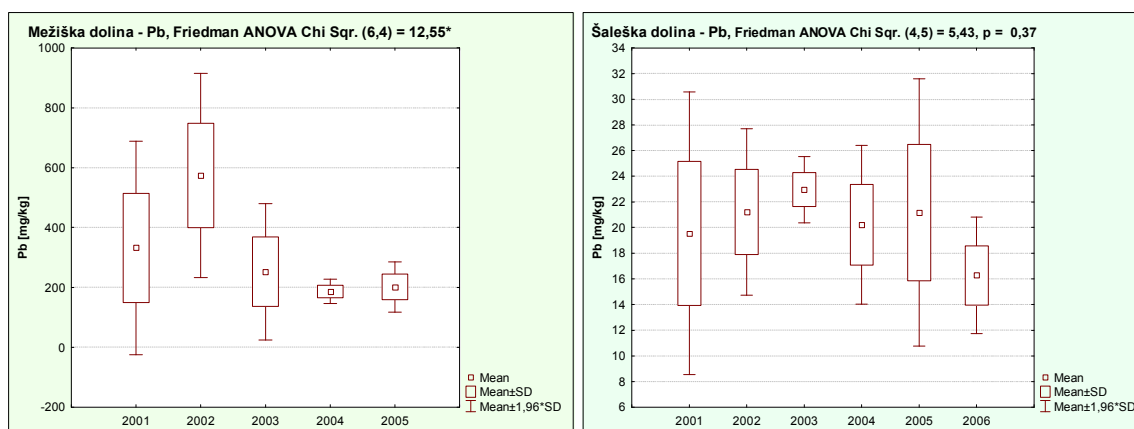
Slika 30: Vsebnosti Pb v lišajih iz Rogle in po šestih mesecih izpostavitve na izbrane lokacije v letih 2001 – 2006 (mg/kg suhe snovi).

Figure 30: Content of Pb in lichens from Rogla and after six months of exposure at selected locations in years 2001 – 2006 (mg/kg dry weight).

Izmerjene vsebnosti Pb v steljkah napihnjene hipogimnije z Rogle (17,3 mg/kg v letu 2003 – 21,4 mg/kg v letu 2004) so malo pod povprečnimi vsebnostmi te kovine v Sloveniji (26,5 mg/kg  $\pm$  9,19; Jeran in sod., 2002), a so v mejah pričakovanih vsebnosti. V Franciji so z obsežnim monitoringom z uporabo iste vrste lišaja določili povprečne vsebnosti Pb (28,4 mg/kg (v intervalu 4 – 72 mg/kg); Cloquet in sod., 2006), ki so malo nad povprečnimi vsebnostmi za Slovenijo, a še vedno v istem rangu. Z uporabo drugih vrst lišajev kot aktivnih bioindikatorjev so z vsebnostmi Pb v Šaleški dolini, Zasavju in Vnajnjarjami primerljive vsebnosti Pb izmerjene v lišajih vrste *Ramalina lacera* na območju Haifa Bay in Mt. Carmel v Izraelu (Garty in sod., 2001a); v tej vrsti lišaja se je na industrijskih območjih vsebnost Pb močno povečala v primerjavi z začetnimi vsebnostmi. Na ostalih območjih so bile izmerjene bistveno manjše vsebnosti kot v Sloveniji (Cercasov in sod., 2002; Frati in sod., 2005; Riga-Karandinos in Karandinos, 1998; Scerbo in sod., 2002), ne samo v emisijsko obremenjenih območjih, temveč tudi relativno čistih, kot je to Rogla. Seveda pa je potrebno poudariti, da absolutnih vsebnosti izmerjenih v steljkah lišajev različnih vrst ne smemo direktno primerjati, saj so vsebnosti odvisne od vrste lišaja (Riga-Karandinos in Karandinos, 1998; Cloquet in sod., 2006) in okolja, kjer raste.

V pričakovanih mejah so tudi izmerjene vsebnosti Pb v presajenih lišajih na vseh lokacijah, razen v Žerjavu v Zgornji Mežiški dolini. Na tem območju so izmerjene vsebnosti Pb največje in večje tudi od znanih literaturnih podatkov, kar jasno kaže na veliko obremenjenost tega območja s Pb. V tujih raziskavah so izmerili največje Pb na Nizozemskem, in sicer 147 mg/kg suhe teže (Sloof in Wolterbeek, 1991); mi smo v Zgornji Mežiški dolini izmerili v vzorcih, izpostavljenih na bolj zatišni legi v povprečju v vseh petih letih 202 mg/kg Pb, v tistih na bolj izpostavljeni legi pa so bile vsebnosti v povprečju vseh pet let skoraj 395 mg/kg Pb, z maksimalno izmerjeno vsebnostjo 742 mg/kg v letu 2002.

### 5.3.2 Vsebnosti Pb v različnih letih trajanja poskusa



Slika 31: Prikaz vsebnosti Pb v prenesenih steljkah napihnjene hipogimnije v posameznem letu. Prikazane so vsebnosti v lišajih iz Mežiške doline za obdobje 2001 – 2005 (slika levo) in v lišajih iz Šaleške doline za obdobje 2001 – 2006 (slika desno) (mg/kg suhe snovi).

Figure 31: Content of Pb in transplanted lichens *Hypogymnia physodes* for each year of exposure. The content of Pb in lichens from the Upper Meža Valley is presented for the period 2001 – 2005 (left), and in lichens from the Salek Valley for the period 2001 – 2006 (right) (mg/kg dry weight).

Z uporabo Friedman ANOVE smo ugotovili, da se vsebnosti Pb v steljkah presajenih lišajev med leti ne spreminjajo, tako skupaj za vse lokacije ( $\chi^2 = 1,48$ ,  $p = 0,83$ ), kot za Šaleško dolino ( $\chi^2 = 5,43$ ,  $p = 0,37$ ); razlike v vsebnostih Pb v steljkah izpostavljene napihnjene hipogimnije v Zgornji Mežiški dolini so statistično značilne, vsebnosti se rahlo zmanjšujejo ( $\chi^2 = 12,55^*$ ), predvsem je opazno zmanjšanje vsebnosti v lišajih, ki so bili preneseni na bolj izpostavljeno lokacijo izmed obeh (Žerjav2). V Šaleški dolini se v letih raziskovanja (2001 – 2006) tudi emisije iz glavnega točkovnega vira onesnaževanja, Termoelektrarne Šoštanj, niso več drastično spreminjale (Rotnik, 2007). Zanimivo pa je, da so v teh letih še naprej upadale vsebnosti Pb v branikah dreves (Poličnik in sod., 2007) in rogovju srnjadi (Pokorny in Zaluberšek, 2007) kot zelo ustreznih retrospektivnih bioindikatorjev onesnaženosti okolja s Pb.

### 5.3.3 Vsebnosti Cd in primerjava med lokacijami

Podobno kot za Pb smo tudi za kopičenje Cd v steljkah prenesenih lišajev ugotovili, da je do največjega kopičenja te težke kovine prišlo v lišajih, ki so bili presajeni v Zgornjo Mežiško dolino (Preglednica 32, Slika 32). Med obema lokacijama (Žerjav1 in Žerjav2) smo ugotovili značilne razlike v letu 2002 in razlike na meji statistične značilnosti v letu 2001; v letih 2003 – 2005 med obema lokacijama ni bilo razlik v vsebnosti Cd.

Povprečne izmerjene vsebnosti Cd v steljkah napihnjene hipogimnije so bile v Sloveniji v letu 1995 1,05 mg/kg (Jeran in sod., 1996) in so nato padle na 0,76 (Jeran in sod., 2002) oz. 0,75 mg/kg (Jeran in sod., 2007). Izmerjene vsebnosti Cd v steljkah napihnjene hipogimnije z Rogle so pod povprečjem, ki je znano za Slovenijo; povprečna vsebnost je 0,62 mg/kg (0,42 mg/kg v letu 2001 – 0,85 mg/kg v letu 2002). Glede na to, da je to naše referenčno območje, je razumljivo, da so začetne vsebnosti nekoliko pod povprečjem, znanim za Slovenijo za isto vrst epifitskega lišaja. V Franciji so za napihnjeno hipogimnijo določili še nekoliko manjše vsebnosti Cd, in sicer 0,40 mg/kg (0,18 – 0,68 mg/kg). V Grčiji so z uporabo treh različnih vrst epifitskih lišajev določili mnogo večje povprečne vsebnosti Cd (okrog 3 mg/kg), izmerjene vsebnosti Pb pa so bile mnogo manjše kot tiste v naši raziskavi (Riga-Karandinos in Karandinos, 1998). Izmerjene vsebnosti Cd v naši raziskavi pa so mnogo večje kot v lišajih, izpostavljenih na emisijska območja v Italiji (Fрати in sod., 2005).

Do povečanja vsebnosti Cd v primerjavi z začetnimi vsebnostmi v lišajih z Rogle je prišlo v Velenju v letih 2001 in 2003 (razlike so na meji statistične značilnosti); v letu 2006 so bile vsebnosti Cd v lišajih iz Velenja mnogo manjše kot v lišajih pred izpostavitvijo. Glede na to, da so začetne vsebnosti Cd v lišajih z Rogle bile povsem povprečne iz vseh 6 let raziskovanja, menimo, da majhne vsebnosti Cd v lišajih iz Velenja niso posledica zelo majhnih začetnih vsebnosti (in posledično vpliva relativno velike variabilnosti vsebnosti Cd v lišajih z Rogle), temveč dejansko zelo majhne izpostavljenosti lišajev tej kovini. Za lišaje je namreč značilno tudi to, da zelo hitro reagirajo na spremembe v okolju v smislu tako kopičenja kovin kot tudi manjšanja vsebnosti kovin v njihovih steljkah, če je teh v okolju manj (Loppi in sod., 2004). Na Dobovcu je prišlo do povečanja vsebnosti Cd v primerjavi z začetnimi vsebnostmi v lišajih z Rogle v letu 2001, v Šoštanju v letu 2003, na Velikem Vrhu v letu 2004 in v Vnajnarjah v letih 2002 in 2004 (razlike so na meji statistične značilnosti). V vseh letih izpostavitve je prišlo do izrazitega kopičenja v lišajih iz Zgornje Mežiške doline.

Preglednica 32: Značilnost razlik v vsebnosti Cd v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2001 – 2006 (ANOVA, z izračunom LSD).

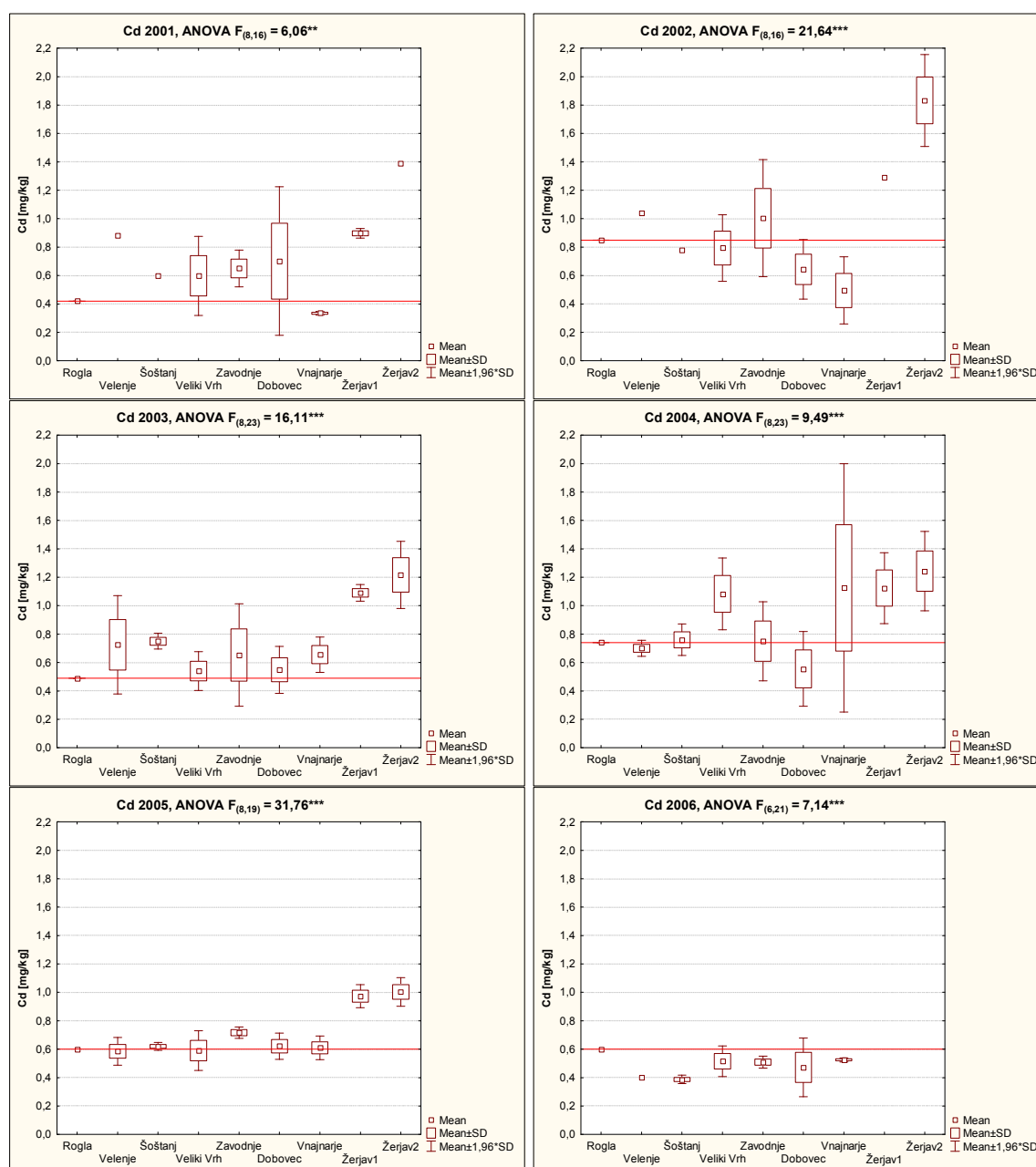
Table 32: Significance of differences in Cd levels in transplanted lichens in years 2001 – 2006 (ANOVA with LSD post-hoc test).

Cd	VE	ŠO	VV	ZA	DO	VN	ŽE1	ŽE2	VE	ŠO	VV	ZA	DO	VN	ŽE1	ŽE2
	<b>2001 Cd: <math>F_{(8,16)} = 6,06^{**}</math></b>								<b>2002 Cd: <math>F_{(8,16)} = 21,64^{***}</math></b>							
RO	*	NS	NS	NS	*	NS	**	***	NS	NS	NS	NS	NS	*	*	***
VE		NS	NS	NS	NS	*	NS	*		NS	NS	NS	*	*	NS	***
ŠO			NS	NS	NS	NS	NS	**			NS	NS	NS	NS	*	***
VV				NS	NS	NS	*	***				NS	NS	NS	*	***
ZA					NS	*	*	***						**	**	NS
DO						*	NS	***						NS	**	***
VN							***	***							***	***
ŽE1								*								**
	<b>2003 Cd: <math>F_{(8,23)} = 16,11^{***}</math></b>								<b>2004 Cd: <math>F_{(8,23)} = 9,49^{***}</math></b>							
RO	*	*	NS	NS	NS	NS	***	***	NS	NS	*	NS	NS	*	*	**
VE		NS	NS	NS	NS	NS	**	***		NS	**	NS	NS	*	**	***
ŠO			*	NS	*	NS	**	***			*	NS	NS	*	*	**
VV				NS	NS	NS	***	***				**	***	NS	NS	NS
ZA					NS	NS	***	***					*	**	**	***
DO						NS	***	***						***	***	***
VN							***	***							NS	NS
ŽE1								NS								NS
	<b>2005 Cd: <math>F_{(8,19)} = 31,76^{***}</math></b>								<b>2006 Cd: <math>F_{(6,21)} = 7,14^{***}</math></b>							
RO	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***	***	***	NS	NS	NS	NS	NS	/	/
VE		NS	NS	*	NS	NS	***	***		**	***	***	***	***	/	/
ŠO			NS	NS	NS	NS	***	***			NS	NS	NS	NS	/	/
VV				**	NS	NS	***	***				NS	NS	NS	/	/
ZA					*	*	***	***					NS	NS	/	/
DO						NS	***	***						NS	/	/
VN							***	***							/	/
ŽE1								NS								/

Opombe: \*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; NS: razlike niso statistično značilne.

RO – Rogla; VE – Velenje; ŠO – Šoštanj; VV – Veliki Vrh; ZA – Zavodnje; DO – Dobovec; VN – Vnajarje; ŽE1 – Žerjav 1 (pri osnovni šoli); ŽE2 – Žerjav 2 (za Narodnim domom).

Pri ugotavljanju razlik med posameznimi lokacijami izpostavitve smo ugotovili, da je od ostalih lokacij znotraj Šaleške doline izstopala le lokacija Veliki Vrh v letu 2004, kjer je bilo kopičenje Cd največje in je bilo primerljivo s tistim v Vnajarjih pri Ljubljani in Žerjavom v Zgornji Mežiški dolini (med temi lokacijami ni bilo ugotovljenih statistično značilnih razlik v vsebnosti Cd v steljkah izpostavljenih lišajev). Od ostalih lokacij je močno izstopala še lokacija Velenje v letu 2006, vendar se je vsebnost Cd po 6 mesecih izpostavitve na tej lokaciji močno zmanjšala. Razlike v vsebnosti Cd v steljkah presajenih lišajev smo v letu 2005 ugotovili tudi med lokacijami Zavodnje in Velenje, Dobovec ter Vnajarje (razlike na mejah statistične značilnosti) ter značilne razlike med Zavodnjami in Velikim Vrhom. Povečanje vsebnosti Cd na Zavodnjah v letu 2005 ni bilo statistično značilno, a je v primerjavi z izhodiščnim materialom z Rogle prišlo do povečanja. Do zmanjšanja vsebnosti kovin v lišajih lahko pride zaradi dejansko manjših koncentracij kovine v novem okolju (Loppi in sod., 2004) ali zaradi poškodb steljke lišaja in iztoka elementov iz njih (Jeran in Jačimović, 1997).



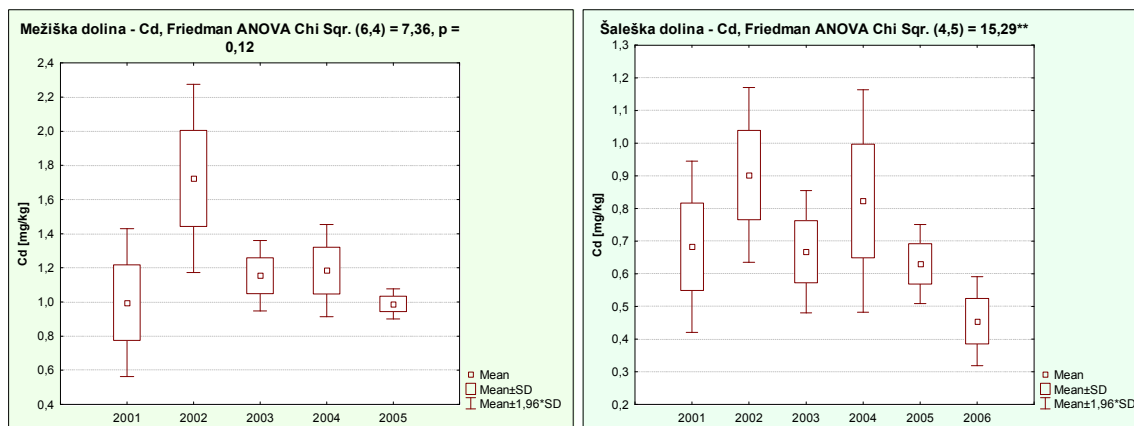
Slika 32: Vsebnosti Cd v lišajih iz Rogla in po šestih mesecih izpostavitve na izbrane lokacije v letih 2001 – 2006 (mg/kg suhe snovi).

Figure 32: Content of Cd in lichens from Rogla and after six months of exposure at selected locations in years 2001 – 2006 (mg/kg dry weight).

Prav tako kot za Pb lahko tudi za Cd zaključimo, da so vsebnosti tega elementa v lišajih, izpostavljenih v Zgornji Mežiški dolini nad slovenskim povprečjem in znašajo od 0,88 – 1,29 mg/kg na lokaciji Žerjav1, ter od 0,96 – 2,04 mg/kg na lokaciji Žerjav2. Večje vsebnosti Cd so bile izmerjene v Grčiji (okoli 3 mg/kg suhe teže; Riga-Karandinos in Karandinos, 1998) in tudi na Nizozemskem (okoli 2,8 mg/kg; Sloof in Wolterbeek, 1991), a so v obeh primerih bile uporabljene druge vrste epifitskih lišajev. V osrednji Italiji so z uporabo grmičastih epifitskih lišajev vrste *Evernia prunastri* kot aktivnih monitorjev (Fрати in sod., 2005) tako kot pri Pb tudi pri Cd ugotovili mnogo manjše vsebnosti merjenih

težkih kovin kot v pričujoči raziskavi v Sloveniji. Glede na to, da je bila uporabljena druga vrsta epifitskega lišaja, ne moremo govoriti o na splošno večji obremenjenosti območja s težkimi kovinami v Sloveniji v primerjavi s tistim v Italiji.

### 5.3.4 Vsebnosti Cd v različnih letih



Slika 33: Prikaz vsebnosti Cd v prenešenih steljkah napihnjene hipogimnije v posameznem letu. Prikazane so vsebnosti v lišajih iz Mežiške doline za obdobje 2001 – 2005 (slika levo) in v lišajih iz Šaleške doline za obdobje 2001 – 2006 (slika desno) (mg/kg suhe snovi).

Figure 33: Content of Cd in transplanted lichens *Hypogymnia physodes* in each year of exposure. The content of Cd in lichens from the Upper Meža Valley is presented for the years 2001 – 2005 (left), and in lichens from the Šalek Valley in years 2001 – 2006 (right) (mg/kg dry weight).

S Friedman ANOVO smo ugotovili, da med leti pri obravnavi podatkov iz vseh lokacij skupaj prihaja do značilnih razlik ( $\chi^2 = 9,87^*$ ); to ne velja za Zgornjo Mežiško dolino, kjer nismo ugotovili zmanjševanja vsebnosti Cd z leti ( $\chi^2 = 7,36$ ,  $p = 0,12$ ). Do značilnih razlik v vsebnostih Cd pa prihaja v Šaleški dolini ( $\chi^2 = 15,29^{**}$ ), kjer je z leti v povprečju manjša vsebnost Cd v steljkah izpostavljenih lišajev, kar je razvidno tudi iz slike (Slika 33). Trend zmanjševanja vsebnosti Cd v okolju Šaleške doline je bil ugotovljen tudi z uporabo branik kot retrospektivnih bioindikatorjev onesnaženosti okolja (Poličnik in sod., 2007).

### 5.3.5 Vsebnosti As in primerjava med lokacijami

Vsebnosti As v steljkah napihnjene hipogimnije z Rogle so v povprečju znašale 0,69 mg/kg. V Sloveniji so bile v povprečju v tej vrsti lišaja izmerjene vsebnosti As 1,24 mg/kg v letu 1995 (Jeran in sod., 1996), 0,51 mg/kg v letu 2001 (Jeran in sod., 2002) ter 0,53 mg/kg v letih, ki so sledila (Jeran in sod., 2007). Z metodo aktivnega monitoringa v letih 1992-93 je bilo na območjih Mislinjskega jarka in Podvolovljeka (ki spadata med relativno neonesnaženi območji Slovenije) v steljkah napihnjene hipogimnije izmerjeno 0,82 oziroma 0,81 mg/kg As. Ugotovimo lahko, da so vsebnosti As v lišajih z Rogle v povprečju izmerjenih vsebnosti, značilnih za Slovenijo. Prav tako kot za ostale kovine tudi za As velja, da so bile zelo velike vsebnosti tega elementa izmerjene v steljkah napihnjene hipogimnije na Nizozemskem, kjer je povprečje znašalo 5,7 mg/kg, vsebnosti pa so se gibale od 0,5 – 17 mg/kg suhe teže vzorca (Sloof in Wolterbeek, 1991). Tako velikih vsebnosti As nismo izmerili v lišajih iz nobene lokacije presaditve v Sloveniji; vsebnosti As so se po 6 mesecih izpostavitve lišajev na lokacije blizu večjih točkovnih virov onesnaževanja gibale med 0,31 mg/kg in 2,30 mg/kg.

Preglednica 33: Značilnost razlik v vsebnosti As v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2001 – 2006 (ANOVA, z izračunom LSD).

Table 33: Significance of differences in As levels in transplanted lichens in years 2001 – 2006 (ANOVA with LSD post-hoc test).

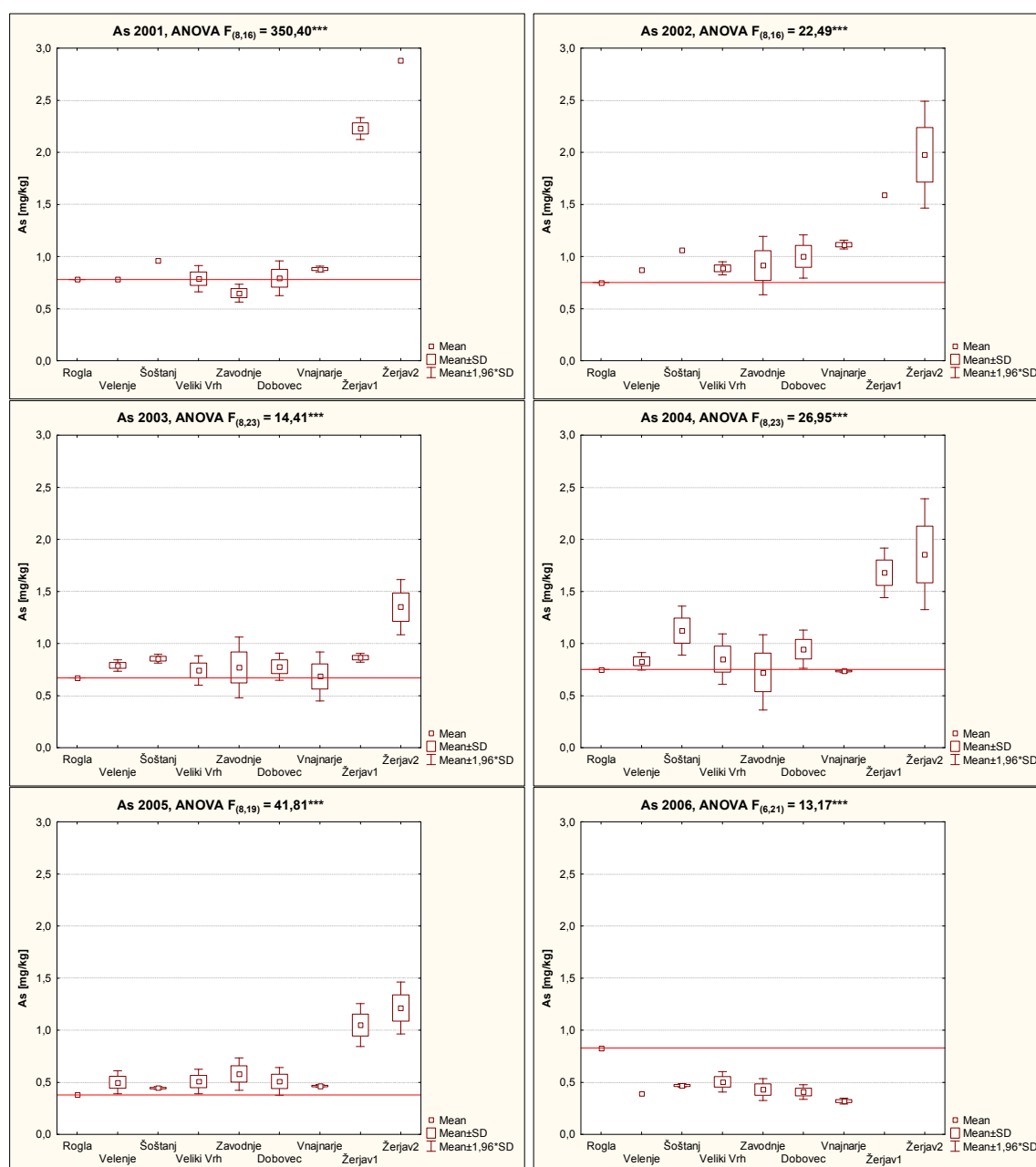
As	VE	ŠO	VV	ZA	DO	VN	ŽE1	ŽE2	VE	ŠO	VV	ZA	DO	VN	ŽE1	ŽE2	
	<b>2001 As: <math>F_{(8,16)} = 350,40^{***}</math></b>								<b>2002 As: <math>F_{(8,16)} = 22,49^{***}</math></b>								
RO	NS	*	NS	*	NS	NS	***	***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	***	***
VE		NS	NS	NS	NS	NS	***	***		NS	NS	NS	NS	NS	NS	**	***
ŠO			*	***	*	NS	***	***			NS	NS	NS	NS	*	***	***
VV				**	NS	NS	***	***				NS	NS	NS	***	***	***
ZA					**	***	***	***					NS	NS	***	***	***
DO						NS	***	***						NS	**	***	***
VN							***	***							*	***	***
ŽE1								***									*
	<b>2003 As: <math>F_{(8,23)} = 14,41^{***}</math></b>								<b>2004 As: <math>F_{(8,23)} = 26,95^{***}</math></b>								
RO	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	***	NS	*	NS	NS	NS	NS	NS	***	***
VE		NS	NS	NS	NS	NS	NS	***		NS	NS	NS	NS	NS	NS	***	***
ŠO			NS	NS	NS	NS	NS	***			*	**	NS	*	***	***	***
VV				NS	NS	NS	NS	***				NS	NS	NS	***	***	***
ZA					NS	NS	NS	***					*	NS	***	***	***
DO						NS	NS	***						NS	***	***	***
VN							*	***							***	***	***
ŽE1								***									NS
	<b>2005 As: <math>F_{(8,19)} = 41,81^{***}</math></b>								<b>2006 As: <math>F_{(6,21)} = 13,17^{***}</math></b>								
RO	NS	NS	NS	*	NS	NS	***	***	***	***	***	***	***	***	***	/	/
VE		NS	NS	NS	NS	NS	***	***		***	***	***	***	*	/	/	/
ŠO			NS	NS	NS	NS	***	***			NS	NS	NS	*	/	/	/
VV				NS	NS	NS	***	***				NS	*	**	/	/	/
ZA					NS	NS	***	***					NS	NS	/	/	/
DO						NS	***	***						NS	/	/	/
VN							***	***							/	/	/
ŽE1								*							/	/	/

Opombe: \*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; NS: razlike niso statistično značilne.

RO – Rogle; VE – Velenje; ŠO – Šoštanj; VV – Veliki Vrh; ZA – Zavodnje; DO – Dobovec; VN – Vnajnarje; ŽE1 – Žerjav 1 (pri osnovni šoli); ŽE2 – Žerjav 2 (za Narodnim domom).

S primerjavo vsebnosti As med različnimi lokacijami izpostavitve in ničelnimi vsebnostmi v lišajih z Rogle smo ugotovili, da je do visoko značilnega povečanja vsebnosti As prišlo v vseh letih raziskovanja na lokacijah Žerjav1 in Žerjav2 v Zgornji Mežiški dolini (izjema so le vsebnosti v lišajih iz lokacije Žerjav1 v letu 2003, kjer so povečane vsebnosti majhne) (Preglednica 33); vsebnosti As so se povečale tudi v Šoštanju v letu 2001, v Vnajnarjah v letu 2002, v Šoštanju v letu 2004 ter v Zavodnjah v letu 2005, vendar to povečanje ni tako izrazito. V letu 2006 je ponovno prišlo do zmanjšanja vsebnosti As v steljkah izpostavljenih lišajev v primerjavi z začetnimi vsebnostmi v lišajih z Rogle, in sicer na vseh lokacijah izpostavitve (iz Zgornje Mežiške doline za leto 2006 nimamo podatkov o vsebnostih v lišajih). Glede na to, da so bile izmerjene vsebnosti As v lišajih z Rogle v letu 2006 največje v obdobju potekanja raziskave, je možno, da je navidezno zmanjšanje vsebnosti posledica velike variabilnosti podatkov ničelnih vsebnosti; vsebnosti so bile tudi mnogo večje od povprečja v Sloveniji v zadnjih letih (Jeran in sod., 2002, 2007).



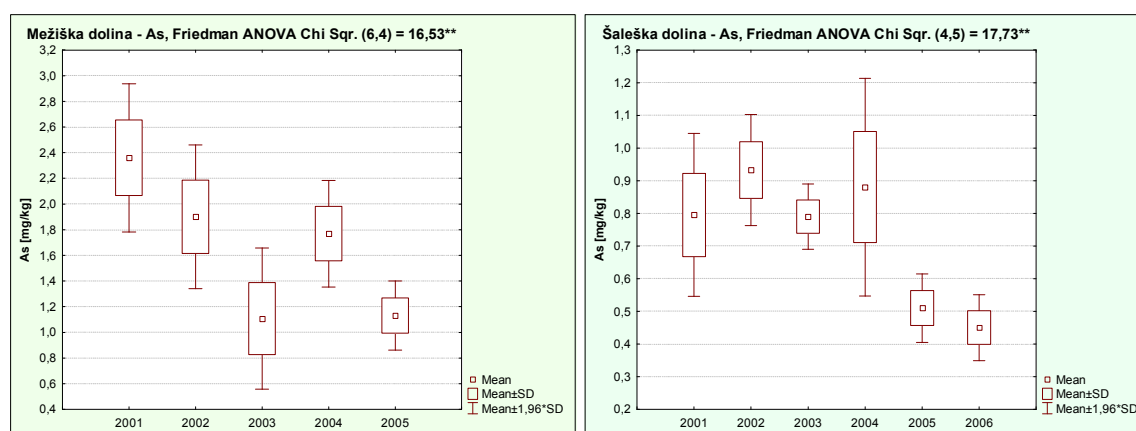


Slika 34: Vsebnosti As v lišajih iz Rogle in po šestih mesecih izpostavitve na izbrane lokacije v letih 2001 – 2006 (mg/kg suhe snovi).

Figure 34: Content of As in lichens from Rogla and after six months of exposure at selected locations in years 2001 – 2006 (mg/kg dry weight).

V Italiji so izmerili mnogo manjše vsebnosti As v steljkah sicer drugih vrst lišajev (Cercasov in sod., 2002; Frati in sod., 2005), pa vendarle so v Bosni in Hercegovini z uporabo napihnjene hipogimnije ugotovili primerljive vsebnosti As kot mi na območjih večjih virov onesnaževanja; v Bosni in Hercegovini so bile povprečne vsebnosti As v steljkah lišajev 1,15 mg/kg (Rosamilia in sod., 2004). Na emisijsko obremenjenih območjih Slovenije so se vsebnosti As gibale med 0,31 mg/kg in 2,30 mg/kg.

### 5.3.6 Vsebnosti As v različnih letih



Slika 35: Prikaz vsebnosti As v prenešenih steljkah napihnjene hipogimnije v posameznem letu. Prikazane so vsebnosti v lišajih iz Mežiške doline za obdobje 2001 – 2005 (slika levo) in v lišajih iz Šaleške doline za obdobje 2001 – 2006 (slika desno) (mg/kg suhe snovi).

Figure 35: Content of As in transplanted lichens *Hypogymnia physodes* in each year of exposure. The content of As in lichens from the Upper Meža Valley is presented for the years 2001 – 2005 (left), and in lichens from the Šalek Valley in years 2001 – 2006 (right) (mg/kg dry weight).

Med različnimi leti trajanja poskusa smo na podlagi statistične analize (uporaba Friedman ANOVA metode) ugotovili razlike v vsebnostih As v steljkah presajenih lišajev na lokacije okoli večjih virov onesnaževanja ( $\chi^2 = 18,97***$ ); v analizo so vključeni podatki za leta 2001 – 2005, ko imamo podatke za vse lokacije. Za vsebnosti As v lišajih, prenešenih v Zgornjo Mežiško dolino, smo ugotovili, da se vsebnosti z leti zmanjšujejo (Slika 35); razlike so statistično značilne ( $\chi^2 = 16,53**$ ). Vsebnosti As v Šaleški dolini pa so značilno manjše, predvsem v letih 2005 in 2006 ( $\chi^2 = 17,73**$ ), kar kaže na izboljšanje kakovosti zraka v dolini.

### 5.3.7 Vsebnosti Zn in primerjava med lokacijami

Vsebnosti Zn v lišajih z Rogle so v povprečju znašale 105 mg/kg. Tako velike povprečne vsebnosti so nedvomno posledica zelo velikih vsebnosti v lišajih v letu 2003, ko smo izmerili 140 mg/kg Zn, pa vendarle je ta vsebnost še znotraj meja pričakovanih odstopanj, ki nastajajo zaradi individualnih razlik v steljkah, starosti in velikosti steljk, mesta rasti na drevesu, vlage (Gasparo in sod., 1989); sprejemljiva variabilnost je 30 – 35 % (Gailey in sod., 1985), relativni koeficient variabilnosti za Zn z Rogle pa je med leti znašal 20 %. Garty in Ammann (1987) razlagata veliko variabilnost v elementni sestavi lišaja z zajetjem večjih kovinskih delcev. Tako velika vsebnost Zn v lišajih z Rogle je blizu največje izmerjene v Sloveniji v letu 1995, ko so izmerili največ 151 mg/kg Zn (Jeran in sod., 1996). Povprečna vsebnost Zn v lišajih iz Rogle je tako precej nad znanimi povprečji za vsebnosti Zn v steljkah napihnjene hipogimnije v Sloveniji, ki so 90,2 mg/kg (Jeran in sod., 1996), 57,3 mg/kg (Jeran in sod., 2002) oz. 95,3 mg/kg (Jeran in sod., 2007). Vsebnosti so tudi bistveno večje, kot je to ugotovljeno za isto vrsto lišaja v Mislinjskem jarku (66,2 mg/kg) in Podvolovjeku (95,4 mg/kg) (Jeran in Jačimović, 1997). Vsebnosti Zn v lišajih z Rogle pa so v rangu vsebnosti tega elementa v isti vrsti lišaja v Franciji, kjer je povprečna vsebnost 100 mg/kg (Cloquet in sod., 2006).

Iz podatkov je razvidno, da je v vseh letih trajanja poskusa do povečanja vsebnosti Zn, v primerjavi z njegovo začetno vsebnostjo v lišajih z Rogle, prišlo na lokacijah Žerjav1 in Žerjav2 v Zgornji Mežiški dolini (Preglednica 34, Slika 36). Med obema izbranimi lokacijama smo ugotovili razlike v velikosti kopičenja Zn le v letih 2001 in 2002, v kasnejših letih med tema lokacijama ni bilo razlik. Do značilnega povečanja vsebnosti glede na začetne vsebnosti je prišlo v Velenju, Zavodnjah, Vnajnarjah in na Dobovcu v letu 2001, v Zavodnjah v letu 2002, na Velikem Vrhu in v Zavodnjah v letu 2004, v Velenju in Zavodnjah v letu 2005, ter v Velenju v letu 2006. V letu 2003 se je vsebnost Zn v lišajih, izpostavljenih na Velikem Vrhu, v primerjavi z začetnimi vsebnostmi v lišajih z Rogle, zmanjšala, vendar je zmanjšanje na meji statistične značilnosti; nedvomno je ugotovljeno zmanjšanje vsebnosti tudi posledica zelo velikih začetnih vsebnosti v lišajih z Rogle.

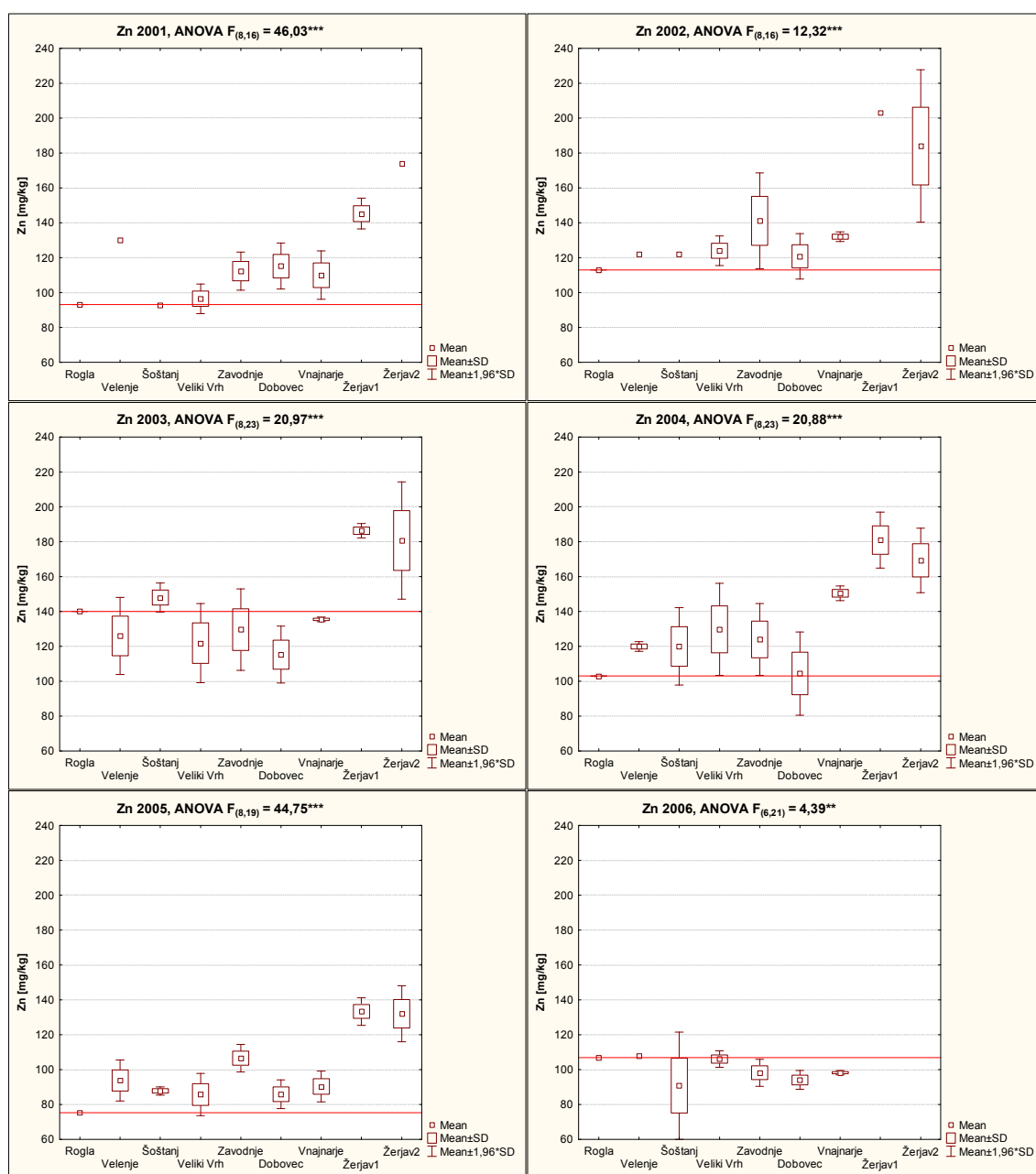
Preglednica 34: Značilnost razlik v vsebnosti Zn v steljkah izpostavljenih lišajev v letih 2001 – 2006 (ANOVA, z izračunom LSD).

Table 34: Significance of differences in Zn levels in transplanted lichens in years 2001 – 2006 (ANOVA with LSD post-hoc test).

Zn	VE	ŠO	VV	ZA	DO	VN	ŽE1	ŽE2	VE	ŠO	VV	ZA	DO	VN	ŽE1	ŽE2
	<b>2001 Zn: <math>F_{(8,16)} = 46,03^{***}</math></b>								<b>2002 Zn: <math>F_{(8,16)} = 12,32^{***}</math></b>							
RO	***	NS	NS	***	***	**	***	***	NS	NS	NS	*	NS	NS	***	***
VE		***	***	**	*	**	*	***		NS	NS	NS	NS	NS	***	***
ŠO			NS	**	**	*	***	***			NS	NS	NS	NS	***	***
VV				***	***	**	***	***				NS	NS	NS	***	***
ZA					NS	NS	***	***					*	NS	***	***
DO						NS	***	***						NS	***	***
VN							***	***							***	***
ŽE1								***								***
	<b>2003 Zn: <math>F_{(8,23)} = 20,97^{***}</math></b>								<b>2004 Zn: <math>F_{(8,23)} = 20,88^{***}</math></b>							
RO	NS	NS	*	NS	NS	NS	***	***	NS	NS	**	*	NS	***	***	***
VE		*	NS	NS	NS	NS	***	***		NS	NS	NS	NS	**	***	***
ŠO			**	*	***	NS	***	**			NS	NS	NS	**	***	***
VV				NS	NS	NS	***	***				NS	***	*	***	***
ZA					*	NS	***	***					**	**	***	***
DO						*	***	***						***	***	***
VN							***	***							**	NS
ŽE1								NS								NS
	<b>2005 Zn: <math>F_{(8,19)} = 44,75^{***}</math></b>								<b>2006 Zn: <math>F_{(6,21)} = 4,39^{**}</math></b>							
RO	*	NS	NS	***	NS	*	***	***	**	NS	NS	NS	NS	NS	/	/
VE		NS	NS	*	NS	NS	***	***		**	***	***	***	**	/	/
ŠO			NS	**	NS	NS	***	***			NS	NS	NS	NS	/	/
VV				***	NS	NS	***	***				NS	NS	NS	/	/
ZA					***	**	***	***					NS	NS	/	/
DO						NS	***	***						NS	/	/
VN							***	***							/	/
ŽE1								NS								/

Opombe: \*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; NS: razlike niso statistično značilne.

RO – Rogle; VE – Velenje; ŠO – Šoštanj; VV – Veliki Vrh; ZA – Zavodnje; DO – Dobovec; VN – Vnajnarje; ŽE1 – Žerjav 1 (pri osnovni šoli); ŽE2 – Žerjav 2 (za Narodnim domom).



Slika 36: Vsebnosti Zn v lišajih iz Rogle in po šestih mesecih izpostavitve na izbrane lokacije v letih 2001 – 2006 (mg/kg suhe snovi).

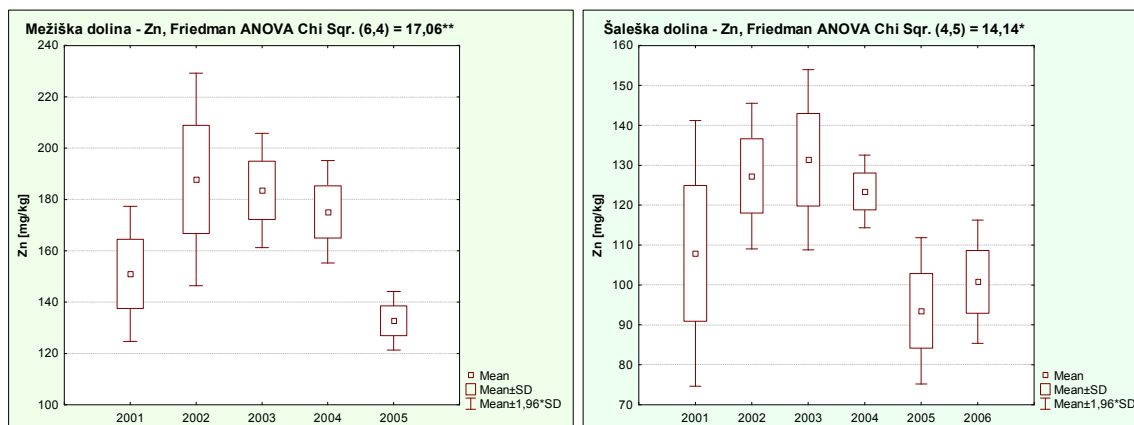
Figure 36: Content of Zn in lichens from Rogla and after six months of exposure at selected locations in years 2001 – 2006 (mg/kg dry weight).

Povprečne vsebnosti Zn, ki smo jih zmerili v steljkah izpostavljenih lišajev so v rangu vsebnosti, ki so poznane za to vrsto lišaja za Slovenijo (Jeran, 1995; Jeran in sod., 1996, 2007); vsebnosti Zn se gibljejo med 72,9 mg/kg (Šoštanj leta 2006) in 213 mg/kg (Žerjav2 leta 2002), pri čemer ugotavljamo, da so vsebnosti v Žerjavu večje od sedaj poznanih največjih vsebnosti v Sloveniji (največja izmerjena vsebnost v Sloveniji je bila 182 mg/kg Zn; Jeran in sod., 2007). Vsebnost je tudi nekoliko večja od največje izmerjene vsebnosti v Franciji, ko je bila uporabljena ista vrsta lišaja (168 mg/kg; Cloquet in sod. 2006). Kot smo

ugotovili tudi za druge obravnavane elemente, velja tudi za Zn, da so izmerili največje vsebnosti tega elementa na Nizozemskem, kjer je povprečna vsebnost Zn 210 mg/kg, vsebnosti pa se gibljejo med 61 mg/kg in 1100 mg/kg, vendar je v tem primeru bila uporabljena druga vrsta epifitskega lišaja za sledenje onesnaženosti okolja s težkimi kovinami (Sloof in Wolterbeek, 1991). Vsebnosti Zn v lišajih vrste *Ramalina lacera*, ki so ga za sledenje onesnaženosti okolja s težkimi kovinami uporabili v Izraelu (Garty in sod., 2001a), so manjše kot v napihnjene hipogimniji iz Slovenije, čeprav smo pri tej vrsti ugotovili primerljive vsebnosti Pb kot v Sloveniji; sklepamo lahko na manjšo obremenjenost okolja v Izraelu s cinkom v primerjavi s Slovenijo, ali pa na večjo obremenjenost okolja s Pb v Sloveniji v primerjavi z Izraelom.

Podatki kažejo na to, da je lokacija Zavodnje tista, na kateri v Šaleški dolini prihaja do povečanih vsebnosti Zn v lišajih, zato sklepamo, da je to lokacija, kjer je obremenjenost okolja s to kovino največja. V letu 2001 so bile vsebnosti Zn primerljive na lokacijah Rogla (ničelno stanje), Šoštanj in Veliki Vrh; v drugo skupino spada lokacija Velenje, v tretjo lokacije Zavodnje, Dobovec in Vnajnarje, v četrto in peto skupino pa lokaciji Žerjav1 in Žerjav2. Glede na znane podatke o koncentracijah onesnažil v okolju je presenetljiv podatek, da na Velikem Vrhu nismo ugotovili povečanja vsebnosti Zn v lišajih. Sklepamo, da je zaradi zelo velikega onesnaženja na tej lokaciji (predvsem s SO<sub>2</sub>) lahko prišlo do poškodb steljk izpostavljenih lišajev in zato iztoka elementov iz steljke, kar je že bilo ugotovljeno (Ruprecht, 2001; Poličnik in sod., 2004). V letu 2005 se vsebnosti Zn v steljkah napihnjene hipogimnije, izpostavljene v Zavodnjah, razlikujejo od vseh ostalih lokacij, kar velja tudi za lokaciji Žerjav1 in Žerjav2.

### 5.3.8 Vsebnosti Zn v različnih letih



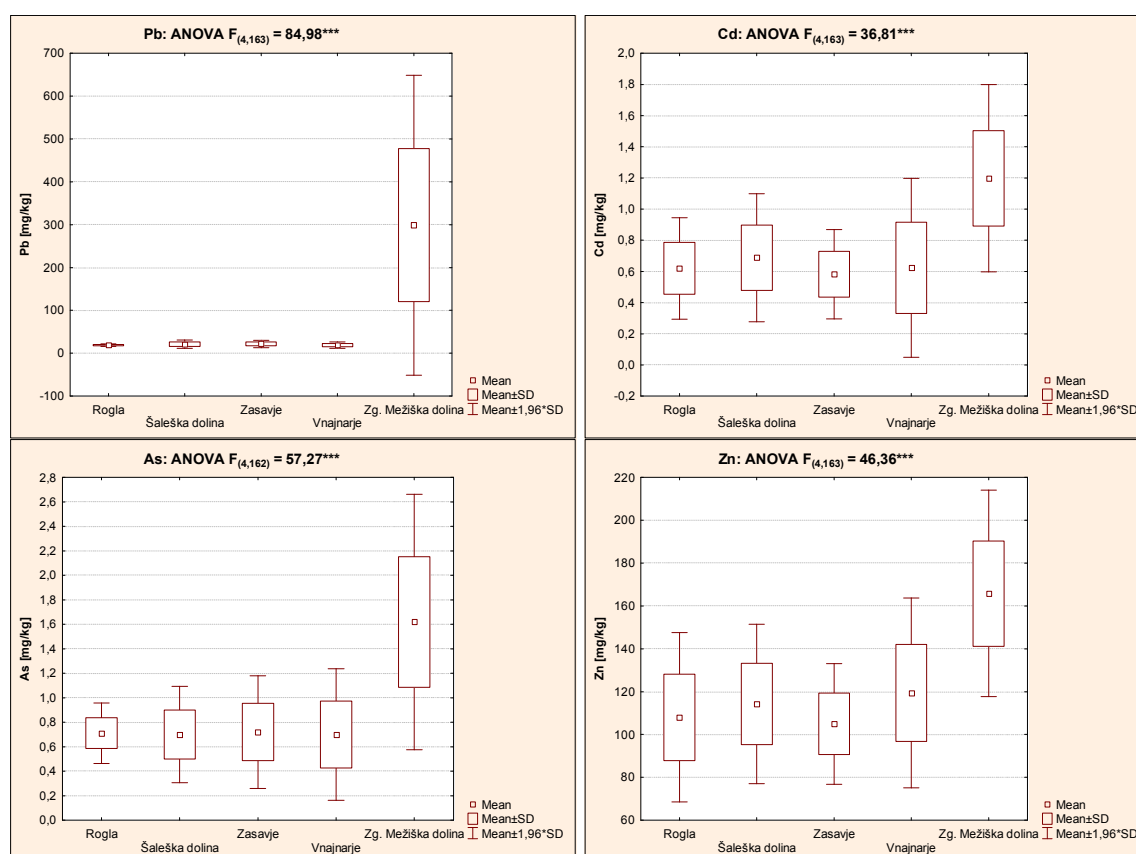
Slika 37: Prikaz vsebnosti Zn v prenešenih steljkah napihnjene hipogimnije v posameznem letu. Prikazane so vsebnosti v lišajih iz Mežiške doline za obdobje 2001 – 2005 (slika levo) in v lišajih iz Šaleške doline za obdobje 2001 – 2006 (slika desno) (mg/kg suhe snovi).

Figure 37: Content of Zn in transplanted lichens *Hypogymnia physodes* in each year. The content of Zn in lichens from the Upper Meža Valley is presented for the years 2001 – 2005 (left), and in lichens from the Šalek Valley in years 2001 – 2006 (right) (mg/kg dry weight).

Ugotavljamo, da je med posameznimi leti izpostavitve lišajev prišlo do razlik v vsebnostih Zn v njihovih steljkah ( $\chi^2 = 18,40^{**}$ ) in da se vsebnosti od leta 2002, ko so bile največje, zmanjšujejo. Enako velja tudi za vsebnosti Zn v lišajih, ki so bili izpostavljeni v Zgornji Mežiški dolini, kjer prav tako ugotavljamo največje vsebnosti v letu 2002 in nato vsako leto manjše vsebnosti ( $\chi^2 = 17,06^{**}$ ). V Šaleški dolini so bile največje vsebnosti Zn izmerjene leta 2003, v letu 2004 so bile v primerjavi s preteklim letom izmerjene nekoliko manjše vsebnosti Zn. Do velikega zmanjšanja vsebnosti je prišlo leta 2005, ki so leta 2006 ponovno nekoliko narasle. Med posameznimi leti izpostavitve torej tudi v Šaleški dolini obstajajo razlike v vsebnostih Zn v steljkah napihnjene hipogimnije ( $\chi^2 = 14,14^*$ ), vsebnosti se z leti zmanjšujejo.

### 5.3.9 Primerjava vsebnosti Pb, Cd, As in Zn med območji

Glede na to, da smo opravljali analize vsebnosti Pb, Cd, As in Zn v lišajih z Rogle in nato v lišajih, ki smo jih presadili na lokacije v štiri različna območja Slovenije z znanimi točkovnimi viri onesnaževanja, nas je zanimalo, če je prišlo med območji do razlik v kopičenju teh kovin v steljkah izbrane vrste epifitskega lišaja. Za analizo podatkov smo uporabili *ANOVA* statistično metodo z izračunom *LSD* (Slika 38, Preglednica 35).



Slika 38: Vsebnosti Pb, Cd, As in Zn v steljkah napihnjene hipogimnije v posameznih območjih raziskovanja v Sloveniji (mg/kg suhe snovi).

Figure 38: Content of Pb, Cd, As and Zn in lichen *Hypogymnia physodes* at different research areas in Slovenia (mg/kg dry weight).

Preglednica 35: Značilnost razlik v vsebnostih Pb, Cd, As in Zn v steljkah izpostavljenih lišajev med posameznimi območji raziskovanja (ANOVA, z izračunom LSD).

Table 35: Significance of differences in Pb, Cd, As, and Zn levels in transplanted lichens among different research areas (ANOVA with LSD post-hoc test).

	ŠD	ZA	VN	ZMD	ŠD	ZA	VN	ZMD
	<b>Pb: ANOVA <math>F_{(4,163)}=84,97^{***}</math></b>				<b>Cd: ANOVA <math>F_{(4,163)}=36,81^{***}</math></b>			
RO	NS	NS	NS	***	NS	NS	NS	***
ŠD		NS	NS	***		*	NS	***
ZA			NS	***			NS	***
VN				***				***
	<b>As: ANOVA <math>F_{(4,162)}=57,27^{***}</math></b>				<b>Zn: ANOVA <math>F_{(4,163)}=84,97^{***}</math></b>			
RO	NS	NS	NS	***	NS	NS	NS	***
ŠD		NS	NS	***		*	NS	***
ZA			NS	***			*	***
VN				***				***

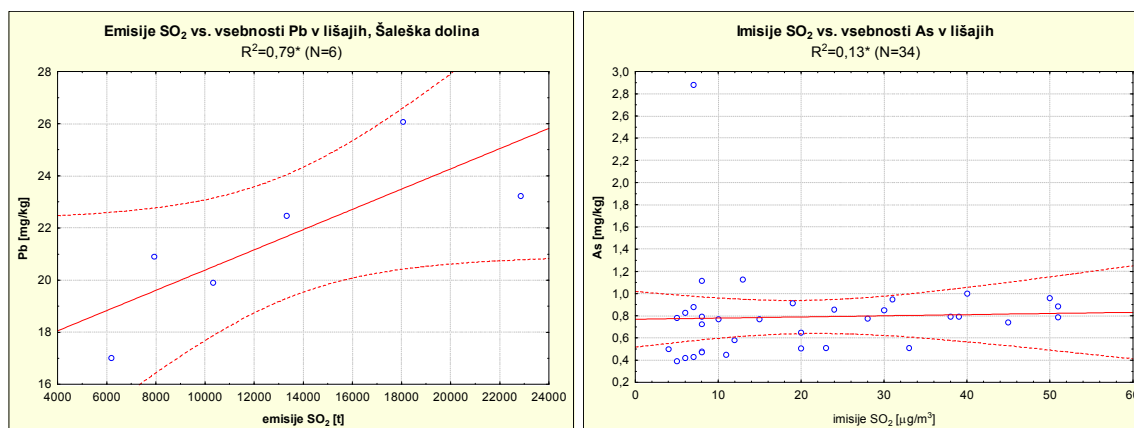
Opombe: \*\*\*:  $p < 0,001$ ; \*\*:  $p < 0,01$ ; \*:  $p < 0,05$ ; NS: razlike niso statistično značilne.

RO – Rogla; ŠD – Šaleška dolina; ZA – Zasavje; VN – Vnajnarije; ZMD – Zgornja Mežiška dolina.

Ugotovili smo, da glede na vsebnosti Pb, Cd, As in Zn v steljkah epifitskega lišaja *Hypogymnia physodes* obstajajo razlike med Zgornjo Mežiško dolino in vsemi ostalimi območji – Roglo (referenčno območje), Šaleško dolino, Zasavjem in Vnajnarijami pri Ljubljani. Glede na to, da je za Zgornjo Mežiško dolino značilna druga vrsta industrijske dejavnosti, kot v ostalih območjih, so bile dokazane razlike pričakovane. Med Zasavjem in Šaleško dolino smo ugotovili razlike (ki so na meji statistične značilnosti) za vsebnosti Cd in Zn v steljkah izpostavljenih lišajev; vsebnosti teh elementov so bile na Dobovcu v Zasavju praviloma manjše kot v lišajih, izpostavljenih na lokacije znotraj Šaleške doline. Na meji statistične značilnosti so tudi vsebnosti Zn v lišajih iz Zasavja in Vnajnarij pri Ljubljani, kjer so na slednjem območju vsebnosti Zn praviloma večje. Kljub vsemu glede na dobljene podatke zaključujemo, da smo na območjih Šaleške doline, Zasavja in Vnajnarij, kjer so prisotni glavni točkovni viri istega tipa (termoelektrarne na premog) določili vsebnosti Pb, Cd, As in Zn v istih rangih in nismo ugotovili razlik med temi območji. Zelo nenavadna pa je ugotovitev, da tudi za referenčno območje (Rogla) nismo ugotovili razlik v vsebnosti teh kovin v primerjavi s Šaleško dolino, Zasavjem in Vnajnarijami. Z izbiro drugega referenčnega območja z manjšimi začetnimi vsebnostmi težkih kovin v steljkah lišajev bi bilo mogoče ugotoviti tudi to. Vendar pa, glede na to, da lišaji zelo hitro odreagirajo na količine težkih kovin v zraku (vsebnosti v njihovih steljkah se lahko zelo hitro tudi zmanjšajo; Loppi in sod., 2004), sklepamo, da so rezultati primerjave onesnaženosti različnih območij s težkimi kovinami mogoči tudi v našem primeru. Ugotovitve kažejo, da z izjemo Zgornje Mežiške doline v ostalih območjih ni pomembnih emisij težkih kovin na lokacijah, ki so bile vključene v raziskavo.

### 5.3.10 Korelacije vsebnosti težkih kovin z znanimi koncentracijami onesnažil v okolju

Lišaje smo izpostavili tudi na vplivna območja termoelektrskih objektov v Sloveniji (v okolico Termoelektrarne Šoštanj v Šaleški dolini, v okolico Termoelektrarne Trbovlje v Zasavju in v okolico Termoelektrarne-Toplarnne Ljubljana v Vnajnjarjah); za te termoelektrične objekte imamo znane podatke o koncentracijah plinastih onesnažil v okolju.



Slika 39: Soodvisnost med emisijami SO<sub>2</sub> [t] iz TEŠ in povprečnimi vsebnostmi Pb [mg/kg] v steljkah lišajev, izpostavljenih v Šaleški dolini (levo) ter soodvisnost med znanimi imisijskimi koncentracijami SO<sub>2</sub> (iz Šaleške doline, Dobovca in Vnajnarij) [µg/m<sup>3</sup>] in povprečnimi vsebnostmi As [mg/kg] v lišajih, izpostavljeni na teh lokacijah (desno).

Figure 39: Correlation between SO<sub>2</sub> emissions [t] from ŠTPP and mean Pb [mg/kg] levels in lichens, transplanted to the Šalek Valley (left), and correlations between known SO<sub>2</sub> ambient levels (from the Šalek Valley, Dobovec and Vnajnarije) [µg/m<sup>3</sup>] and mean As [mg/kg] levels in lichens transplanted at those locations (right).

Ker podatkov o emisijah težkih kovin iz termoelektrskih objektov nimamo, smo za ugotavljanje soodvisnosti med onesnažili in vsebnostmi težkih kovin v lišajih zaradi znane visoko značilne soodvisnosti med emisijami prahu in emisijami SO<sub>2</sub> iz TEŠ ( $r = 0,90^{***}$ ; Pokorny, 2003) uporabili emisije SO<sub>2</sub>.

Preglednica 36: Pregled Spearmanovih koeficientov rangov (R) med vsebnostmi težkih kovin v steljkah napihnjene hipogimnije in emisijami SO<sub>2</sub> v Šaleški dolini oz. imisijami SO<sub>2</sub> v Šaleški dolini, Zasavju in Vnajnjarjah.

Table 36: Spearman rank coefficients (R) among heavy metal content in lichen *Hypogymnia physodes* and SO<sub>2</sub> emissions in the Šalek Valley or known SO<sub>2</sub> ambient levels in the Šalek Valley, Zasavje region and Vnajnarije.

	n	R	p		n	R	p
Pb vs. emisije SO <sub>2</sub>	6	0,88	*	Pb vs. imisije SO <sub>2</sub>	34	0,32	0,06
Cd vs. emisije SO <sub>2</sub>	6	0,66	0,16	Cd vs. imisije SO <sub>2</sub>	34	0,17	0,33
As vs. emisije SO <sub>2</sub>	6	0,60	0,21	As vs. imisije SO <sub>2</sub>	34	0,35	*
Zn vs. emisije SO <sub>2</sub>	6	0,60	0,21	Zn vs. imisije SO <sub>2</sub>	34	0,01	0,94



Soodvisnost med vsebnostmi posamezne težke kovine v steljkah napihnjene hipogimnije in znanimi emisijami SO<sub>2</sub> iz TEŠ oz. znanimi koncentracijami SO<sub>2</sub> v zraku (za lokacije Velenje, Šoštanj, Zavodnje, Veliki Vrh, Dobovec in Vnajarje) smo ugotavljali z računanjem *Spearmanovega korelacijskega koeficienta rangov* – *R* (Preglednica 36). Soodvisnost smo ugotovili za emisije SO<sub>2</sub> iz TEŠ in vsebnosti Pb v steljkah izpostavljenih lišajev v Šaleški dolini (Slika 39, levo;  $R = 0,89^*$ ,  $R^2 = 0,79$  pri  $n = 6$ ), 79 % variabilnosti v vsebnostih Pb v steljkah lišajev, izpostavljenih v Šaleški dolini, lahko razlagamo z zmanjšanjem emisij SO<sub>2</sub>. Soodvisnost med vsebnostmi Pb v napihnjeni hipogimniji z znanimi koncentracijami SO<sub>2</sub> v zraku je na meji statistične značilnosti. V Šaleški dolini je bila povsem enaka soodvisnost ugotovljena (a za bistveno daljše časovno obdobje) tudi z uporabo branik (Poličnik in sod., 2007) in rogovja (Pokorny in Zaluberšek, 2007), kar nedvomno kaže, da so se emisije tega elementa v zadnjih letih močno zmanjšale.

Prav tako smo ugotovili soodvisnost med vsebnostmi As v steljkah izpostavljenih lišajev v Šaleški dolini, Zasavju in Vnajarjah in znanimi koncentracijami SO<sub>2</sub> v zraku na merilnih mestih avtomatskih merilnih postaj v neposredni bližini izpostavljenih lišajev (Slika 39, desno;  $R = 0,36^*$ ,  $R^2 = 0,13$  pri  $n = 34$ ), vendar le 13 % variabilnosti v vsebnostih As lahko razlagamo z razlikami v koncentracijah SO<sub>2</sub> na mestih izpostavitve lišajev; kljub temu so ugotovljene soodvisnosti statistično značilne.



Slika 40: Določevanje prisotnih epifitskih lišajev na z lišaji močno obrasli skorji visokodebelnega sadnega drevja (foto: B. Jakop, 2002).

Figure 40: Determination of epiphytic lichens on with lichens covered bark of fruit tree (photo: B. Jakop, 2002).

## 5.4 SKLEPI

Z uporabo epifitskih lišajev kot odzivnih in akumulacijskih bioindikatorjev onesnaženosti okolja smo ugotavljali splošno kakovost zraka na območju Šaleške doline in onesnaženost okolja s težkimi kovinami na območju Šaleške doline, Zasavja, Vnajnarij pri Ljubljani in Zgornje Mežiške doline.

Na območju Šaleške doline v preteklosti ni bilo narejenih obsežnejših popisov epifitskih lišajev, zato nimamo na razpolago veliko podatkov o vrstni sestavi lišajev iz tega območja iz obdobja pred izgradnjo razžveplovalnih naprav v TEŠ (leta 1995 in konec leta 2000); na vplivnem območju TEŠ so pred letom 1994 bili popisani epifitski lišaji na 15 lokacijah; na 8 izmed njih smo v letih 2000 – 2001 ponovno naredili popise prisotnih epifitskih lišajev in tako ugotavljali razlike v številu in vrstni sestavi lišajev iz obdobja pred izgradnjo čistilne naprave in po njej. Dodatno smo v raziskavo vključili 6 novih lokacij, kjer smo pričakovali večjo pestrost lišajske flore in s tem **prispevali k poznavanju lišajske vegetacije Slovenije**. Na raziskovanem območju smo na dveh lokacijah (Zaloke in Paški Kozjak) identificirali vrsto *Rinodina efflorescens*, ki do naših popisov v letih 2000 – 2001 v **Sloveniji še ni bila identificirana**.

Kljub temu, da smo zaradi znatnega upada emisij plinastih onesnažil (predvsem SO<sub>2</sub> kot glavnega onesnažila, ki povzroča propadanje lišajev in izginjanje občutljivih vrst iz območij kjer so njegove koncentracije velike) iz TEŠ v letih po izgradnji čistilnih naprav pričakovali večje število vrst lišajev, kot jih je bilo identificiranih pred izgradnjo čistilnih naprav, tega ne moremo potrditi; v številu vrst med obema raziskavama ne ugotavljamo značilnih razlik. Smo pa ugotovili spremembe v vrstni sestavi lišajev; na mnogih lokacijah je prišlo do izginjanja občutljivih vrst listastih lišajev, pogosteje pa so se pojavljale nove, manj občutljive vrste epifitskih lišajev. Zelo pogosto sta se pojavljali *Hypogymnia physodes* in *Parmelia sulcata*; pogosto smo identificirali tudi vrsto *Scoliciosporum chlorococcum*, ki je na onesnažen zrak zelo odporna vrsta epifitskega lišaja s skorjastim tipom steljke; te vrste na zelo čistih območjih ne najdemo. Zelo redko smo identificirali na onesnažen zrak občutljive vrste lišajev; takšna najdba je bila npr. na Paškem Kozjaku lišaj *Calicium glaucellum*. Na podlagi primerjave popisov lišajev iz obdobja pred izgradnjo čistilnih naprav v TEŠ in po njeni izgradnji (kljub nekaterim zadržkom, ki izhajajo iz različnih metodoloških pristopov in potencialno subjektivnega faktorja različnih popisovalcev v obeh raziskavah) ugotavljamo, da v tako zelo kratkem času po izgradnji čistilnih naprav še ni prišlo do izboljšanja stanja lišajske vegetacije; rezultati kažejo na to, da je **bila kakovost zraka v letih po prvih opravljenih popisih (pred letom 1994) še vedno tako slaba, da je prihajalo do propadanja na onesnažen zrak občutljivih vrst epifitskih lišajev, zato se stanje lišajske vegetacije do leta 2000 oz. 2001 še ni izboljšalo** (pri tem poudarjamo, da ta del raziskave še ni zajel učinkovitosti glavnega ukrepa za zmanjšanje emisij anorganskih onesnažil v Šaleški dolini, t.j. izgradnje razžveplovalne naprave na 5. bloku TEŠ konec leta 2000).

V letih 2002 – 2005 smo na območju Šaleške doline na 14 lokacijah ocenjevali kakovost zraka na podlagi opravljenih popisov epifitskih lišajev v gozdu in na prostem po 4 različnih metodah. Lokacije so bile izbrane na 4x4 km mreži, s čimer smo se izognili subjektivnemu vplivu izbire lokacije; izbira lokacij je bila naključna. Z EU in VDI metodama popisov vrst lišajev na prostem smo identificirali približno isto število vrst, med izračunanimi indeksi zračne čistosti po EU in VDI metodi pa nismo ugotovili razlik; z obema metodama na podlagi izračunanih indeksov uvrščamo lokacije v iste razrede zračne čistosti. SI metoda, ki temelji zgolj na popisovanju različnih rastnih oblik lišajev, je za ocenjevanje kakovosti zraka v primerjavi z EU in VDI metodama manj občutljiva, saj med lokacijami nismo ugotovili tako velikih razlik kot z metodama, ki temeljita na popisu vrst lišajev. Prav tako smo za gozdni ekosistem ugotovili v primerjavi s SI metodo večjo moč metode ICP-Forest, ki prav tako temelji na popisu prisotnih vrst lišajev, vendar so razlike med metodama manjše. Pri primerjavi vseh uporabljenih metod v istem tipu habitata smo ugotovili razlike, ki pa so posledica različnih pristopov popisov (ocena številčnosti in pokrovnosti rastnih oblik lišajev oz. popis prisotnosti vrst lišajev); ob upoštevanju podatkov EU in VDI metod z istim pristopom in uporabljenima v **istem tipu habitata nismo ugotovili razlik v ocenah kakovosti zraka na lokacijah popisa epifitskih lišajev. Zaradi njene manjše klasifikacijske moči (in ob upoštevanju dejstva, da sama po sebi ne prispeva neposredno k poznavanju vrstne sestave in biotske raznolikosti lišajske flore Slovenije) predlagamo, da se SI metoda v Sloveniji v prihodnje nadgradi (ne pa nadomesti, saj bi v tem primeru izgubili možnost časovnih primerjav) s sočasno uporabo ICP-Forest metode v gozdnih ekosistemih in VDI metodo v odprti krajini.**

V gozdnih ekosistemih so manj ugodne razmere za rast večine vrst lišajev (omejujoč dejavnik je predvsem senca) v primerjavi z bolj odprtimi habitati. Pričakovano število različnih vrst lišajev je zato v gozdu manjše kot na prostem, kar se je pokazalo tudi z raziskavami v Šaleški dolini, kjer smo z ICP-Forest metodo, katere princip in način izvedbe popisa je enak kot pri EU metodi (popis se za razliko od EU metode naredi na dvanajstih drevesih na eni lokaciji namesto na šestih), v **gozdu identificirali značilno manj vrst epifitskih lišajev kot na prostostoječem drevju** (bodisi z uporabo EU ali VDI metode). Posledično so se za posamezne lokacije izračunani indeksi zračne čistosti (oz. indeksi diverzitete lišajev) po uporabi ICP-Forest metode med sabo manj razlikovali, zato smo lahko lokacije uvrstili v manj različnih razredov zračne čistosti, kar kaže, da je **ICP-Forest metoda (popisi v gozdu) manj primerna za ločevanje onesnaženosti zraka med samimi lokacijami v primerjavi z EU in/ali VDI metodo (popisi na prostostoječem drevju).**

Na vplivnem območju TEŠ v Šaleški dolini pred izgradnjo razžveplovalnih naprav v TEŠ kljub velikim emisijam plinastih onesnažil (predvsem SO<sub>2</sub>) iz TEŠ že v preteklosti ni prihajalo do pojavljanja lišajskih praznin. S ponovnimi popisi v letih 2000 – 2005 smo prav tako ugotovili, da na območju Šaleške doline ni lišajskih praznin, in da je lišajska vegetacija ohranjena do te mere, da je **na podlagi popisov lišajev mogoče posamezne lokacije uvrščati v različne razrede kakovosti zraka.** Z ocenami kakovosti zraka po različnih popisnih metodah smo identificirali skupaj preko 60 vrst različnih lišajev, lokacije pa smo z najbolj občutljivejšimi metodami uvrstili v 4 različne razrede kakovosti zraka.

S pomočjo aktivnega monitoringa smo ugotavljali onesnaženje okolja s težkimi kovinami na območjih večjih točkovnih virov onesnaženja v Sloveniji; v okolico TEŠ v Šaleški dolini, TET v Zasavju, TE-TOL v Vnajarjeh pri Ljubljani in Rudnika svinca in cinka v zapiranju v Zgornji Mežiški dolini smo v letih 2001 – 2006 za obdobje 6 mesecev (praviloma od aprila do oktobra) presadili epifitski lišaj *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (napihnjeno hipogimnijo), ki je za tovrstne raziskave zelo pogosto uporabljena vrsta lišaja. Glede na to, da se na območjih izpostavitve nahajajo večji točkovni viri onesnažil v Sloveniji (poleg plinastih onesnažil prihaja (je prihajalo) tudi do velikih izpustov težkih kovin), smo pričakovali, da bo v steljkah izpostavljenih lišajev prišlo do kopičenja Pb, Cd, As in Zn. V lišajih iz referenčnega območja so bile izmerjene začetne vsebnosti teh kovin v rangih znanih povprečij za Slovenijo; vendar smo kljub ustrezni izbiri referenčnega območja ugotovili kopičenje merjenih težkih kovin praviloma samo v lišajih, ki so bili izpostavljeni v Zgornji Mežiški dolini; ob upoštevanju skladnosti ugotovitev s številnimi drugimi raziskavami, ki smo jih v preteklih letih opravili na Inštitutu za ekološke raziskave ERICo Velenje, ugotavljamo, da je **lišaje mogoče uporabiti kot zelo dobre akumulacijske bioindikatorje**.

Količina emitiranih onesnažil na vplivnem območju termoenergetskih in industrijskih objektov v Sloveniji je različna, kar je posledica različnih inštalacijskih moči termoenergetskih objektov, opremljenosti teh z raznimi čistilnimi napravami (filtri za prašne usedline, razžveplovalnimi napravami) in uporabe različnih vrst fosilnih goriv z različnimi vsebnostmi težkih kovin (lignit, rjavi premog oz. črni premog); poleg tega se na območju termoenergetskih objektov nahajajo tudi drugi viri onesnaževanja, ki k onesnaževanju okolja prispevajo svoj delež, kar je še posebej značilno za Zasavje. V Zgornji Mežiški dolini smo ugotavljali onesnaženje s težkimi kovinami, katerih glavni vir ni termoenergetski objekt, temveč rudnik svinca in cinka s topilnico. Zaradi tega smo pričakovali med posameznimi območji raziskovanja razlike v vsebnostih Pb, Cd, As in Zn v steljkah izpostavljenih lišajev. **Ugotovili smo, da je med območji prišlo do razlik v kopičenju teh težkih kovin v napihnjeni hipogimniji**; s težkimi kovinami je najbolj onesnažena Zgornja Mežiška dolina, ki je tudi edino območje, za katerega smo ugotovili visoko značilne razlike v vsebnostih težkih kovin v primerjavi z ostalimi območji. Med ostalimi območji smo ugotovili razlike na meji statistične značilnosti med Šaleško dolino in Zasavjem za Cd in Zn; vsebnosti so bile v Zasavju manjše kot v Šaleški dolini. Tudi med Zasavjem in Vnajarjami pri Ljubljani smo ugotovili razlike v vsebnosti Zn v steljkah lišajev, in sicer so bile večje v Vnajarjeh.

Ko govorimo o razlikah v vsebnostih težkih kovin v steljkah lišajev med posameznimi območji raziskovanja, je pomembno ugotoviti tudi razloge za te razlike. Glede na to, da so težke kovine v zraku večinoma antropogenega izvora, sklepamo, da so vsebnosti v lišajih soodvisne z znanimi koncentracijami teh onesnažil v izpustih iz glavnih virov onesnaževanja oz. s koncentracijami glavnih onesnažil na mestih izpostavitve. **Ugotovili smo soodvisnost med emisijami SO<sub>2</sub> iz TEŠ in vsebnostmi Pb v steljkah lišajev, izpostavljenih v Šaleški dolini, ter med koncentracijami SO<sub>2</sub> v zraku in vsebnostmi As v steljkah lišajev.**

Kopičenje težkih kovin v steljkah lišajev smo spremljali v obdobju 2001 – 2006, kar nam je omogočilo ugotavljanje razlik v vsebnostih težkih kovin med posameznimi leti raziskovanja. Glede na to, da v tem obdobju na območju Zgornje Mežiške doline (kjer so bile izmerjene največje vsebnosti težkih kovin v steljkah lišajev) ni bilo večjih sprememb oz. zmanjšanj emisij onesnažil, med posameznimi leti nismo pričakovali večjih razlik v vsebnostih težkih kovin v steljkah lišajev. Vendar smo **med leti ugotovili zmanjšanje vsebnosti težkih kovin v steljkah lišajev**. V Zgornji Mežiški dolini smo opazili trend zmanjševanja vsebnosti Pb, Cd, As in Zn, kar govori o tem, da se kakovost zraka na območju izboljšuje; izboljšanje pripisujemo zaraščenosti v preteklosti golih in degradiranih pobočij in asfaltiranju cest, s čimer se je zmanjševalo dvigovanje prahu iz tal, kjer je predvsem v preteklosti, ko je rudnik še obratoval, prišlo do odlaganja velikih količin težkih kovin, še posebej svinca in cinka. Tudi za Šaleško dolino ugotavljamo z leti vse manjše vsebnosti Zn, Cd in As; vsebnosti slednjega so se močno zmanjšale v letih 2005 in 2006; čeprav v tem obdobju v TEŠ ni bilo dodatnih in novih večjih investicij za zmanjševanje težkih kovin v okolje, so se v tem času močno zmanjšale emisije SO<sub>2</sub> in prahu zaradi večje učinkovitosti v preteklih letih zgrajenih razžveplovanih naprav in povezave prvih treh blokov s čistilno napravo. Seveda pa je v obeh območjih v zadnjih nekaj letih prišlo do pomembnega zmanjševanja emisij tudi iz drugih večjih točkovnih virov emisij (ICCP zavezanci so se srečali z bistveno strožjo zakonodajo) in razpršenih virov (zlasti prometa). Predvidevamo, da upad vsebnosti v lišajih z leti kaže tudi na prispevek tega zmanjšanja.

Z raziskavo smo uspešno uporabili lišaje tako kot odzivne bioindikatorje splošne onesnaženosti zraka kot tudi kot akumulacijske bioindikatorje onesnaženosti s težkimi kovinami. Šlo je za eno od redkih raziskav na področju bioindikacije (ne le lišajev), kjer so združene biološke metode (popisi) in kemija okolja. Lišaji so za študije onesnaženosti okolja z uporabo bioindikacijskih zelo pomembni organizmi; zaradi njihove vsesplošne razširjenosti so bili za tovrstne študije uporabljeni na vseh koncih sveta, kar nam omogoča primerjavo med posameznimi območji, državami. Zaradi občutljivosti na splošna onesnažila so pogosto uporabljeni v študijah ugotavljanja vplivov novih tehnologij na okolje, s čimer lahko dobimo čisto prvo informacijo o vplivih onesnažil na živi svet. S standardizacijo postopkov bodo primerjave med različnimi raziskavami še boljše. Poleg tega, da se lišaji zelo hitro odzovejo na količino onesnažil v okolju v smislu njihovega uspevanja na nekem območju, so lišaji tudi zelo dobri bioindikatorji onesnaženosti okolja s težkimi kovinami, kar je potrdila tudi disertacija. Z uporabo lišajev kot odzivnih bioindikatorjev in kot akumulatorjev težkih kovin smo ugotovili, da živimo v vedno bolj čistem okolju.

## 6 POVZETEK (SUMMARY)

### 6.1 POVZETEK

Onesnaževanje okolja (in zraka) je eden izmed največjih problemov, ki ogroža preživetje mnogih vrst občutljivih organizmov in tudi zdravje ljudi. Zgolj kemijske meritve onesnažil v anorganskih medijih (v zraku, vodi in tleh) niso zadostne za ugotavljanje kompleksnega vpliva onesnaženja na organizme; za ugotovitev le-tega moramo kemijske in biološke raziskave opraviti tudi na živih organizmih – t.i. bioindikatorjih. Bioindikatorji so organizmi ali združbe, ki na obremenitev s škodljivimi snovmi odgovorijo s spremembami svojih življenjskih funkcij oz. to škodljivo snov kopičijo; ločimo odzivne (reakcijske) in zbiralne (akumulacijske) bioindikatorje.

Med najpogosteje uporabljene bioindikatorje onesnaženosti zraka spadajo lišaji, ki so na onesnažen zrak zelo občutljivi. Glavno onesnažilo, ki vpliva na rast lišajev, je  $\text{SO}_2$ ; z lišaji pa lahko ugotavljamo tudi vplive drugih substanc, kot so amoniak, fluor, alkalni prah, kovine, radionuklidi, pa tudi vplive evtrofikacije in kislega dežja. Lišaji so zelo primerni za ugotavljanje onesnaženosti okolja s temi onesnažili, ker so razširjeni po vsem svetu in rastejo na najrazličnejših podlagah, nimajo razvite prave povrhnjice in so brez zaščitne kutikule in rež, kar jim omogoča absorbiranje hranil in onesnažil preko celotne površine steljke brez nadzora; so trajnice, ki so na razpolago za analize skozi vse leto; mnoge vrste lišajev lahko akumulirajo velike količine težkih kovin brez vidnih poškodb.

Z uporabo epifitskih lišajev kot odzivnih in akumulacijskih bioindikatorjev onesnaženosti okolja smo ugotavljali splošno kakovost zraka na območju Šaleške doline in onesnaženost okolja s težkimi kovinami na območju Šaleške doline, Zasavja, Vnajnarij pri Ljubljani in Zgornje Mežiške doline. Kot odzivne bioindikatorje smo jih uporabili pri določitvi vpliva predvsem plinastih onesnažil na območju Šaleške doline na vrstno sestavo lišajev, kot akumulacijske bioindikatorje pa smo jih uporabili pri izvedbi aktivnega monitoringa onesnaženosti zraka s težkimi kovinami, kar pomeni, da smo lišaje na območja raziskovanja za določeno časovno obdobje presadili.

Na območju Šaleške doline smo v letih 2000 – 2001 opravili popise vseh prisotnih epifitskih lišajev na 14 lokacijah, med katerimi jih je bilo 8 izbranih na podlagi popisov v preteklih letih (kar nam je omogočilo primerjavo stanja pred izgradnjo razžveplovalne naprave v Termoelektrarni Šoštanj in po njej), 6 pa je bilo izbranih novih lokacij, in sicer v območjih, kjer smo pričakovali večje število različnih vrst epifitskih lišajev. Lišaje smo nabrali na več različnih drevesnih podlagah in jih v laboratoriju določili s pomočjo določevalnih ključev in uporabo lupe ter mikroskopa. Za določitev predvsem sterilnih skorjastih vrst epifitskih lišajev smo uporabili tehniko tankoplastne kromatografije, s katero smo določili prisotnost lišajskih substanc v steljkah, vrste pa smo določili s pomočjo posebnih določevalnih ključev na podlagi prisotnosti teh lišajskih substanc. Rezultat dela je seznam prisotnih vrst epifitskih lišajev na območju Šaleške doline; sezname smo podali ločeno za vsako lokacijo in tudi glede na tip podlage, na kateri smo vrsto lišaja nabrali (popolni seznam popisanih vrst je podan kot priloga disertacije).

V letih 2002 – 2005 smo prav tako na območju Šaleške doline želeli preizkusiti možnost uporabe različnih metod popisov lišajev za oceno onesnaženosti zraka. Izbrali smo štiri, med katerimi so tri temeljile na popisu prisotnih vrst epifitskih lišajev (nemška VDI metoda, evropska EU metoda in ICP-Forest metoda), ena (slovenska SI metoda) pa na oceni številčnosti in pokrovnosti posameznih tipov epifitskih lišajev (skorjasti, listasti, grmičasti); popise smo naredili na 14 lokacijah na 4x4 km mreži. Z uporabo naštetih metod smo ugotavljali tudi razlike med pojavljanjem epifitskih lišajev v gozdu in na prostem. Zanimalo nas je, katera od metod je najboljša za ocenjevanje kakovosti zraka tudi na območjih, kjer je lišajska vegetacija nekoliko slabše razvita zaradi učinkov onesnažil nanje. Na podlagi prisotnosti vrst lišajev oz. na podlagi ocen številčnosti in pokrovnosti tipov steljk lišajev smo določili indekse zračne čistosti za posamezne lokacije in jih umestili v različne razrede zračne čistosti.

Lišaje smo kot akumulacijske bioindikatorje uporabili za ugotavljanje onesnaženosti zraka s težkimi kovinami v okolici nekaterih večjih točkovnih virov onesnaževanja v Sloveniji, in sicer v Velenju, Šoštanju, Zavodnjah in na Velikem Vrhu v Šaleški dolini, na Dobovcu v Zasavju, v Vnajarjah pri Ljubljani in v Žerjavu v Zgornji Mežiški dolini. Izbrali smo metodo aktivne bioindikacije; lišaje smo na izbrane lokacije v letih 2001 – 2006 presadili za obdobje 6 mesecev, nabrali pa smo jih v relativno čistem območju na Rogli. Za presaditev smo izbrali epifitski lišaj vrste *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. (napihnjena hipogimnija), ki je za tovrstne raziskave pogosto uporabljena vrsta; v Sloveniji je zelo pogosta vrsta in je za presaditev na območja s povečanimi koncentracijami SO<sub>2</sub> v zraku zelo primerna, saj je na to vrsto onesnažila relativno odporna vrsta. V steljkah presajenih lišajev smo z uporabo ICP-MS metode določali vsebnosti Pb, Cd, As in Zn; vsebnosti smo primerjali z vsebnostmi v lišajih z Rogle in ugotavljali ali je na posameznih lokacijah prišlo do povečanja vsebnosti. Ugotavljali smo razlike med lokacijami, med posameznimi območji raziskovanja in med posameznimi leti izvajanja poskusa. Iskali smo tudi soodvisnosti med vsebnostmi težkih kovin v steljkah lišajev in znanimi koncentracijami onesnažil v okolju.

Na območju Šaleške doline smo v letih 2000 – 2001 na 14 lokacijah identificirali 126 različnih vrst lišajev, največ na lokaciji Sleme (53) in najmanj na lokaciji Lajše (2). S primerjavo rezultatov popisov v letih 1992 – 1994 smo ugotovili, da se stanje lišajske vegetacije kljub izgradnji čistilne naprave v Termoelektrarni Šoštanj ni bistveno spremenilo; med obema obdobjema popisov namreč nismo ugotovili značilnih razlik v številu najdenih vrst. Vendar samo število identificiranih vrst ni zadostno in pravo merilo o kakovosti zraka na nekem območju, saj lahko ob pojavljanju onesnaženja občutljive vrste lišajev začnejo izginjati, njihova mesta pa zavzamejo na onesnaženje bolj odporne vrste, pri čemer pa ni nujno da pride tudi do razlik v številu prisotnih lišajev. Prav zato je potrebno upoštevati tudi vrstno sestavo prisotnih lišajev. Ugotovili smo, da so med leti 1992 – 1994 in 2000 – 2001 na več lokacijah izginile nekatere srednje občutljive vrste listastih lišajev, v primerjavi s preteklimi leti pa smo identificirali več različnih vrst skorjastih lišajev. Od listastih lišajev so se najpogosteje pojavljale na onesnaženem zraku bolj odporne vrste epifitskih lišajev, predvsem *Hypogymnia physodes* in *Parmelia sulcata*. Na 7

različnih lokacijah smo identificirali vrsto *Scoliciosporum chlorococcum*, ki je na onesnažen zrak zelo odporna vrsta epifitskega lišaja s skorjastim tipom steljke; vrste na zelo čistih območjih ne najdemo. Zelo redko smo identificirali na onesnažen zrak zelo občutljive vrste lišajev (takšna najdba je bila npr. na Paškem Kozjaku lišaj *Calicium glaucellum*), tudi občutljive vrste s skorjastim tipom steljke smo redko identificirali. Na lokacijah Stakne in na Paškem Kozjaku smo identificirali vrsto *Rinodina efflorescens*, ki do sedaj v Sloveniji še ni bila identificirana. Tudi zaradi tega (in celovitega popisa na območju Šaleške doline) predstavlja pričujoča disertacija pomemben prispevek k poznavanju lišajske flore Slovenije.

V gozdu in na prostem smo z uporabo treh različnih metod določevanja indeksov kakovosti zraka, ki temeljijo na popisu prisotnosti vrst lišajev, določili skupaj 61 vrst epifitskih lišajev; od tega jih je bilo največ identificiranih na lokaciji Lepa Njiva (37) in najmanj na lokaciji Topolšica (12). Z uporabo EU metode smo identificirali 58 različnih vrst lišajev, z VDI metodo 52 različnih vrst in z uporabo ICP-Forest metode le 19 različnih vrst epifitskih lišajev. Pri pregledu identificiranih vrst smo ugotovili, da se na največjem številu lokacij pojavljajo vrste *Parmelia glabratula*, *P. sulcata*, *Candelariella xanthostigma*, *Lecanora conizaeoides*, *L. expallens* in *Scoliciosporum chlorococcum*. Zelo pogosto so se pojavljale tudi nitrofilne vrste *Amandinea punctata*, *Physcia adscendens*, *Phlyctis argena* in na SO<sub>2</sub> odporna vrsta *Hypogymnia physodes*. Ugotovili smo, da je število vrst odvisno od tipa rabe prostora (gozd vs. odprto). Na podlagi izračunanih indeksov zračne čistosti smo po EU metodi lokacije v Šaleški dolini umestili v 4 različne razrede zračne čistosti, od 2. (majhna diverziteta lišajev) do 5. razreda (velika do zelo velika diverziteta lišajev). Tudi z uporabo VDI metode smo lokacije uvrstili v 4 različne razrede čistosti, od 1. razreda (zelo velika izpostavljenost onesnažilom) do 4. razreda (zmerna do majhna izpostavljenost onesnažilom). Z obema metodama smo dobili zelo podobne rezultate. Na prostem smo naredili oceno kakovosti zraka še po SI metodi in ugotovili, da je metoda mnogo manj natančna; lokacije smo umestili v 2 različna razreda zračne čistosti, in sicer v 2. (velika obrast z lišaji) in 3. razred (zmerna obrast z lišaji). V gozdu smo z uporabo ICP-Forest metode lokacije uvrstili v 3 različne razrede, od 1. razreda (zelo majhna diverziteta lišajev) do 3. razreda (zmerna diverziteta lišajev). S slovensko SI metodo smo za iste lokacije kot na odprtem v gozdu ugotovili slabše stanje, lokacije smo umestili v 3. (zmerna obrast z lišaji) in 4. razred (revna obrast z lišaji). Na slabše ocene kakovosti zraka na podlagi popisov v gozdu poleg drugačnih ekoloških razmer (svetloba, vlaga) vpliva tudi večji vnos onesnažil v gozdni ekosistem v primerjavi s tistim na prostem, kar dodatno vpliva na pojavljanje lišajev in posledično na manjšo primernost uporabe popisov v gozdu za oceno kakovosti zraka na nekem območju; to velja tudi, če delamo primerjave med lokacijami, saj lahko le-te razvrstimo v manj različnih razredov zračne čistosti, kar kaže na manjšo občutljivost metode v primerjavi s tistimi, ki smo jih uporabili na prostem. Podobno velja tudi za SI metodo, ki je manj občutljiva v primerjavi z vsemi tremi metodami, ki temeljijo na popisih vrst. Zaradi njene manjše klasifikacijske moči (in ob upoštevanju dejstva, da sama po sebi ne prispeva neposredno k poznavanju vrstne sestave in biotske raznolikosti lišajske flore Slovenije) predlagamo, da se SI metoda v Sloveniji v prihodnje nadgradi (ne pa nadomesti, saj bi v tem primeru izgubili možnost časovnih primerjav) s sočasno uporabo ICP-Forest metode v gozdnih ekosistemih in VDI metodo v odprti krajini.



V disertaciji smo potrdili, da so lišaji dobri akumulatorji težkih kovin iz okolja; vsebnosti Pb, Cd, As in Zn so se v lišajih, presajenih v Žerjav, močno povečale v primerjavi z začetnimi vsebnostmi v lišajih z Rogle, na ostalih lokacijah pa je prišlo do manjšega povečanja posameznih težkih kovin. Vsebnosti težkih kovin so se gibale v mejah poznanih vsebnosti za napihnjeno hipogimnijo v Sloveniji, le meritve iz Zgornje Mežiške doline so se približale poznanim maksimalnim vsebnostim iz drugih držav. Med posameznimi lokacijami izpostavitve lišajev smo ugotovili razlike v vsebnostih težkih kovin, vendar so razlike v večini primerov na meji statističnih značilnosti; izjema sta lokaciji v Zgornji Mežiški dolini. Tudi med obema lokacijama na tem območju smo za večino kovin v vseh letih ugotovili razlike v vsebnostih kovin, kar kaže na velik pomen izpostavljenosti lege vzorčnega mesta. Za vsebnosti Cd in As smo ugotovili razlike med Šaleško dolino in Zasavjem (večje vsebnosti v Zasavju), ter za vsebnosti As med Zasavjem in Vnajarjami (večje vsebnosti v Vnajarjah). Med ostalimi območji nismo ugotovili razlik. Za vsebnosti Pb v steljkah lišajev iz Šaleške doline smo ugotovili soodvisnost med temi vsebnostmi in emisijami SO<sub>2</sub> iz TEŠ, medtem ko za ostale kovine tega nismo ugotovili. Med leti prihaja do razlik v vsebnostih Cd, As in Zn; vsebnosti se z leti zmanjšujejo. Glede vsebnosti Pb v steljkah izpostavljenih lišajev v Šaleški dolini med leti nismo ugotovili razlik, te pa so statistično značilne za lišaje iz Zgornje Mežiške doline (očito je, da raziskovalno obdobje vključuje čas, ko so se emisija tega elementa že bistveno zmanjšale glede na preteklost – npr. neosvinčen bencin je bil uveden že pred začetkom raziskave). Glede na to, da so vsebnosti težkih kovin v Zgornji Mežiški dolini z leti vedno manjše in da nimamo podatkov o zmanjšanju onesnaževanja okolja iz industrije, sklepamo, da je razlog za zmanjšanje vsebnosti kovin v tem območju tudi zaraščanje prej golih pobočij, kar je imelo za posledico zapraševanje okolice in s tem razpoložljivost na tla odloženih težkih kovin.

Z raziskavo smo uspešno uporabili lišaje tako kot odzivne bioindikatorje splošne onesnaženosti zraka kot tudi kot akumulacijske bioindikatorje onesnaženosti s težkimi kovinami. Šlo je za eno od redkih raziskav na področju bioindikacije (ne le lišajev), kjer so združene biološke metode (popisi) in kemija okolja. Lišaji so za študije onesnaženosti okolja z uporabo bioindikacijskih zelo pomembni organizmi; zaradi njihove vsesplošne razširjenosti so bili za tovrstne študije uporabljeni na vseh koncih sveta, kar nam omogoča primerjavo med posameznimi območji, državami. Zaradi občutljivosti na splošna onesnažila so pogosto uporabljeni v študijah ugotavljanja vplivov novih tehnologij na okolje, s čimer lahko dobimo čisto prvo informacijo o vplivih onesnažil na živi svet. S standardizacijo postopkov bodo primerjave med različnimi raziskavami še boljše. Poleg tega, da se lišaji zelo hitro odzovejo na količino onesnažil v okolju v smislu njihovega uspevanja na nekem območju, so lišaji tudi zelo dobri bioindikatorji onesnaženosti okolja s težkimi kovinami, kar je potrdila tudi disertacija. Z uporabo lišajev kot odzivnih bioindikatorjev in kot akumulatorjev težkih kovin smo ugotovili, da živimo v vedno bolj čistem okolju.

## 6.2 SUMMARY

*Changes in the environment, which are often accompanied with natural disasters of a great extent, such as floods, droughts and industrial accidents (e.g. Černobil), are the consequence of a rapid industrial development. Some of the most important pollutants are both gaseous pollutants (e.g. SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, HF) and heavy metals. Elements with a pronounced cancerogenous potential, which are besides also very common in the environment and are thus very accessible, may be particularly dangerous. Employment of bioindicators for the assessment of the effects of pollution to selected organisms have started very soon; indeed, chemical measurements of pollutant's levels in inorganic media (e.g. air, water, soil) per se are not enough for the assessment of a complex effect of pollution on living organisms. Bioindicators are organisms or associations, which react on the impact of dangerous substances either with changes of their life functions or with the accumulation of pollutants. Therefore, sensitive and accumulative bioindicators could be distinguished.*

*The most common bioindicator organisms of air pollution are lichens, which are very sensitive to polluted air. The main pollutant, which affects lichen growth, is SO<sub>2</sub>; however, by using lichens as bioindicators we can also assess the effect of other toxic substances, such as ammonia, fluor, eutrophication, alkaline dust, metals, radionuclide, or acid rain. As long-lived, perennial organisms, lichen are exposed to air pollutants all over the year. Unlike many vascular plants they have no deciduous parts, and hence they cannot avoid exposure to pollutants in this way. The lack of stomates and cuticle means that aerosols and gases may be absorbed over the entire thallus surface and may readily diffuse down to photobiont layer. Many lichen species can accumulate huge amounts of heavy metals without exhibiting any visible damages.*

*In the present dissertation, the epiphytic lichens were used as both sensitive (reactive) and accumulative bioindicators for the assessment of general air quality in the Šalek Valley, and for the assessment of heavy metal air pollution in the Šalek Valley, the Zasavje region, the Ljubljana region, and the Upper Meža Valley, respectively. As sensitive bioindicators they were used in studies of the impact of main gaseous pollutants in the Šalek Valley to the epiphytic lichen flora; moreover, as accumulative bioindicators they were used in active biomonitoring, in which heavy metal air pollution was assessed by the transplants of lichens.*

*The mapping of epiphytic lichens was done at 14 locations in the Šalek Valley in years 2000 and 2001; 8 locations coincided with locations from mapping in previous decades (for the comparison of lichen diversity before and after the installation of the desuphurization devices in the Šoštanj Thermal Power Plant (ŠTPP)); moreover additional 6 locations were selected in areas, where rich lichen flora had been expected. Lichens were collected on various tree species, and were determined with the help of determination keys, stereomicroscope and microscope in the laboratory. For the determination of difficult taxa (especially of sterile crustose lichens) the presence of lichen substances was defined by the use of thin layer chromatography. The result of this part of the work is a list of epiphytic lichens present in the Šalek Valley.*

*For the assessment of air quality in the Šalek Valley, different methods for mapping of epiphytic lichen flora were used in years 2002 – 2005. Four different methods for determination of indices of air quality were employed; three among them are based on the mapping of epiphytic lichen species (German VDI method, European EU method and the ICP-Forest method, respectively), whereas the fourth (Slovenian SI method) is based on the assessment of frequency and the cover of a three major growth forms of epiphytic lichens (i.e. crustose, foliose, fruticose). The mapping of lichens were done at 14 locations in the 4x4 km square grid. With the use of different methods the differences in epiphytic lichen vegetation in forests and in open areas were assessed. We tried to ascertain which of the used methods is the most appropriate for the assessment of air quality in areas where lichen vegetation is partly damaged due to the impact of air pollution. The indices of air quality were calculated either on the basis of presence of lichen species or on the basis of assessed frequencies and cover of lichen growth forms for each location; afterwards, all locations were ranged into the corresponding air quality classes.*

*For the assessment of heavy metal air pollution around some of large point emission sources in Slovenia (Velenje, Šoštanj, Zavodnje, Veliki Vrh in the Šalek Valley; Dobovec in the Zasavje region; Vnajarje in the Ljubljana region; and Žerjav in the Upper Meža Valley, respectively) the lichens were used as accumulative bioindicators. The active bioindication method was used, and the lichens were transplanted to selected locations for the period of six months during the years 2001 – 2006; they were collected at relatively clean area at Rogla (Pohorje Mountains). The epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. was selected as the monitoring organism, since this species is the most commonly used lichen species for this kind of researches; moreover, it is widely distributed all over Slovenia, and is relatively resistant to enriched SO<sub>2</sub> concentrations (ambient SO<sub>2</sub> concentrations could be very high at the selected locations). The contents of Pb, Cd, As, and Zn were measured in the thalli of transplanted lichens with the use of ICP-MS method; we compared the content of every single metal with the initial content in lichens from Rogla. The differences among locations, different regions, and different years were determined. The correlations between heavy metal contents in lichens and known pollutant concentrations in the environment were calculated as well.*

*In years 2000 – 2001 126 different lichen species were identified in the Šalek Valley; the highest number of species were found at the location Sleme (53), and the lowest number at the location Lajše (2). We revealed that the number of lichen species identified during the research did not differ from the number from the mapping of lichens in the period 1992 – 1994, i.e. before the installation of desulphurization devices in the ŠTTP. However, it is not enough to know only the number of lichen species for the assessment of air quality; rather, species composition is very important information as well. Indeed, sensitive species start disappearing when air pollution occurs, and more resistant species of lichens can take their place. At many locations some medium sensitive foliose lichen species have disappeared, and in comparison with previous years we identified higher number of crustose lichen species. The most commonly present foliose lichens were resistant species,*

especially *Hypogymnia physodes* and *Parmelia sulcata*. *Scoliciosporum chlorococcum* was identified at 7 locations; this is a very tolerant crustose lichen species, which can not be found in the clean air regions. Very sensitive species were identified rarely (e.g. at Paški Kozjak, where we identified *Calicium glaucellum*), including sensitive crustose species. At locations Stakne and Paški Kozjak the lichen *Rinodina efflorescens* was identified for the first time in Slovenia.

With three different methods of epiphytic lichen mapping and air quality assessment in forest and in open areas 61 lichen species were identified; this number ranged from 12 at Topolšica to 37 at Lepa Njiva. With the use of EU method 58 different species were determined, 52 with the use of VDI method, and only 19 species with the ICP-Forest method. We have found out that *Parmelia glabratula*, *P. sulcata*, *Candelariella xanthostigma*, *Lecanora conizaeoides*, *L. expallens* and *Scoliciosporum chlorococcum* were the most common lichen species; they were identified at the majority of locations. Nitrophilous species, such as *Amandinea punctata*, *Physcia adscendens*, *Phlyctis argena*, and to SO<sub>2</sub> resistant species of *Hypogymnia physodes* were also often present in the research area. The number of species identified at the locations depends on the habitat type (forest vs. open areas). On the basis of calculated indices of air quality according to the EU method, locations were ranged in 4 different classes of air quality, from class 2 (low lichen diversity) to class 5 (high to very high lichen diversity). With the use of VDI method, locations were also ranged in 4 different air quality classes, from class 1 (very high exposure) to class 4 (moderate to low exposure). Result obtained with these two methods provided very comparable results. The third, SI method, was also used for the air quality assessment at open areas; however the results were not as precise as obtained by EU or VDI method; locations were ranged in only 2 different air quality classes, in class 2 (rich lichen vegetation) and class 3 (moderate lichen vegetation). When mapping lichens in forest with the ICP-Forest method, locations were ranged in 3 different air quality classes, from class 1 (very low lichen diversity) to class 3 (moderate lichen diversity). With the use of SI method in forest, locations were ranged in class 3 (moderate lichen vegetation) and class 4 (poor lichen vegetation). Beside different environmental conditions (e.g. light, moisture), higher input of pollutants in forest ecosystem in comparison with open areas may be the reason for the worse air quality ranging in forests; for assessment of changes in air quality in a shorter time scale, lichen mapping in forests is thus less suitable for air quality assessment in comparison with mapping in open areas.

We confirmed that lichens are a suitable bioindicators of ambient heavy metal pollution; levels of Pb, Cd, As, and Zn in lichens, transplanted to Žerjav, had increased significantly in comparison with the initial levels in lichens from Rogla; on the contrary levels of individual metal in lichens from other locations increased in much smaller amounts. In general, metal levels in lichens were in common ranges for *Hypogymnia physodes* in Slovenia; however the heavy metal levels in lichens from the Upper Meža Valley met even the maximal known levels in other countries. Differences among different locations of transplantation were determined, but these differences were on the border of statistical

*significance, except for the locations in the Upper Meža Valley. These differences were found also between two locations, which shows that the exposure of a sampling location is of great importance. Levels of all four measured heavy metals were significantly higher in the Upper Meža Valley in comparison with other regions (the Šalek Valley, Zasavje and Ljubljana region). Moreover, significant differences were determined also for the levels of Cd and As between lichens from the Šalek Valley and Zasavje region, and for the As levels between Zasavje and Ljubljana region, respectively. For other elements and between other regions no significant differences were determined. Levels of Cd, As, and Zn in lichens have been decreasing during the study period; levels of Pb in lichens from the Šalek Valley have not changed during the research period, while levels of Pb in lichens from the Upper Meža Valley have also been decreasing during the study period; however, differences among years were on the border of statistical significance. On the basis of decreasing levels of heavy metals in the Upper Meža Valley without any great air pollution prevention measure during last years, we conclude that overgrowing of previously bare landscape in this area (which had led to dustiness of the area) might be one of the most important reasons for the decrease of heavy metal levels in lichens in this area.*

## 7 VIRI

- Adamo P., Giordano S., Vingiani S, Castaldo C, Cobianchi R., Violante P. 2003. Trace element accumulation by moss and lichen exposed in bags in the city of Naples (Italy). *Environmental Pollution* 122: 91-103
- Ahmadjian V. 1993. *The lichen symbiosis*. New York, John Wiley & Sons, 250 str.
- Ammann K., Herzog R., Liebendörfer L., Urech M. 1987. Multivariate correlation of deposition data of 8 different air pollutants to lichen data in a small town in Switzerland. V: *Advances in Aerobiology*. Birkhäuser Verlag, Basel
- Arb C.V., Mueller C., Ammann K., Brunold C. 1990. Lichen physiology and air pollution. II. Statistical analysis of the correlation between SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, NO and O<sub>3</sub>, and chlorophyll content, net photosynthesis, sulphate uptake and protein synthesis of *Parmelia sulcata* Taylor. *New Phytologist* 115: 431-437
- Arndt U., Nobel W., Schweizer B. 1987. *Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse*. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer: 388 str.
- Arup U., Wilfling A., Prügger J., Mayrhofer H. 2001. Contributions to the lichen flora of Slovenia VIII. lichenized and lichenicolous fungi from Veliki Snežnik. *Bibliotheca Lichenologica* 78: 17-25
- Asta J., Erhardt W., Ferretti M., Fornasier F., Kirschbaum U., Nimis P.L., Purwis O.W., Pirintsos S., Scheidegger C., van Haluwyn C., Wirth V. 2002. European guideline for mapping lichen diversity as an indicator of environmental stress.
- ATSDR 2005. CERCLA list of priority hazardous substances. Agency for toxic substances and disease registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/05list.html> (10.11.2007)
- Ayrault S., Clochiatti R., Carrot F., Daudin L., Bennett J.P. 2007. Factors to consider for trace element deposition biomonitoring surveys with lichen transplants. *Science of the Total Environment* 372: 717-727
- Batič F. 1984. Ugotavljanje onesnaženosti zraka s pomočjo epifitskih lišajev in lišajska karta Slovenije kot rezultat dela. V: *Raziskovanje onesnaženosti zraka v Sloveniji 2*. Dosedanje delo in navodila za naprej. Prirodoslovno društvo Slovenije. Ljubljana, str. 20-26
- Batič F. 1991. Bioindikacija onesnaženosti zraka z epifitskimi lišaji. *Gozdarski vestnik* 49: 248-254
- Batič F. 1992. Predstavitev glavnih indikatorskih vrst lišajev. *Proteus* 54: 371-381
- Batič F. 1994. Bioindikacija onesnaženosti zraka in njen pomen pri vzpostavitvi integralnega monitoringa. V: *Varstvo zraka – stanje in ukrepi za izboljšanje stanja v Sloveniji*. Batič F. (ur.). Ljubljana, Zavod za tehnično izobraževanje: 12/1-12/10
- Batič F. 1997a. Pomen bioindikacije pri spremljanju stanja okolja. V: *Sanacija termoenergetskih objektov, predavanja, Zbornik 1. mednarodnega simpozija, Rogaška Slatina, Slovenija, 27.-30. maj 1997*. Dejanovič B., Ribarič-Lasnik C. (ur.). Velenje: 291-294
- Batič F. 1997b. Bioindikacija in stresna fiziologija – princip pri ekosistemskih raziskavah gozdnih ekosistemov. V: *Znanje za gozd. Zbornik ob 50. obletnici Gozdarskega inštituta Slovenije*. Ljubljana, Gozdarski inštitut Slovenije: 93-102

- Batič F. 2001. Lišajska flora. V: Panovec. Papež J. (ur.). Mestna občina Nova Gorica in Zavod za gozdove Slovenije, Območna enota Tolmin, str. 70-75
- Batič F., Kralj T. 1989. Bioindikacija onesnaženosti ozračja zraka z epifitsko lišajsko vegetacijo pri inventurah propadanja gozdov. Ljubljana, zbornik gozdarstva in lesarstva 34: 51-70
- Batič F., Kralj T. 1995. Bioindikacija onesnaženosti ozračja v gozdovih z epifitskimi lišaji. Zborn. gozdarstva in lesarstva 47: 45-56
- Batič F., Mayrhofer H. 1995. Bioindication of air pollution by epiphytic lichens in forest decline studies in Slovenia. Proceedings of BIOFOSP, Ljubljana, 139-145
- Batič F., Mayrhofer H. 1996. Bioindication of air pollution by epiphytic lichens in forest decline studies in Slovenia. Phytion 36: 85-90
- Batič F., Primožič K., Surina B., Trošt T., Mayrhofer H. 2003a. Contributions to the lichen flora of Slovenia X. Lichens from the Slovenian Julian Alps. Herzogia 16: 143-154
- Batič F., Tekavec B., Turk B., Mayrhofer H., Poličnik H. 2003b. Mapping of epiphytic lichen flora in orchards and on chosen broadleaves with different methods. V: 3<sup>rd</sup> International Workshop on Biomonitoring of Atmospheric Pollution, Bled, Slovenia
- Batič F., Kastelec D., Turk B., Eler K., Mavsar R., Rakef I., Mešl R., Piltaver A., Leskovec G., Mayrhofer H. 2005a. Karta lišajev območja MOL. Končno poročilo. Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo. 38 str.
- Batič F., Kastelec D., Turk B., Eler K., Rakef I. 2005b. Ponovno kartiranje epifitskih lišajev na območju mesta Ljubljane kot merilo izboljšanja kakovosti zraka v obdobju 1974-2004. V: Ekološka sanacija termoenergetskih objektov in uporaba bioindikacijskih metod. Zbornik povzetkov mednarodne konference. Velenje, ERICo. str. 32-33
- Bellis D.J., Satake K., Noda M., Nishimura N., Mcleod C. W. 2002a. Evaluation of the historical records of lead pollution in the annual growth rings and bark pockets of a 250-year-old *Quercus crispula* in Nikko, Japan. Science of the Total Environment 295: 91-100
- Bellis D.J., Mcleod C. W., Satake K. 2002b. Pb and <sup>206</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb isotopic analysis of a tree bark pocket near Sheffield, UK recording historical change in airborne pollution during the 20<sup>th</sup> Century. Science of the Total Environment 289: 169-176
- Bellis D.J., Satake K., Mcleod C. W. 2004. A comparison of lead isotope ratios in the bark pockets and annual rings of two beech trees collected in Derbyshire and South Yorkshire, UK. Science of the Total Environment 321: 105-113
- Bergamaschi L., Rizzio E., Giaveri G., Loppi S., Gallorini M. 2007. Comparison between the accumulation capacity of four lichen species transplanted to a urban site. Environmental Pollution 148: 468-476
- Blett T., Geiser L., Porter E. 2003. Air pollution-related lichen monitoring in National Parks, forests, and refuges: Guidelines for studies intended for regulatory and management purposes. U.S. Government Printing Office.
- Bradford M.M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of proteins utilizing the principle of protein-dye binding. Analytical Biochemistry 72: 248-254

- Branquinho C., Brown D.H., Catarino F. 1997a. The cellular location of Cu in lichens and its effects on membrane integrity and chlorophyll fluorescence. *Environmental and Experimental Botany* 38: 165-179
- Branquinho C., Brown D.H., Maguas C., Catarino F. 1997b. Lead (Pb) uptake and its effects on membrane integrity and chlorophyll fluorescence in different lichen species. *Environmental and Experimental Botany* 37: 95-105
- Brunialti G., Giordani P. 2003. Variability of lichen diversity in a climatically heterogeneous area (Liguria, NW Italy). *Lichenologist* 35: 55-69
- Brunialti G., Giordani P., Isocrono D., Loppi S. 2002. Evaluation of data quality in lichen biomonitoring studies: the Italian experience. *Environmental Monitoring and Assessment* 75: 271-280
- Brunialti G., Frati L. 2007. Biomonitoring of nine elements by the lichen *Xanthoria parietina* in Adriatic Italy: A retrospective study over a 7-year time span. *Science of the Total Environment* 387: 289-300
- Cabral J.P. 2003. Copper toxicity to five *Parmelia* lichens in vitro. *Environmental and Experimental Botany* 49: 237-250
- Castello M. 1995. Studi lichenologici in Italia Nord-orientale. VII: Effetti dell'inquinamento atmosferico sulle comunità licheniche epifite nella Provincia di Trieste (Lichenological studies in NE Italy. VII: Effects of air pollution on epiphytic lichen communities in the Province of Trieste). *Gortania – Atti del Museo Friulano di Storia Naturale* 17: 57-78
- Castello M., Skert N. 2005. Evaluation of lichen diversity as an indicator of environmental quality in the North Adriatic submediterranean region. *Science of the Total Environment* 336: 201-214
- Castello M., Nimis P.L., Cebulec E., Mosca R. 1995. Air quality assessment by lichens as bioindicators of SO<sub>2</sub> and bioaccumulators of heavy metals in the Province of Trieste (NE Italy). *Agricoltura Mediterranea, International Journal of Agricultural Science, Special Volume Responses of plants to air pollution, Biological and economic aspects*: 233-243
- Cercasov V., Pantelica A., Salagean M., Caniglia G., Scarlat A. 2002. Comparative study of the suitability of three lichen species to trace-element air monitoring. *Environmental Pollution* 119: 129-139
- Cloquet C., Carignan J., Libourel G. 2006. Atmospheric pollutant dispersion around an urban area using trace metal concentrations and Pb isotopic compositions in epiphytic lichens. *Atmospheric Environment* 40: 574-587
- Conti M.E., Cecchetti G. 2001. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review. *Environmental Pollution* 114: 471-492
- Cuny D., van Haluwyn C., Pesch R. 2001. Biomonitoring of trace elements in air and soil compartments along the major motorway in France. *Water, Air, and Soil Pollution* 125: 273-289
- de Sloover J., le Blanc F. 1968. Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity. V: Proceedings of Symposium on Recent Advances in Tropical Ecology. Misra R., Gopal B. (ur.). Banaras Hindu University



- Diamantopoulos J., Pirintsos S.A., Laundon J.R., Vokou D. 1992. The epiphytic lichens around Thessaloniki (Greece) as indicators of sulphur dioxide pollution. *Lichenologist* 24: 63-71
- Elix J.A., Hohnston J., Parker J.L. 1987. A catalogue of standardized thin layer chromatographic data and biosynthetic relationships for lichen substances. Canberra, Australia
- Eversman S., Sigal L.L. 1987. Ultrastructural effects of gaseous pollutants and acid precipitation on lichens. *Canadian Journal of Botany* 65: 1806-1818
- Fernandez-Salegui A.B., Calatayud A., Terron A., Barreno E.M. 2006. Chlorophyll *a* fluorescence in transplants of *Parmelia sulcata* Taylor near a power station (La Robla, Leon, Spain). *Lichenologist* 38: 457-468
- Ferry B.W., Baddeley M.S., Hawksworth D.L. 1973. Air pollution in lichens. The Athlone Press, London, 389 str.
- Fields R. 1988. Physiological responses of lichens to air pollution fumigations. V: Lichens, Bryophytes and Air Quality. Nash T.H. III, Wirth V. (ur.). Berlin, J. Cramer: 175-200
- Fields R., St. Clair L.L. 1984. The effects of SO<sub>2</sub> on photosynthesis and carbohydrate transfer in the two lichens: *Colema polycarpon* and *Parmelia chlorocha*. *American Journal of Botany* 71: 986-998
- Flis J., Čuhalev I., Simončič P., Deželak F., Špes M., Piano S., Diklič S., Plut D., Svetina M., Šušteršič A., Planinšek T., Bole M., Rošer Drev A., Kugonič N., Kovač M., Ferlin F., Pokorný B., Orešnik K., Mljač L., Cestnik B., Vončina R., Šterbenk E. 1998. Poročilo in ocean vplivov na okolje nadomestnega objekta TET 3. Velenje, ERICo Velenje: 542 str.
- Frati L., Brunialti G., Loppi S. 2005. Problems related to lichen transplants to monitor trace element deposition in repeated surveys: a case study from Central Italy. *Journal of Atmospheric Chemistry* 52: 221-230
- Gailey, F.A.Y., Smith G.H., Rintoul L.J., Lloyd O.L. 1985. Metal deposition patterns in central Scotland, as determined by lichen transplants. *Environmental Monitoring and Assessment* 5:291-309
- Garty J. 1993. Lichens as biomonitors for heavy metal pollution. V: Plants as biomonitors. Markert B.A. (ur.). WCH, Weinheim, str. 193-263
- Garty J. 2002. Biomonitoring heavy metal pollution with lichens. V: Protocols in lichenology. Culturing, biochemistry, ecophysiology and use in biomonitoring. Kraner I., Beckett R., Varma A. (ur.). Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Garty J., Ammann K. 1987. The amounts of Ni, Cr, Zn, Pb, Cu, Fe and Mn in some lichens growing in Switzerland. *Environmental and Experimental Botany* 27: 127-138
- Garty J., Weissman L., Tamir O., Beer S., Cohen Y., Karnieli A., Orlovsky L. 2000. Comparison of five physiological parameters to assess the vitality of the lichen *Ramalina lacera* exposed to air pollution. *Physiologia Plantarum* 109: 410-418
- Garty J., Weissman L., Cohen Y., Karnieli A., Orlovsky L. 2001a. Transplanted lichens in and around the Mount Carmel National park and the Haifa bay industrial region in Israel: physiological and chemical responses. *Environmental Research Section A* 85: 159-176

- Garty J., Tamir O., Hassid I., Eshel A., Cohen Y., Karnieli A., Orlovsky L. 2001b. Photosynthesis, chlorophyll integrity, and spectral reflectance in lichens exposed to air pollution. *Journal of Environmental Quality* 30: 884-893
- Garty J., Levin T., Cohen Y., Lehr H. 2002a. Biomonitoring air pollution with the desert lichen *Ramalina maciformis*. *Physiologia Plantarum* 115: 267-275
- Garty J., Tamir O., Cohen Y., Lehr H., Goren A. 2002b. Changes in the potential quantum yield of photosystem II and the integrity of cell membranes relative to the elemental content of the epilithic desert lichen *Ramalina maciformis*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21: 848-858
- Garty J., Tomer S., Levin T., Lehr H. 2003. Lichens as biomonitors around a coal-fired power station in Israel. *Environmental Research* 91: 186-198
- Gasparo D., Castello M., Bargagli R. 1989. *Studia Geobotanica* 9: 153-250
- Geebelen W., Hoffman M. 2001. Evaluation of bio-indication methods using epiphytes by correlating with SO<sub>2</sub>-pollution parameters. *Lichenologist* 33(3): 249-260
- Geiser L.H., Neitlich P.N. 2007. Air pollution and climate gradients in western Oregon and Washington indicated by epiphytic macrolichens. *Environmental Pollution* 145: 203-218
- Gilbert O.L. 1970. A biological scale for the estimation of sulphur dioxide air pollution. *New Phytologist* 69: 629-634
- Gilbert O.L. 1976. An alkaline dust effect on epiphytic lichens. *Lichenologist* 8: 173-178.
- Giordani P. 2006. Variables influencing the distribution of epiphytic lichens in heterogeneous areas: A case study for Liguria, NW Italy. *Journal of Vegetation Science* 17, 195-206
- Giordani P. 2007. Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environmental Pollution* 146: 317-323
- Giordani P., Brunialti G., Modenesi P. 2001. Applicability of the lichen biodiversity method (L.B.) to a Mediterranean area (Liguria, NW Italy). *Cryptogamie, Mycol.* 22: 193-208
- Golubev A.V., Golubeva V.N., Krylov N.G., Kuznetsova V.F., Mavrin S.V., Aleinikov A.Y., Hoppes W., Surano K. 2003. Using of lichens as a bio-monitor of atmosphere pollution by uranium. *Environmental Informatics Archives* 1: 614-618
- Gombert S., Asta J., Seaward M.R.D. 2003. Correlation between nitrogen concentration of two epiphytic lichens and the traffic density in an urban area. *Environmental Pollution* 123: 281-290
- Grill D., Hafellner J., Kaschnitz A., Pongratz W. 1988a. Die Luftsituation in Graz: Verwendung der Flechten als Bioindikatoren – ein Vergleich 1968 – 1986. V: Ökophysiologische Probleme durch Luftverunreinigungen. Grill D., Guttenberger H. (ur.). str. 111-114
- Grill D., Hafellner J., Kaschnitz A., Pongratz W. 1988b. Neuerliche Erhebung der epiphytischen Flechtenvegetation in Graz. *Mitt. Naturwissenschaft Ver. Steiermark* 118: 145-155
- Grube M., Batič F., Mayrhofer H. 1995. Contributions to the lichen flora of Slovenia I. Epiphytic lichens of the Snežnik area. *Herzogia* 11: 189-196

- Grube M., Mayrhofer H., Batič, F. 1998. Contributions to the lichen flora of Slovenia III. Epiphytic lichens from Goteniški Snežnik and Krokav area. *Herzogia* 13: 181-188
- Häffner E., Lomsky B., Hynek V., Hällgren J.E., Batič F., Pfanz H. 2001. Air pollution and lichen physiology. Physiological responses of different lichens in a transplant experiment following an SO<sub>2</sub> gradient. *Water, Air and Soil Pollution* 131: 185-201
- Hale M.E. Jr. 1983. *The Biology of Lichens*. 3. izdaja. London, Edward Arnold
- Hauck M. 2003. Epiphytic lichen diversity and forest dieback: the role of chemical site factor. *Bryologist* 106: 257-269
- Hauck M., Paul A. 2005. Manganese as a site factor for epiphytic lichens. *Lichenologist* 37: 409-423
- Hauck M., Hesse V., Jung R., Zöllner T., Runge M. 2001. Long-distance transported sulphur as a limiting factor for the abundance of *Lecanora conizaeoides* in montane spruce forests. *Lichenologist* 33: 267-269
- Hauck M., Hesse V., Runge M. 2002. The significance of stemflow chemistry for epiphytic lichen diversity in a dieback-affected spruce forest on Mt Brocken, northern Germany. *Lichenologist* 34: 415-427
- Hawksworth D.L. 1973. Mapping studies. V: Air Pollution and Lichens. Ferry B.W., Baddeley M.S., Hawksworth D.L. (ur.). The Athlone Press of the University of London, London, str. 38-76
- Hawksworth D.L., Rose F. 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature* 227: 145-148
- Hawksworth D.L., Rose F. 1976. Lichens as pollution monitors. London, Edward Arnold
- Herzig R., Urech M. 1991. Flechten als Bioindikatoren. Integriertes biologisches Meßsystem der Luftverschmutzung fuer das Schweizer Mittelland. *Bibliotheca Lichenologica* 43: 1-283
- Herzig R., Liebendörfer L., Urech M. 1987. Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methoden-Evaluation und Eichung mit wichtigen Luftschadstoffen. *VDI Berichte* 609: 619-639
- Herzig R., Liebendörfer L., Urech M., Ammann K. 1989. Passive biomonitoring with lichens as a part of integrated biological measuring system for monitoring air pollution in Switzerland. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 35: 43-57
- Holopainen T. 1981. Alterations in the ultrastructure of epiphytic lichens *Hypogymnia physodes* and *Alectora capillaries* caused by air pollution. *Silva Fennica* 15: 469-474
- Holopainen T. 1982. Comparison of the ultrastructural changes in epiphytic lichens at different distances from two industrial pollution sources. *Savonia* 5: 15-30
- Holopainen T. 1984. Types and distribution of ultrastructural symptoms in epiphytic lichens in several urban and industrial environments in Finland. *Annales Botanici Fennici* 21: 213-229
- Hyvärinen M. 1992. Adaptivity of the thallus structure of *Hypogymnia physodes* to microclimatic conditions. *Lichenologist* 24: 267-279
- Hyvärinen M., Halonen P., Kauppi M. 1992. Influence of stand age and structure on the epiphytic lichen vegetation in the middle-boreal forests of Finland. *Lichenologist* 24: 165-180

- Jeran Z. 1995. Epifitski lišaji – biološki indikatorji onesnaženosti zraka s kovinami in radionuklidi. Doktorska disertacija. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo, 134 str.
- Jeran Z., Jaćimović R. 1997. Lišaji kot biomonitorji onesnaženosti zraka s kovinami v okolici Termoelektrarne Šoštanj. V: Sanacija termoelektričnih objektov, predavanja, Zbornik 1. mednarodnega simpozija, Rogaška Slatina, Slovenija, 27. – 30. maj 1997, Dejanovič B., Ribarič Lasnik C. (ur.), str. 558–562
- Jeran Z., Byrne A.R., Batič F. 1995. Transplanted epiphytic lichens as biomonitors of air-contamination by natural radionuclides around the Žirovski vrh uranium mine, Slovenia. *Lichenologist* 27: 375-385
- Jeran Z., Jaćimović R., Batič F., Smodiš B., Wolterbeek H.Th. 1996. Atmospheric heavy metal pollution in Slovenia derived from results for epiphytic lichens. *Journal of Analytical Chemistry* 354: 681-687
- Jeran Z., Jaćimović R., Batič F., Mavsar R. 2002. Lichens as integrating air pollution monitors. *Environmental Pollution* 120: 107-113
- Jeran Z., Mrak T., Jaćimović R., Batič F., Kastelec D., Mavsar R., Simončič P. 2007. Epiphytic lichens as biomonitors of atmospheric pollution in Slovenian forests. *Environmental Pollution* 146: 324-331.
- Jia G., Belli M., Sansone U., Rosamilia S., Gaudino S. 2005. Concentration and characteristics of depleted uranium in water, air and biological samples collected in Serbia and Montenegro. *Applied Radiation and Isotopes* 63: 381-399
- Kapusta P., Szarek-Lukaszewska G., Kiszka J. 2004. Spatial analysis of lichen species richness in a disturbed ecosystem (Niepolomice Forest, S Poland). *Lichenologist* 36, 249-260
- Kaschnitz A. 1991. Flechten und Borken als Bioindikatoren fuer Luftguete in Stadgebiet von Graz (Steiermark, Oestereich). Inaugural – Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades an der Naturwissenschaftlichen Fakultat der Karl-Franzens-Universitaet in Graz. 218 str.
- Kirschbaum U. 1973. Auswirkungen eines industriell-urbanen Ballungsraumes auf die epiphytische Flechtenvegetation in der Region Untermain. Doctoral thesis. University of Geissen
- Kirschbaum U., Wirth V. 1997. Flechten erkennen – Luftgüte bestimmen. Eugen Ulmer GmbH & Co., Germany
- Knops J.M.H., Nash T.H. III, Boucher V.L., Schlesinger W.L. 1991. Mineral cycling and epiphytic lichens: implications at the ecosystem level. *Lichenologist* 23: 309-321
- Končnik D. 2002. Zrak (aerosoli). V: Primerjalna študija onesnaženosti okolja v Zgornji Mežiški dolini med stanji v letih 1989 in 2001. Velenje, ERICo Velenje, 2. zvezek: 27-53
- Kraigher H., Al Sayegh Petkovšek S., Grebenc T., Simončič P. 2007. Types of ectomycorrhiza as pollution stress indicators: case studies in Slovenia. *Environmental Monitoring and Assessment* 128: 31-45
- Kricke R., Loppi S. 2002. Bioindication: The I.A.P. approach. V: Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens. Nimis P.L., Scheidegger C., Wolseley P.A. (eds.). Kluwer Academic Publishers, IV. Earth and Environmental Sciences 7: 21-37

- Kruhar B. 1994. Pregled epifitske lišajske flore na nekaterih bioindikacijskih točkah v odvisnosti od podlage. Diplomsko naloga. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo
- Kugonič N. 1998. Posnetek stanja onesnaženosti tal in rastlinskega materiala na območju Zgornje Mežiške doline. Velenje, ERICo Velenje, DP-313/98: 110 str.
- Kugonič N., Stropnik M. 2001. Vsebnosti težkih kovin v tleh in rastlinah na kmetijskih površinah v Šaleški dolini. Velenje, ERICo Velenje, DP-24/02/01: 173 str.
- Leuckert C., Kümmerling H., Wirth V. 1995. Chemotaxonomy of *Lepraria* Ach. and *Lepruloma* Nyl. ex Crombie, with particular reference to Central Europe. *Bibliotheca Lichenologica* 58: 245-259
- Loppi S. 2001. Environmental distribution of mercury and other trace elements in the geothermal area of Bagnore (Mt. Amiata, Italy). *Chemosphere* 45: 991-995
- Loppi S., Bonini I. 2000. Lichens and mosses as biomonitors of trace elements in areas with thermal springs and fumarole activity (Mt. Amiata, central Italy). *Chemosphere* 41: 1333-1336
- Loppi S., Corsini A. 2003. Diversity of epiphytic lichens and metal contents of *Parmelia caperata* thalli as monitors of air pollution in the town Pistoia (C Italy). *Environmental Monitoring and Assessment* 86: 289-301
- Loppi S., Pirintsos S.A. 2003. Epiphytic lichens as sentinels for heavy metal pollution at forest ecosystems (central Italy). *Environmental Pollution* 121: 327-332
- Loppi S., Giordani P., Brunialti G., Isocrono D., Piervittori R. 2002. A new scale for the interpretation of lichen biodiversity values in the Thyrranian side of Italy. *Bibliotheca Lichenologica* 82: 237-243
- Loppi S., Riccobono F., Zhang Z.H., Savic S., Ivanov D., Pirintsos S.A. 2003. Lichens as biomonitors of uranium in the Balkan area. *Environmental Pollution* 125: 277-280
- Loppi S., Frati L., Paoli L., Bigagli V., Rossetti C., Bruscoli C., Corsini A. 2004. Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metal contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy). *Science of the Total Environment* 326: 113-122
- Mayrhofer H., Koch M., Batič F. 1996. Beiträge zur Flechtenflora von Slowenien II. Die Flechten des Pohorje. *Herzogia* 12: 111-127
- Mayrhofer H., Matzer M., Belec Z. 1998. Beiträge zur Flechtenflora von Slowenien V. Nachträge zur Flechtenflora des Pohorje. *Hladnikia* 10: 5-10
- Mikhailova I. 2002. Transplanted lichens for bioaccumulation studies. V: *Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens*. Nimis P.L., Scheidegger C., Wolseley P.A. (ur.). Kluwer Academic Publishers: 301-304
- Mikhailova I.N., Scheidegger C. 2001. Early development of *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. in response to emissions from a copper smelter. *Lichenologist* 33: 527-538
- Minganti V., Capelli R., Drava G., de Pellegrini R., Brunialti G., Giordani P., Modenesi P. 2001. Bioaccumulation of vanadium in the epiphytic lichen *Parmelia caperata* from Liguria (North-west Italy). *Annali di Chimica* 91: 23-28
- Minganti V., Capelli R., Drava G., De Pellegrini R., Brunialti G., Giordani P., Modenesi P. 2003. Biomonitoring of trace metals by different species of lichens (*Parmelia*) in North-West Italy. *Journal of Atmospheric Chemistry* 45: 219-229

- Motiejunaite J. 2007. Epiphytic lichen community dynamics in deciduous forests around a phosphorus fertilizer factory in Central Lithuania. *Environmental Pollution* 146: 341-349
- Mrak T. 2003. Composition of lichen flora in a part of the Triglav National Park (IV; Bohinj with surrounding). Graduation thesis. University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Department of Biology
- Mrak T., Mayrhofer H., Batič F. 2004. Contributions to the lichen flora of Slovenia XI. Lichens from the vicinity of Lake Bohinj (Julian Alps). *Herzogia* 17: 107-127
- Nash T.H. III 1989. Metal tolerance in lichens. V: Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. Shaw A.J. (ur.). CRC Press Inc., Boca Raton
- Nash T.H. III 1996. Lichen biology. Cambridge University Press
- Ng O.H., Tan B.C., Obbard J.P. 2005. Lichens as bioindicators of atmospheric heavy metal pollution in Singapore. *Environmental Monitoring and Assessment* 123: 63-74
- Nienburg W. 1919. Studien zur Biologie der Flechten. I. II. III., *Zeitschr. Bot.* 11: 1-38
- Nimis P.L. 1999. Linee-guida per la bioindicazione degli effetti dell'inquinamento tramite la biodiversità dei licheni epifiti. V: Atti del workshop biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale. Picini S., Salvati S. (ur.). Roma, 26-27 November 1998, ANPA, Ser atti 2/1999, str. 267-277
- Nimis P.L., Purvis O.W. 2002. Monitoring lichens as indicators of pollution. V: Monitoring with lichens – monitoring lichens. Nimis P.L., Scheidegger C., Wolsey P.A. (ur.). Kluwer Academic Publishers, the Netherlands, str. 7-11
- Nimis P.L., Castello M., Perotti M. 1990. Lichens as biomonitors of sulphur dioxide pollution in La Spezia (northern Italy). *Lichenologist* 22: 333-344
- Nimis P.L., Skert N., Castello M. 1999. Biomonitoring of trace metals by lichens in high-risk areas of Friuli-Venezia Giulia (NE Italy). *Studia Geobotanica* 18: 3-49
- Nylander W. 1866. Circa novum in studio Lechenum criterium chemicum. *Flora (Jena)* 49: 198-201
- Oh Y.K., Ryu S.P., Kim H.C., Kawamura H., Tennichi Y., Matsuoka N., Maeda Y. 2004. Source identification of Pb in aerosols at Jeju-do, Korea by using  $^{207}\text{Pb}/^{206}\text{Pb}$  and  $^{208}\text{Pb}/^{209}\text{Pb}$ . *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 260: 279-282
- Paoli L, Guttova A., Loppi S. 2006. Assessment of environmental quality by the diversity of epiphytic lichens in a semi-arid mediterranean area (Val Basento, South Italy). *Biologia* 61: 353-359
- Piervittori R. 1999. Licheni come bioindicatori della qualità dell'aria: stato dell'arte in Italia. V: Proceedings of Workshop »Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio Nazionale«. Piccini C., Salvati S. (ur.). ANPA, Roma
- Piervittori R., Usai L., Alessio F., Maffei M. 1997. The effect of simulated acid rain on surface morphology and *n*-alkane composition of *Pseudevernia furfuracea*. *Lichenologist* 29: 191-198
- Pilegaard K. 1979. Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranowesia cirrata* in the vicinity of a Danish steelworks. *Water, Air and Soil Pollution* 11, 1: 77-91

- Pokorny B. 2003. Notranji organi in rogovje srnjadi (*Capreolus capreolus* L.) kot bioindikatorji onesnaženosti okolja z ioni težkih kovin. Doktorska disertacija. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za gozdarstvo in obnovljive gozdne vire: 193 str.
- Pokorny B., Ribarič Lasnik C. 2002. Seasonal variability of mercury and heavy metals in roe deer (*Capreolus capreolus*) kidney. *Environmental Pollution* 117: 35-46
- Pokorny B., Zaluberšek M. 2007. Srnjad kot bioindikator onesnaženosti okolja. Letno poročilo. Velenje, ERICo Velenje
- Poličnik H. 2003. Ugotavljanje onesnaženosti zraka s kartiranjem lišajev in akumulacijo težkih kovin v lišajih. Poročilo za leto 2002. ERICo Velenje, DP 1/02/03, 61 str.
- Poličnik H. 2004. Ugotavljanje onesnaženosti zraka s kartiranjem lišajev in akumulacijo težkih kovin v lišajih. Poročilo za leto 2003. ERICo Velenje, DP 23/02/03, 42 str.
- Poličnik H. 2005. Ugotavljanje onesnaženosti zraka s kartiranjem lišajev in akumulacijo težkih kovin v lišajih. Poročilo za leto 2004. ERICo Velenje, DP 4/02/05, 45 str.
- Poličnik H., Batič F., Ribarič Lasnik C. 2004. Monitoring of short-term heavy metal deposition by accumulation in epiphytic lichens (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.). *Journal of Atmospheric Chemistry* 49: 223-230
- Poličnik H., Levanič T., Pokorny B. 2007. Drevesne branike kot retrospektivni bioindikator časovnih sprememb v onesnaženosti okolja. Poročilo za leto 2006. Velenje, ERICo Velenje
- Poličnik H., Simončič P., Batič F., v tisku. Monitoring air quality with lichens: A comparison between mapping in forest sites and in open areas. *Environmental Pollution*, Corrected Proof
- Prpić-Majić D. (ur.) 1996. Istraživanja olova, kadmija I cinka u dolini rijeke Meže. Zagreb, Institut za medicinska istraživanja i medicine rada: 151 str.
- Prügger J. 2002. Beiträge zur Flechtenbiodiversität von Slowenien. Die Online-Datenbank der Flechten Sloweniens. Die Flechtenflora des Snežnik und der Javorniki mit besonderer Berücksichtigung der epiphytischen Arten. Dissertation. Kart-Franzens Universität Graz, Institut für Botanik
- Prügger J., Mayrhofer H., Batič F. 2000. Beiträge zur Flechtenflora von Slowenien IV. Die Flechten des Trnovski gozd. *Herzogia* 14: 113-143
- Ra H.S.Y., Geiser L.H., Crang R.F.E. 2005. Effects of season and low-level air pollution on physiology and element content of lichens from the U.S. Pacific Northwest. *Science of the Total Environment* 343: 155-167
- Rakef I. 2005. Kartiranje epifitske lišajske flore v mestu Ljubljana kot metoda ugotavljanja kvalitete zraka in primernosti obstoječe drevnine za te potrebe. Diplomsko delo, univerzitetni študij. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za krajinsko arhitekturo
- Ribarič Lasnik C., Pokorny B., Pačnik L. (ur.) 1999. Problem težkih kovin v Zgornji Mežiški dolini. Zbornik referatov. Črna na Koroškem, 23,-24, okt. 1998. Velenje, ERICo Velenje: 134 str.

- Ribarič Lasnik C., Pačnik L., Ruprecht H., Savinek K., Bienelli Kalpič A., Plut D., Bole M., Kugonič N., Beričnik Vrbovšek J., Glasenčnik E., Al Sayegh Petkovšek S., Pokorny B., Pavšek Z. 2001a. Onesnaženost okolja in naravni viri kot dejavniki razvoja v zasavski regiji – modelni pristop. Velenje, ERICo Velenje: 141 str.
- Ribarič Lasnik C., Pačnik L., Savinek K., Ruprecht H. 2001b. Stanje onesnaženosti okolja na Dobovcu. Velenje, ERICo Velenje
- Ribarič Lasnik C., Eržen I., Kugonič N., Pokorny B., Končnik D., Svetina M., Justin B., Druks P., Bole M., Rošar-Drev A., Vetrih M., Flis J., Kotnik K., Mavsar R., Pačnik L., Savinek K. 2002. Primerjalna študija onesnaženosti okolja v Zgornji Mežiški dolini med stanji v letih 1989 in 2001. Velenje, ERICo Velenje: 720 str.
- Richardson D.H.S., Nieboer E. 1983. Ecophysiological responses of lichens to sulphur dioxide. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 54: 331-351
- Riga-Karandinos A.N., Karandinos M.G. 1998. Assessment of air pollution from a lignite power plant in the plain of Megalopolis (Greece) using as biomonitors three species of lichens; impacts on some biochemical parameters of lichens. *Science of the Total Environment* 215: 167-183
- Rosamilia S., Gaudino S., Sansone U., Belli M., Jeran Z., Ruisi S., Zucconi L. 2004. Uranium isotopes, metals and other elements in lichens and tree barks collected in Bosnia-Herzegovina. *Journal of Atmospheric Chemistry* 49: 447-460
- Rotnik U. 2007. BilTEŠ 2006. Poročilo o proizvodnji, vzdrževanju in ekoloških obremenitvah okolja TE Šoštanj v letu 2006. Šoštanj, Termoelektrarna Šoštanj: 147 str.
- Rožič V., Šimon S. 2002. Multielementna analiza vsebnosti kovin v premogu. Velenje, ERICo Velenje, Dp-20/02/02: 49 str.
- Ruprecht H. 2001. Epifitski lišaj *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. kot indikator vnosa onesnažil iz termoenergetskih objektov v ekosisteme. Diplomsko delo. Univerzitetni študij. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo
- Rusu A.M., Jones G.C., Chimonides P.D.J., Purvis O.W. 2006. Biomonitoring using the lichen *Hypogymnia physodes* and bark samples near Zlatna, Romania immediately following closure of a copper ore-processing plant. *Environmental Pollution* 143: 81-88
- Saipunkaew W., Wolseley P., Chimonides J. 2005. Epiphytic lichens as indicators of environmental health in the vicinity of Chiang Mai city, Thailand. *Lichenologist* 37: 345-356
- Scerbo R., Possenti L., Lampugnani L., Ristori T., Barale R., Barghigani C. 1999. Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in Livorno Province (Tuscany, Italy). *Science of the Total Environment* 241: 91-106
- Scerbo R., Ristori T., Possenti L., Lampugnani L., Barale R., Barghigani C. 2002. Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in Pisa Province (Tuscany, Italy). *Science of the Total Environment* 286: 27-40
- Schreiner E., Hafellner J. 1992. Sorediöse, corticole Krustenflechten im Ostalpenraum. I. Die Flechtenstoffe und die gesicherte Verbreitung der besser bekannten Arten. *Bibliotheca Lichenologica* 45



- Sernander R. 1912. Studier öfvar lafvarnes biologi I. Nitrofila lafvar. Svensk Botanisk Tidskrift 6: 803-883
- Showman R.E. 1975. Lichens as indicators of air quality around a coal-fired power generating plant. Bryologist 78: 1-6
- Sigal L.L., Nash T.H. III 1983. Lichen communities on conifers in southern California mountains: an ecological survey relative to oxidant air pollution. Ecology 64: 1343-1354
- Simončič P. 1996. Odziv gozdnega ekosistema na vplive kislih odložin s poudarkom na proučevanju prehranskih razmer za smreko (*Picea abies* (L.) Karst.) in bukev (*Fagus sylvatica* L.) v vplivnem območju TE Šoštanj. Doktorska disertacija. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta
- Sloof J.E., 1993. Environmental Lichenology: Biomonitoring Trace Element Air Pollution. Thesis. Univ. Technol. Delft, The Netherlands
- Sloof J.E., Wolterbeek H.Th. 1991. National trace-element air pollution monitoring survey using epiphytic lichens. Lichenologist 23: 139-165
- Smodiš B., Bleise A. 2002. Internationally harmonized approach to biomonitoring trace element atmospheric deposition. Environmental Pollution 120: 3-10
- StatSoft 2006. Statistica for Windows 7.1. Tulsa, StatSoft: CD
- St. Clair S.B., St. Clair L.L., Weber D.J., Mangelson N.F., Eggett D.L. 2002a. Element accumulation patterns in foliose and fruticose lichens from rock and bark substrates in Arizona. The Bryologist 105: 415-421
- St. Clair S.B., St. Clair L.L., Mangelson N.F., Weber D.J. 2002b. Influence of growth form on the accumulation of airborne copper by lichens. Atmospheric Environment 36: 5637-5644
- Steubing L. 1982. Problems of bioindication and the necessity of standardisation. V: Monitoring of air pollutants by plants. Steubing L., Jäger H.J. (ur.). The Hague, Dr. W. Junk Publishers: 19-24
- Stofer S., Catalayud V., Ferretti M., Fischer R., Giordani P., Keller C., Stapper N., Scheidegger C. 2003. Epiphytic Lichen Monitoring within the EU/ICP Forests Biodiversity Test-Phase on Level II plots. [http://www.forestbiota.org/docs/bbb-lichens\\_june05.pdf](http://www.forestbiota.org/docs/bbb-lichens_june05.pdf) (26.6.2006)
- Stofer S., Bergamini A., Aragon G., Carvalho P., Coppins B.J., Davey S., Dietrich M., Farkas, E., Kärkkäinen K., Keller C., Lökös L., Lommi S., Maguas C., Mitchell R., Pinho P., Rico V.J., Truscott A.M., Wolseley P.A., Watt A., Scheidegger C. 2006. Species richness of lichen functional groups in relation to land use intensity. Lichenologist 38: 331-353
- Stropnik B., Byrne A.R., Smodiš B., Jačimović R. 1994. Air pollution monitoring in the Šalek Valley. Acta Chimica Slovenica 41: 65-82
- Suppan U. 1997. Vorarbeiten zur Bibliographie der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Sloweniens. Die epiphytische Flechtenflora der Uršlja gora (Slowenien). Diplomarbeit. Karl-Franzens-Universität Graz, Institut für Botanik, 169 str.
- Suppan U., Mayrhofer H. 2002. Beitrage zur Flechtenflora von Slowenien VI. Die epiphytischen Flechten der Uršlja gora. Herzogia 15: 57-77
- Suppan U., Prügger J., Mayrhofer H. 2000. Catalogue of the lichenized and lichenicolous fungi of Slovenia. Bibliotheca Lichenologica 76: 1-215

- Surina B. 1998. Kartiranje epifitskih lišajev v gozdovih severnega dela Triglavskega narodnega parka. Diplomsko naloga. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo.
- Surina B. 2001. Fitocenološke raziskave jelovo-bukovega gozda (*Omphalodo-Fagetum* s. lat.) v zahodnem delu ilirske flore province. Magistrsko delo. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo.
- Svetina M. 1998. Onesnaženost tal s težkimi kovinami v Šaleški dolini. Velenje, ERICo Velenje, DP-232/98: 74 str.
- Svetina M. 1999. Geokemična študija vnosa kadmija v tla v Šaleški dolini. Doktorska disertacija. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Naravoslovnotehniška fakulteta, Oddelek za geologijo: 164 str.
- Svetina M. 2002. Karte zračnega vnosa težkih kovin v Šaleški dolini. Velenje, ERICo Velenje, DP-17/02/02: 29 str.
- Šalej M. 1999. Historično-geografski oris Šaleške doline in njenega obrobja. V: Velenje: razprave o zgodovini mesta in okolice. Ravnikar T., Brišnik D. (ur.). Velenje, Mestna občina Velenje: 10-19
- Tarhanen S., Poikolainen J., Holopainen T., Oksanen J. 2000. Severe photobiont injuries of lichens are strongly associated with air pollution. *New Phytologist* 147: 579-590
- Tønsgberg T. 1992. The sorediate and isidiate, corticolous, crustose lichens in Norway. *Sommerfeltia*, 14
- Trinkaus P. 2001. Wiederbesiedlung weiter Bereiche des Grazer Stadtgebietes durch *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. *Joannea Bot.* 2: 5-11
- Trošt T. 1997. Epifitski lišaji Pokljuke. Diplomsko naloga. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo.
- Tuba Z., Csintalan Z. 1993. Bioindication of road motor traffic caused heavy metal pollution by lichen transplants. V: Markert (ur.). *Plants as biomonitors. Indicators for heavy metals in the terrestrial environment.* 640 str.
- Uhan J. 1993. Geokemična tipomorfnost zasavskega premoga. *Rudarsko-metalurški zbornik* 40: 45-57
- UNCLRTAP – United Nations Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Ženeva 1979
- UNFCCC – United Nations Framework Convention on Climate Change, New York 1992
- Uredba o žveplovem dioksidu, dušikovih oksidih, delcih in svincu v zunanjem zraku. Ur.l. RS, št. 52/2002, 18/2003, 41/2004-ZVO-1, 121/2006
- van Dobben H.F., ter Braak C.J.F. 1998. Effects of atmospheric NH<sub>3</sub> on epiphytic lichens in the Netherlands: the pitfalls of biological monitoring. *Atmospheric Environment* 32: 551-557
- van Dobben H.F., Wolterbeek H.Th., Wamelink G.W.W., Ter Braak C.J.F. 2001. Relationship between epiphytic lichens, trace elements and gaseous atmospheric pollutants. *Environmental Pollution* 112: 163-169
- van Haluwyn C., van Herk C.M. 2002. Bioindication: the community approach. V: *Monitoring with lichens – monitoring lichens.* Nimis P.L., Scheidegger C., Wolseley P.A. (ur.). Kluwer Academic Publishers, str. 21-38

- van Herk C.M. 1999. Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. *Lichenologist* 31: 9-20
- van Herk C.M. 2001. Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. *Lichenologist* 33(5): 419-441
- van Herk C.M. 2002. Epiphytes on wayside trees as an indicator of eutrophication in the Netherlands. V: *Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens*. Nimis P.L., Scheidegger C., Wolseley P.A. (ur.). Kluwer Academic Publishers, str. 285-289
- van Herk C.M. 2004. A changing lichen flora. The effects of short and long distance nitrogen deposition on epiphytic lichens. V: Lambley, P., Wolseley, P. (ur.) *English Nature Research Reports, Number 525, Lichens in a changing pollution environment*. str. 13-20
- van Herk C.M., Aptroot A., van Dobben H.F. 2002. Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *Lichenologist* 34(2): 141-154
- van Herk C.M., Mathijssen-Spiekman, E.A.M., de Zwart D. 2003. Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. *Lichenologist* 35: 347-359
- VDI 3799, 1995. Measurement of Immission Effects. Measurement and Evaluation of Phytotoxic Effects of Ambient Air Pollutants (Immissions) with Lichens. Mapping of Lichens for Assessment of the Air Quality
- Veltruski B. 2006. Lišajska karta Baribora. Diplomsko delo. Univerzitetni študij. Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo
- Vidregar Gorjup N. 1998. Bioindikacija onesnaženosti zraka v Zasavju. Magistrsko delo. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo
- Vidregar Gorjup N. 2001. Biokemični in fiziološki odziv izbranih epifitskih lišajskih vrst na delovanje amoniaka in biocidov v sadjarstvu. Doktorska disertacija. Ljubljana, Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za agronomijo
- Vidregar Gorjup N., Batč F. 1999. Naravne danosti, onesnaževanja okolja in stanje vegetacije na območju Zasavja. *Gozdarski vestnik* 57: 80-91
- Vidregar Gorjup N., Batič F., Mayrhofer H. 2002. Contributions to the lichen flora of Slovenia VII. Epiphytic lichens from Zasavje. *Herzogia* 15: 79 – 90
- Volker H. 2002. Epiphytic lichen diversity and its dependence on chemical site factors in differently elevated dieback-affected spruce stands of the Harz Mountains. *Dissertationes Botanicae* 354: 191 str.
- Werner A. 1993. Aktives Biomonitoring mit der Flechte *Hypogymnia physodes* zur Ermittlung der Luftqualitaet in Hannover. *Bibliotheca Lichenologica* 49: 1-113.
- Wilfling A., Mayrhofer H. 2002. Contributions to the lichen flora of Slovenia IX. Lichenized and lichenicolous fungi from Črni Kal (Kras). *Stapfia* 80: 293 – 310
- Wilfling A., Komposch H., Trinkaus P., Podesser A., Grube M. 2003. BIO-Indikation mit Flechten im Sueden von Graz. Endbericht. Studie im Auftrag der FA 17C, Technische Umweltkontrolle & Sicherheitswesen, Amt der Stmk. Landesregierung. 231 str.
- Will-Wolf S., Geiser L.H., Neitlich P., Reis A.H. 2006. Forest lichen communities and environment - how consistent are relationships across scales? *Journal of Vegetation Science* 17: 171-184

- Wirth V. 1992. Zeigerwerte von Flechten. V: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. Scripta Geobotanica 18, str. 215-237
- Wirth V. 1995a. Flechtenflora. Bestimmung und oekologische Kennzeichnung der Flechten Suedwestdeutschlands und angrenzender Gebiete. 2. izdaja. Stuttgart, Ulmer
- Wirth V. 1995b. Die Flechten Baden-Württembergs, Teil 1 und 2, 2. izdaja. Stuttgart, Ulmer
- Wirth V., Dull R. 2000. Farbatlas Flechten und Moose. Eugen Ulmer GmbH & Co., Germany
- Wittig R. 1993. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. V: Plants as biomonitors: Indicators for heavy metals in the terrestrial environment. Markert B. (ur.). Weinheim, VCH Verlagsgesellschaft: 1-27
- Wolseley P., James P.W., Theobald M.R., Sutton M.A. 2006a. Detecting changes in epiphytic lichen communities at sites affected by atmospheric ammonia from agricultural sources. Lichenologist 38: 161-176
- Wolseley P., Stofer S., Mitchell R., Truscott A.M., Vanbergen A., Chimonides J., Scheidegger C. 2006b. Variation of lichen communities with landuse in Aberdeenshire, UK. Lichenologist 38: 307-322
- Zschau T., Getty S., Gries C., Ameron Y., Zambrano A., Nash III T.H. 2003. Historical and current atmospheric deposition to the epilithic lichen *Xanthoparmelia* in Maricopa County, Arizona. Environmental Pollution 125: 21-30
- Zygadlo J.A., Pignata M.L., Gonzales C.M., Levin A. 1993. Alkanes of lichens. Phytochemistry 32: 1453-1456

## ZAHVALA

Pri izdelavi doktorske disertacije mi je z usmeritvami dela, s strokovnimi nasveti in moralno podporo skozi vsa leta podiplomskega študija pomagal mentor prof. dr. Franc Batič. Vso strokovno podporo v času študentske izmenjave sta mi nudila tudi prof. dr. Helmut Mayrhofer in prof. dr. Walter Obermayer iz Univerze Karla Franca v Gradcu, Inštituta za rastlinske znanosti. Vsem iskrena hvala.

Zahvala gre tudi doc. dr. Cvetki Ribarič Lasnik in doc. dr. Boštjanu Pokornemu, ki sta si kot vodji Oddelka za raziskovalno dejavnost na Inštitutu za ekološke raziskave, ERICo Velenje, kjer sem v času podiplomskega izobraževanja bila zaposlena, prizadevala za iskanje dodatnih finančnih sredstev za raziskave pestrosti lišajev in analize vsebnosti težkih kovin v njih. Boštjanu gre posebna zahvala tudi za vse nasvete pri izvedbi raziskave in pisanju disertacije, še posebej za pomoč pri statistični obdelavi podatkov. Zahvaljujem se vsem sodelavcem na ERICo Velenje, ki so k izdelavi doktorske disertacije kakorkoli pripomogli. Prav posebna zahvala pa gre Karin Savinek, Meti Zaluberšek, Jožici Vrzelač in Boštjanu Mikužu za pomoč pri vzorčenju lišajev, pri pripravi vzorcev in določitvah vsebnosti težkih kovin v njih. Iskrena hvala tudi Borisu Jakopu, ki me je v vseh letih spremljal pri terenskih popisih lišajev. Zoranu Pavšku se prav posebej zahvaljujem za vso pomoč pri izdelavi kart.

V času študentske izmenjave v Gradcu so mi ob strani stali prav vsi zaposleni iz Inštituta za rastlinske znanosti in mi omogočili prijetno bivanje v njihovem okolju. Vsem, še posebej pa Mihaeli Lambauer, se iskreno zahvaljujem. Na tem mestu gre zahvala tudi Tanji Mrak, s katero sva v Gradcu skupaj preživelii dva meseca, za njeno nesebičnost in sodelovanje pri identifikaciji nekaterih vrst lišajev. Za vso pomoč pri obdelavi podatkov popisov prisotnih vrst se zahvaljujem tudi dr. Borisu Turku in dr. Klemenu Elerju iz Biotehniške fakultete, Oddelka za agronomijo, ki sta mi vedno nesebično pomagala, ko sem prosila za pomoč.

Zahvaljujem se tudi Jelki Klemenc za lektoriranje angleškega dela disertacije.

Nenazadnje se zahvaljujem tudi vsem mojim domačim, še posebej mojim in moževim staršem, ki so me tekom študija podpirali in vzpodbujali, še posebej v zadnjih mesecih, ko sem tudi večino svojega prostega časa preživela doma za računalnikom. Za vso potrpežljivost se prav posebej zahvaljujem možu Marku in sinu Matevžu, ki sta me v najtežjih trenutkih navdajala s pozitivno energijo.

**PRILOGA A:** Podroben seznam epifitskih lišajev na območju Šaleške doline, ki smo jih identificirali v letih 2002 – 2001.

***Lokovica pri Šoštanju, tik nad dimniki TEŠ, 470 m J od TEŠ (azimut 160°),  
540 m n.v., x 5504000, y 5136200***

**Drevesna podlaga:**

***Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L., *Fagus sylvatica* L.**

*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Lecanora* sp.  
*Lecanora chlarotera* Nyl.  
*Lecanora conizaeoides* Nyl.  
*Lecidea nylanderii* (Anzi) Th. Fr.  
*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.  
*Opegrapha rufescens* Pers.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Physcia ascendens* (Fr.) Oliv.  
*Scolitiosporum chlorococcum* (Graewe ex Stenh.) Vězda

**Drevesna podlaga:**

***Pinus sylvestris* L., *Larix decidua* Miller**

*Hypocnomyce scalaris* (Ach. ex Lilj.) Choisy  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Lecanora conizaeoides* Nyl.  
*Scolitiosporum chlorococcum* (Graewe ex Stenh.) Vězda

**Drevesna podlaga:**

**Sadno drevje**

*Bryoria fuscenscens* (Gyelnik) Brodo & D. Hawksw.  
*Candelariella reflexa* (Nyl.) Lettau  
*Candelariella xanthostigma* (Ach.) Lettau  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Hypogymnia tubulosa* (Schaerer) Havaas  
*Lecanora chlarotera* Nyl.  
*Lecanora conizaeoides* Nyl.  
*Lecanora expallens* Ach.  
*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.  
*Lecanora symnieta* (Ach.) Ach.  
*Lecanora varia* (Hoffm.) Ach.  
*Lepraria eburnea* Laundon  
*Parmelia exasperatula* (Nyl.) Essl.  
*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Pertusaria* sp.  
*Physcia ascendens* (Fr.) Oliv.  
*Scolitiosporum chlorococcum* (Graewe ex Stenh.) Vězda  
*Usnea subfloridana* Stirton

**Topolšica, okolica ANAS postaje, 4300 m SSZ od TEŠ (azimut 327°),  
380 m n.v., x 5502000, y 5140000**

**Drevesna podlaga:**

***Pinus sylvestris* L., *Picea abies* (L.) Karsten**

*Cladonia squamosa* (Cosp.) Hoffm.

*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.

*Lecanora expallens* Ach.

*Parmelia exasperatula* (Nyl.) Essl.

*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf.

**Drevesna podlaga:**

***Betula pendula* Roth**

*Cladonia coniocraea* auct.

*Cladonia fimbriata* (L.) Fr.

*Cladonia pyxidota*

*Graphis scripta* (L.) Ach.

*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.

*Lecanora conizaeoides* Nyl.

*Lecanora expallens* Ach.

*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf

*Usnea* sp.

**Drevesna podlaga:**

***Quercus* sp. L., *Fraxinus* sp. L.**

*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.

*Lecanora symnicta* (Ach.) Ach. (*Lecidea* s. (Ach.) Ach., *Biatora* s. (Ach.) Fr.)

*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.

*Parmelia sulcata* Taylor

*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf.

*Usnea* sp.

**Drevesna podlaga:**

**Sadno drevje**

*Candelariella xanthostigma* (Ach.) Lettau

*Cladonia* sp.

*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.

*Lepraria eburnea* Laundon

*Parmelia* sp.

*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.

*Parmelia laevigata* (Sm.) Ach.

*Parmelia submontana* Nád̄v ex. Hale

*Parmelia saxatilis* (L.) Ach.

*Usnea* sp.

***Smrekovec, okolica koč, 12600 m ZSZ od TEŠ (azimut 290°),  
1375 m n.v., x 5492600, y 5141000***

**Drevesna podlaga:**

***Picea abies* (L.) Karsten**

*Bryoria capillaris* (Ach.) Brodo & D. Hawksw.  
*Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo & D. Hawksw.  
*Bryoria* sp.  
*Cetraria chlorophylla* (Willd.) Vainio  
*Hypogymnia farinacea* Zopf.  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Hypogymnia tubulosa* (Schaerer) Havaas  
*Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Crombie  
*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.  
*Lecanora subintricata* (Nyl.) Th. Fr.  
*Lecanora symnicta* (Ach.) Ach.  
*Lecidea pullata* (Norman) Th. Fr.  
*Lepraria elobata* Tønsberg  
*Lepraria lobificans* Nyl.  
*Lepraria rigidula* (B. de Lesd.) Tønsberg  
*Loxospora elatina* (Ach.) Massal.  
*Ochrolechia alboflavescens* (Wulfen) Zahlbr.  
*Ochrolechia androgyna* (Hoffm.) Arnold  
*Ochrolechia microstictoides* Räsänen  
*Ochrolechia turneri* (Sm.) Hasselrot  
*Parmelia exasperatula* (Nyl.)  
*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.  
*Parmelia saxatilis* (L.) Ach.  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.  
*Platismatia glauca* (L.) W. Culb. & C. Culb.  
*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf.  
*Ropalospora viridis* Tønsberg  
*Scoliciosporum chlorococcum* (Graewe ex Stenh.) Vězda  
*Thelotrema lepadinum* (Ach.) Ach.  
*Usnea filipendula* Stirton s. str.  
*Usnea glabrata* (Ach.) Vainio  
*Usnea* sp.  
*Usnea subfloridana* Stirton  
*Vulpicida pinastri* (Scop.) Mattson & Lai

**Drevesna podlaga:**

***Fraxinus* sp. L.**

*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Crombie  
*Lecanora* sp.  
*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.



**Drevesna podlaga:**

***Fagus sylvatica* L., *Sorbus aucuparia* L.**

*Biatora efflorescens* (Hedl.) Räsänen nom. cons.  
*Buellia disciformis* (Fr.) Mudd  
*Lecanora carpinea* (L.) Vainio  
*Lecanora chlarotera* Nyl.  
*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.  
*Lecanora* sp.  
*Lecanora subcarpinea* Szat.  
*Lepraria rigidula* (B. de Lesd.) Tønsberg  
*Mycoblastus fucatus* (Sirton) Zahlbr.  
*Ochrolechia androgyna* (Hoffm.) Arnold  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.  
*Pertusaria amara* (Ach.) Nyl.  
*Pertusaria coccodes* (Ach.) Nyl.  
*Pertusaria leioplaca* DC.  
*Pertusaria pupularis* (Nyl.) Th. Fr.  
*Phlyctis argena* (Sprengel) Flotow  
*Usnea* sp.

**Podlaga:**

**Mrtev les**

*Cladonia coniocraea* auct.  
*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.  
*Lepraria lobificans* Nyl.  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.  
*Placynthiella icmalea* (Ach.) Coppins & P. James

**Smrekovec, vrh, 13000 m ZSZ od TEŠ (azimut 290°),  
1577 m n. v., x 5492500, y 5142000**

**Drevesna podlaga:**

***Picea abies* (L.) Karsten**

*Bryoria* sp.  
*Hypogymnia farinacea* Zopf  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Lecanora circumborealis* Brodo & Vitik.  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.  
*Platismatia glauca* (L.) W. Culb. & C. Culb.  
*Scoliciosporum chlorococcum* (Graewe ex Stenh.) Vězda

**Drevesna podlaga:**

***Alnus* sp. Mill.**

*Lecanora circumborealis* Brodo & Vitik.  
*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.  
*Scoliciosporum chlorococcum* (Graewe ex Stenh.) Vězda

**Podlaga:**

**Skala**

*Acarospora* sp.  
*Candelariella vitellina* (Hoffm.) Müll. Arg.  
*Cladonia* sp.  
*Diploschistes scroposus* (Schreber) Norman  
*Lecanora intricata* (Ach.) Ach.  
*Lecanora polytropa* (Ehrh. ex Hoffm.) Rebenh.  
*Lecidea* sp.  
*Pertusaria* sp.  
*Protoparmelia badia* (Hoffm.) Haf.  
*Rhizocarpon geographicum* (L.) DC.  
*Rhizocarpon polycarpum* (Hepp) Th. Fr.  
*Tephromela atra* (Hudson) Haf.  
*Umbilicaria cylindrica* (L.) Del. ex Duby  
*Umbilicaria deusta* (L.) Baumg.

**Smrekovec, razpotje Črna/Smrekovec (Č/S), 13000 m SZ od TEŠ (azimut 300°),  
1200 m n.v., x 5493000, y 5142500**

**Drevesna podlaga:**

***Picea abies* (L.) Karsten**

*Cladonia digitata* (L.) Hoffm.  
*Lepraria jackii* Tønsberg  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.  
*Platismatia glauca* (L.) W. Culb. & C. Culb.  
*Vulpicida pinastri* (Scop.) Mattson & Lai

**Podlaga:**

**Mrtev les:**

*Trapeliopsis flexuosa* (Fr.) Coppins & P. James

**Drevesna podlaga:**

***Fagus sylvatica* L.**

*Buellia* sp.  
*Candelariella reflexa* (Nyl.) Lettau  
*Fuscidea cyathoides* (Ach.) V. Wirth & Vězda  
*Lecanora carpinea* (L.) Vainio  
*Lecanora chlarotera* Nyl.  
*Lepraria elobata* Tønsberg  
*Parmelia saxatilis* (L.) Ach.  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl  
*Phlyctis argena* (Sprengel) Flotow  
*Scoliciosporum chlorococcum* (Graewe ex Stenh.) Vězda

**Stakne, 11200 m SZ od TEŠ (azimut 300°),  
920 m n.v., x 5494900, y 5142350**

**Drevesna podlaga:**

***Tilia* sp. L., *Fraxinus* sp. L.**

*Amandinea punctata* (Hoffm.) Coppins & Scheideg.  
*Anaptychia ciliaris* (L.) Körber ex Massal.  
*Biatora* sp.  
*Caloplaca herbidella* (Hue) H. Magn.  
*Cetraria chlorophylla* (Willd.) Vainio  
*Cetraria cetrarioides* (Del. ex Duby) W. Culb. & C. Culb.  
*Cladonia fimbriata* (L.) Fr. (*C. major* (Hagen) Sandst.)  
*Cladonia* sp.  
*Evernia prunastri* (L.) Ach.  
*Lecanora allophana* Nyl.  
*Lecidella elaeochroma* (Ach.) Choisy  
*Lepraria elobata* Tønsberg  
*Lepraria rigidula* (B. de Lesd.) Tønsberg  
*Leproloma vouauxii* (Hue) Laundon  
*Mycoblastus fucatus* (Stirton) Zahlbr.  
*Ochrolechia turneri* (Sm.) Hasselrot  
*Parmelia caperata* (L.) Ach.  
*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.  
*Parmelia glabra* (Schaerer) Nyl.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Pertusaria albescens* (Hudson) Choisy & Werner  
*Pertusaria amara* (Ach.) Nyl.  
*Pertusaria coccodes* (Ach.) Nyl.  
*Phlyctis argena* (Sprengel) Flotow  
*Physcia aipolia* (Ehrh. ex Humb.) Fürnr.  
*Physconia distorta* (With.) Laundon  
*Ramalina farinacea* (L.) Ach.  
*Ramalina fastigiata* (Pers.) Ach.  
*Ramalina pollinaria* (Westr.) Ach.  
*Rinodina efflorescens* Malme Drevesna podlaga:

**Drevesna podlaga:**

**Sadno drevje**

*Ochrolechia arborea* (Kreyer) Almborn  
*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.  
*Parmelia pastillifera* (Harm.) Schubert & Klem.  
*Pertusaria albescens* (Hudson) Choisy & Werner  
*Physcia tenella* (Scop.) DC.  
*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf

**Drevesna podlaga:**

***Picea abies* (L.) Karsten**

*Placynthiella icmalea* (Ach.) Coppins & P. James

**Bele Vode, 8150 m ZSZ od TEŠ (azimut 115°),  
680 m n.v., x 5497100, y 5140100**

**Drevesna podlaga:**

***Acer pseudoplatanus* L., *Tilia* sp. L.**

*Buellia griseovirens* (Turner & Borrer ex Sm.) Almb.  
*Candelariella reflexa* (Nyl.) Lettau  
*Candelariella xanthostigma* (Ach.) Lettau  
*Evernia prunastri* (L.) Ach.  
*Evernia prunastri* var. *herinii* (Duv.) Maas G.  
*Parmelia caperata* (L.) Ach.  
*Parmelia elegantula* (Zahlbr.) Szat.  
*Parmelia exasperata* De Not.  
*Parmelia exasperatula* (Nyl.)  
*Parmelia glabra* (Schaerer) Nyl.  
*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.  
*Parmelia quercina* (Willd.) Vainio  
*Parmelia subaurifera* Nyl.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Parmelia tiliacea* (Hoffm.) Ach.  
*Pertusaria albescens* (Hudson) Choisy & Werner  
*Physcia adscendens* (Fr.) Oliv.  
*Physconia distorta* (With.) Laundon  
*Physconia perisidiosa* (Erichsen) Moberg (*Physcia farrea* auct.)  
*Ramalina pollinaria* (Westr.) Ach.  
*Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr.

**Drevesna podlaga:**

**Sadno drevje**

*Amandinea punctata* (Hoffm.) Coppins & Scheideg.  
*Candelariella xanthostigma* (Ach.) Lettau  
*Lecanora chlarotera* Nyl.  
*Lepraria* sp.  
*Leproloma vouauxii* (Hue) Laundon  
*Ochrolechia turneri* (Sm.) Hasselrot  
*Parmelia pastillifera* (harm.) Schubert & Klem.  
*Parmelia subrudecta* Nyl.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Parmelia tiliacea* (Hoffm.) Ach.  
*Pertusaria coccodes* (Ach.) Nyl.  
*Phlyctis argena* (Sprengel) Flotow  
*Physcia stellaris* (L.) Nyl.  
*Physconia detersa* (Nyl.) Poelt

**Zaloke, 11100 m ZSZ od TEŠ (azimut 290°),  
900 m n.v., x 5493700, y 5139400**

**Drevesna podlaga:**

**Sadno drevje**

*Amandinea punctata* (Hoffm.) Coppins & Scheideg.  
*Bacidia rubella* (Hoffm.) Massal.  
*Bryoria* sp.  
*Evernia prunastri* (L.) Ach.  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.  
*Lepraria eburnea* Laundon  
*Leproloma vouauxii* (Hue) Laundon  
*Ochrolechia turneri* (Sm.) Hasselrot  
*Parmelia exasperatula* (Nyl.  
*Parmelia glabra* (Schaerer) Nyl.  
*Parmelia saxatilis* (L.) Ach.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Pertusaria albescens* (Hudson) Choisy & Werner  
*Phlyctis argena* (Sprengel) Flotow  
*Physcia adscendens* (Fr.) Oliv.  
*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf.  
*Ramalina* sp.

**Drevesna podlaga:**

***Tilia* sp. L.**

*Evernia prunastri* (L.) Ach.  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Lecanora* sp.  
*Parmelia saxatilis* (L.) Ach.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Platismatia glauca* (L.) W.Culb. & C.Culb.  
*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf.

**Drevesna podlaga:**

***Sorbus* sp. L.**

*Caloplaca herbidella* (Hue) H.Magn.  
*Lecanora circumborealis* Brodo & Vitik.)  
*Ochrolechia turneri* (Sm.) Hasselrot  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Parmelia tiliacea* (Hoffm.) Ach.  
*Pertusaria albescens* (Hudson) Choisy & Werner  
*Physconia distorta* (With.) Laundon

**Zavodnje, okolica ANAS postaje, 7500 m SSZ od TEŠ (azimut 330°),  
740 m n.v., x 5500300, y 5142700**

**Drevesna podlaga:**

***Juglans sp. L.***

*Bryoria fuscescens* (Gyelnik) Brodo & D.Hawksw.  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Lecanora chlarotera* Nyl.  
*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.  
*Parmelia grablatula* (Lamy) Nyl.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Placynthiella icmalea* (Ach.) Coppins & P. James  
*Scoliosporum chlorococcum* (Graewe ex Stehn.) Vězda

**Drevesna podlaga:**

***Fagus sylvatica L.***

*Lecanora sp.*  
*Scoliosporum chlorococcum* (Graewe ex Stehn.) Vězda

**Drevesna podlaga:**

**Sadno drevje**

*Amandinea punctata* (Hoffm.) Coppins & Scheideg.  
*Candelariella reflexa* (Nyl.)  
*Candelariella xanthostigma* (Ach.) Lettau  
*Cetrelia cetrarioides* (Del. ex Duby) W.Culb. & C.Culb.  
*Hypogymnia physodes* (L.)Nyl.  
*Physcia adscendens* (Fr.) Oliv.

**Drevesna podlaga:**

***Larix decidua* Miller, *Pinus sylvestris* L.**

*Cladonia sp.*  
*Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Crombie  
*Lecanora varia* (Hoffm.) Ach.

**Sleme, okolica Andrejevega doma, 10000 m SZ od TEŠ (azimut 320°),  
1086 m n.v., x 5497600, y 5143700**

**Drevesna podlaga:**

***Picea abies* (L.) Karsten, *Larix decidua* Miller, *Pinus sylvestris* L.**

*Cladonia sp.*  
*Evernia prunastri* (L.) Ach.  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Crombie  
*Leparia elobata* Tønsberg  
*Menegazzia terebrata* (Hoffm.) Massal.  
*Parmelia saxatilis* (L.) Ach.  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.  
*Pseudeverina furfuracea* (L.) Zopf  
*Scoliosporum chlorococcum* (Graewe ex Stehn.) Vězda  
*Vulpicida pinastri* (Scop.) Mattson & Lai

**Drevesna podlaga:**

**Star štor**

*Cladonia coniocraea* auct.  
*Cladonia* sp.  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Hypogymnia tubulosa* (Schaerer) Havaas  
*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf.  
*Usnea* sp.

**Drevesna podlaga:**

***Fagus sylvatica* L.**

*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Crombie  
*Lepraria elobata* Tønsberg  
*Mycoblastus fucatus* (Stirton) Zahlbr.  
*Parmelia* sp.  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.  
*Pertusaria* sp.  
*Ropalospora viridis* (Tønsberg) Tønsberg  
*Scoliciosporum chlorococcum* (Graewe ex Stehn.) Vězda

**Drevesna podlaga:**

***Tilia* sp. L., *Quercus* sp. L., *Acer* sp. L., *Fraxinus* sp. L.**

*Candelariella reflexa* (Nyl.) Lettau  
*Candelariella xanthostigma* (Ach.) Lettau  
*Cladonia fimbriata* (L.) Fr.  
*Cladonia* sp.  
*Evernia prunastri* (L.) Ach.  
*Lecanora allophana* Nyl.  
*Lecanora chlarotera* Nyl.  
*Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Crombie  
*Lecanora* sp.  
*Lepraria eburnea* Laundon  
*Lepraria lobificans* Nyl.  
*Lepraria rigidula* (B. de Lesd.) Tønsberg  
*Ochrolechia androgyna* (Hoffm.) Arnold  
*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.  
*Parmelia pastillifera* (Harm.) Schubert & Klem.  
*Parmelia saxatilis* (L.) Ach.  
*Parmelia subargentifera* Nyl.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.  
*Pertusaria albescens* (Hudson) Choisy &  
*Phlyctis argena* (Sprengel) Flotow  
*Physcia adscendens* (Fr.) Oliv.  
*Physcia tenella* (Scop.) DC.  
*Platismatia glauca* W.Culb. & C.Culb.  
*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf  
*Ramalina pollinaria* (Westr.) Ach.  
*Scoliciosporum chlorococcum* (Graewe ex Stehn.) Vězda

**Drevesna podlaga:**

***Betula sp. L.***

*Bryoria fuscens* (Gyelnik) Brodo & D.Hawksw.  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Hypogymnia tubulosa* (Schaerer) Havaas  
*Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Crombie  
*Parmelia exasperata* De Not  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.  
*Platismatia glauca* (L.) W.Culb. & C.Culb.  
*Pseudeverinia furfuracea* (L.) Zopf  
*Usnea filipendula* Stirton s.str.

**Drevesna podlaga:**

***Juglans sp. L.***

*Evenia prunastri* (L.) Ach.  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Parmelia exasperata* De Not.  
*Parmelia saxatilis* (L.) Ach.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Parmeliopsis hyperopta* (Ach.) Arnold

**Drevesna podlaga:**

***Sorbus sp. L.***

*Hypogymnia farinacea* Zopf  
*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.  
*Lecanora chlarotera* Nyl.  
*Lecanora circumborealis* Brodo & Vitik.  
*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.  
*Lecidella elaeochroma* (Ach.) Choisy  
*Parmelia exasperata* De Not.  
*Parmelia exasperatula* Nyl.  
*Parmelia subaurifera* Nyl.  
*Physcia adscendens* (Fr.) Oliv.  
*Physcia aipolia* (Ehrh. ex Humb.) Fürnr.  
*Physcia dubia* (Hoffm.) Lettau  
*Physcia sp.*  
*Pseudeverinia furfuracea* (L.) Zopf  
*Rinodina sophodes* (Ach.) Massal. ???  
*Usnea hirta* (L.) Weber ex Wigg.

**Drevesna podlaga:**

**Sadno drevje**

*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.  
*Lecanora sp.*  
*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.  
*Parmelia pastillifera* (Harm.) Schubert & Klem.  
*Parmelia saxatilis* (L.) Ach.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.



***Prelska, 12000 m JV od TEŠ (azimut 110°),  
400 m n.v., x 5515800, y 5132500***

**Drevesna podlaga:**

**Sadno drevje**

*Buellia griseovirens* (Turner & Borrer ex Sm.) Almb.  
*Caloplaca herbidella* (Hue) H.Magn.  
*Candelariella reflexa* (Nyl.) Lettau  
*Candelariella xanthostigma* (Ach.) Lettau  
*Lecanora argentata* (Ach.) Malme  
*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.  
*Lepraria* sp.  
*Leproloma vouauxii* (Hue) Laundon  
*Paramelia subargentifera* Nyl.  
*Parmelia caperata* (L.) Ach.  
*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.  
*Parmelia subaurifera* Nyl.  
*Parmelia subrudecta* Nyl.  
*Parmelia sulcata* Taylor  
*Pertusaria albescens* (Hudson) Choisy & Werner  
*Pertusaria amara* (Ach.) Nyl.  
*Phlyctis argena* (Sprengel) Flotow  
*Physcia adscendens* (Fr.) Oliv.  
*Ramalina pollinaria* (Westr.) Ach.

**Drevesna podlaga:**

***Juglans* sp. L.**

*Lecanora allophana* Nyl.  
*Lecanora carpinea* (L.) Vainio  
*Parmelia tiliacea* (Hoffm.) Ach.  
*Pertusaria albescens* (Hudson) Choisy & Werner  
*Pertusaria amara* (Ach.) Nyl.

***Lajše-Široko, 2200 m S od TEŠ (azimut 350°),  
400 m n.v., x 5503900, y 5138600***

**Drevesna podlaga:**

***Picea abies* (L.) Karsten, *Pinus* sp. L.**

*Lecanora conizaeoides* Nyl. ex Crombie  
*Lecidea nylanderii* (Anzi) Th. Fr.

***Paški Kozjak, okolica cerkve Sv. Jošt, 11000 m VSV od TEŠ (azimut 80°),  
1065 m n.v., x 5515300, y 5138200***

**Drevesna podlaga:**

**Sadno drevje**

*Calicium glaucellum* Ach.  
*Caloplaca herbidella* (Hue) H. Magn.  
*Candelariella reflexa* (Nyl.) Lettau  
*Cladonia coniocraea* auct.  
*Evernia prunastri* (L.) Ach.  
*Lecanora* sp.  
*Lepraria rigidula* (B. de Lesd.) Tønsberg  
*Ochrolechia arborea* (Kreyer) Almborn  
*Parmelia pastillifera* (harm.) Schubert & Klem.  
*Parmelia tiliacea* (Hoffm.) Ach.  
*Ramalina fastigiata* (Pers.) Ach.  
*Ramalina pollinaria* (Westr.) Ach.  
*Rinodina efflorescens* Malme

**Drevesna podlaga:**

***Tilia* sp. L., *Acer* sp. L.**

*Amandinea punctata* (Hoffm.) Coppins & Scheideg.  
*Fuscidea cyathoides* (Ach.) V. Wirth & Vězda  
*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.  
*Ochrolechia androgyna* (Hoffm.) Arnold  
*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.  
*Parmelia tiliacea* (Hoffm.) Ach.  
*Parmeliopsis ambigua* (Wulfen) Nyl.  
*Pertusaria amara* (Ach.) Nyl.  
*Pertusaria coccodes* (Ach.) Nyl.  
*Pertusaria flavida* (DC.) laundon  
*Pertusaria leioplaca* DC.  
*Pertusaria petrusa* (Weigel) Tuck.  
*Physconia perisidiosa* (Erichsen) Moberg  
*Physconia* sp.

**Drevesna podlaga:**

**Tla, skala**

*Collema* sp. – skala  
*Peltigera canina* (L.) Willd. - tla

**Drevesna podlaga:**

**Lesena ograja, drog**

*Lecanora saligna* (Schrader) Zahlbr.  
*Ochrolechia arborea* (Kreyer) Almborn  
*Strangospora moriformis* (Ach.) B. Stein  
*Trapeliopsis flexuosa* (Fr.) Coppins & P. James

**Drevesna podlaga:**

*Abies alba* Mill.

*Fuscidea cyathoides* (Ach.) V. Wirth & Vězda

*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.

*Mycoblastus fucatus* (Stirton) Zahlbr.

***Paški Kozjak, pri kmetiji Blažič, 9300 m VSV od TEŠ (azimut 80°),  
650 m n.v., x 5513500, y 5138000***

**Drevesna podlaga:**

**Sadno drevje**

*Amandinea punctata* (Hoffm) Coppins & Scheideg.

*Bacidia rubella* (Hoffm.) Massal.

*Candelaria concolor* (Dickson) B. Stein

*Candelariella reflexa* (Nyl.) Lettau

*Candelariella xanthostigma* (Ach.) Lettau

*Evernia prunastri* (L.) Ach.

*Lecanora pulicaris* (Pers.) Ach.

*Ochrolechia arborea* (Kreyer) Almborn

*Parmelia caperata* (L.) Ach.

*Parmelia elegantula* (Zahlbr.) Szat.

*Parmelia glabra* (Schaerer) Nyl.

*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.

*Parmelia pastillifera* (Harm.) Schubert & Klem.

*Parmelia subargentifera* Nyl.

*Parmelia subrudecta* Nyl.

*Parmelia sulcata* Taylor

*Parmelia tiliacea* (Hoffm.) Ach.

*Pertusaria albescens* (Hudson) Choisy & Werner

*Phaeophyscia orbicularis* (Necker) Moberg

*Phlyctis argena* (Sprengel) Flotow

*Physcia adscendens* (Fr.) Oliv.

*Physcia piciana*

*Physcia tenella* (Scop.) DC.

*Scolitiosporum chlorococcum* (Graewe ex Stenh.) Vězda

*Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr.

**Drevesna podlaga:**

***Tilia* sp. L., *Quercus* sp. L.**

*Amandinea punctata* (Hoffm) Coppins & Scheideg.

*Parmelia caperata* (L.) Ach.

*Parmelia glabratula* (Lamy) Nyl.

*Parmelia pastillifera* (Harm.) Schubert & Klem.

*Parmelia sulcata* Taylor

*Physconia* sp.

*Xanthoria ulophyllodes* Räsäne