

Auswirkungen von Tunnelentlüftungssystemen auf den Schwermetallgehalt in Böden und Pflanzen am Beispiel der Tauernautobahn

Thomas Peer und Roman Türk

Inhaltsverzeichnis:

1. Einleitung
2. Methodik
 - 2.1. Probennahme
 - 2.2. Analyse
3. Die Schwermetallbelastung an den Entlüftungsbauwerken im Bereich der Tunnelportale
4. Die Schwermetallbelastung im Bereich des Abluftturmes Urban-Alm/Mosermändl
5. Diskussion
6. Zusammenfassung
7. Abstract
8. Literatur

1. Einleitung

Die 52 km lange Tauernautobahn-Scheitelstrecke, die im Juni 1975 dem Verkehr übergeben wurde, gehört zu den wichtigsten europäischen Nord-Südrouten mit ständig wachsender Verkehrsdichte: Waren es im Jahre 1976 etwa 1,2 Mio. Fahrzeuge, die durch den Tauern- und Katschbergtunnel fuhren, so passierten 1988 bereits 4,7 Mio. Fahrzeuge die Scheitelstrecke. Das bedeutet einen durchschnittlichen Tagesverkehr (DTV) von 13000 KFZ. Sie produzieren nicht nur erhebliche Mengen an Abgasen wie CH₄, CO und NO_x, sondern auch Ruß, Staub und Schwermetalle wie Blei, Cadmium und Zink (vgl. KLOKE et al. 1966, SOMMER et al. 1971, HORAK et al. 1976, ELLENBERG et al. 1981, BERTEL 1988, HOFFMANN u. SCHOLL 1989).

Durch den Umstand, daß in engen Gebirgstälern grundsätzlich andere Immissionsbedingungen vorliegen und zudem durch die Entlüftungssysteme der Tunnel Schadstoffe kumulativ emittiert werden, wurden an der Tauernautobahn – nicht zuletzt auf Grund ihrer steigenden Bedeutung als Transitstrecke – umfangreiche Schwermetalluntersuchungen durch die Tauernautobahnbetriebsgesellschaft angeregt. Sie wurden in den Jahren 1986 und 1988 sowohl an den Entlüftungsbauwerken im Bereich der Portale (Tauerntunnel-Nord, Tauerntunnel-Süd, Katschbergtunnel-Nord und Katschbergtunnel-Süd) als auch im Umfeld des Abluftturmes Urbanalm/Mosermändl durchgeführt (Abb. 1). Analysiert wurden Bodenproben, Heuproben und Flechten. Nach PUCKETT (1988) sind neben Böden vor allem Flechten und Moose auf Grund ihrer chemischen, physikalischen und biologischen Konstitutionsmerkmale als Bioindikatoren für die Metallbelastung aus der Atmosphäre bestens geeignet. Mit ihrer Hilfe lassen sich sowohl räumliche als auch zeitliche Trends des Belastungsgrades feststellen.

2. Methodik

2.1 Probennahme

Die Bodenproben wurden mittels genormter Stechzylinder aus der obersten 10 cm tiefen Bodenschicht (Humusschicht) entnommen, wobei mehrere Einstiche zu einer Sammelprobe vereint wurden. Die Gräser wurden mit einer Schere knapp über dem Boden abgeschnitten und so wie die Bodenproben zu einer Mischprobe vereint. Die Entnahme erfolgte in unterschiedlicher Entfernung von den Abluftöffnungen. Im Falle des Abluftturmes Urbanalm/Mosermändl wurde neben der Entfernung auch die Exposition (Windrichtung) berücksichtigt. Von den Flechten wurden sowohl natürlich wachsende Exemplare von *Pseudevernia furfuracea* und *Cetraria islandica* als auch exponierte Proben von *Pseudevernia furfuracea* analysiert. Die exponierten Flechten wurden auf der Überling-Alm im Lungau in einer Seehöhe von 1750 mNN gesammelt. Es wurde darauf geachtet, gleiche Thallusgrößen auszuwählen, um eine möglichst hohe Homogenität des exponierten Materials zu gewährleisten. Dem äußeren Anschein nach waren die Flechten vollkommen ungeschädigt, das Entnahmegebiet von der Überling-Alm gilt im allgemeinen als durch herkömmliche Luftschadstoffe (mit Ausnahme von Ozon) unbelastet (vgl. WITTMANN und TÜRK 1988). Unmittelbar nach dem Sammeln wurden die Flechten in Netzen aus Fliegengittergaze (PVC) eingenäht, ohne ihre natürliche Wuchsform zu beeinträchtigen (vgl. TÜRK u. CHRIST 1980). Die Proben wurden im Frühsommer an geeigneten Ästen von *Larix decidua* oder an Weidezaunpfählen im Bereich der Urbanalm/Mosermändl und vor der Ausmündung des Entlüftungsbauwerkes Tauerntunnel-Süd derart exponiert, daß sie sich unter optimalen Anströmungsbedingungen befanden. Die Expositionszeit dauerte vom 1. Juli bis zum 29. September 1989.

2.2 Analyse

Die Bodenproben wurden luftgetrocknet, gesiebt, vermahlen und bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Pflanzen wurden nach Lufttrocknung ebenfalls vermahlen und bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Der Aufschluß der Bodenproben erfolgte in einem Salpetersäure-Salzsäuregemisch (3:1), der der Pflanzenproben in 65%-iger HNO₃. Für die Bestimmung der „löslichen“ Schwermetalle wurden die Bodenproben mit 0.01 M BaCl₂-Lösung im Verhältnis 1:4 über Nacht angesetzt, dann 2 Stunden geschüttelt und filtriert. Die Elemente Cu und Zn wurden in der Flamme mittels Atomabsorptionsspektrophotometer (AAS) gemessen, für die Bestimmung der Elemente Cd und Pb kam die flammenlose Technik (Graphitrohr) zur Anwendung. Die pH-Messung erfolgte elektrometrisch in 0.01 M CaCl₂-Lösung im Volumenverhältnis 1:5 (BLUM et al. 1986).

3. Die Schwermetallbelastung an den Entlüftungsbauwerken im Bereich der Tunnelportale (Tab. 1)

Je nachdem, wie die Abluftöffnungen ausgerichtet sind, variiert die Belastung der Böden und Pflanzen. Die höchsten Konzentrationen treten knapp vor den Abluftöffnungen der horizontalen Entlüftungssysteme von Tauern-Nord und Tauern-Süd auf (Abb. 2 und 3), wobei die im Lee gewonnenen Proben (Nr. 2) bereits deutlich geringere Schwermetallwerte aufweisen. Der Boden und die Pflanzen (hauptsächlich Moose) sind in diesem Bereich von einer dichten Rußschicht bedeckt. Ab 25 m Entfernung sinken die Konzentrationen rasch ab und erreichen in 100 m Entfernung „Normalwerte“, d. h. sie entsprechen der üblichen Grundbelastung in Böden und Pflanzen (AICHBERGER et al. 1981, HOCK u. ELSTNER 1984). Vor der Abluftöffnung Tauern-Süd, die am Hang gelegen ist und von den Talwinden



Abbildung 1

Lage der Entlüftungsbauwerke an der Tauernautobahn-Scheitelstrecke

Tabelle 1

Gehalte von Cadmium, Blei, Kupfer und Zink in den Böden und Pflanzen vor den Abluftbauwerken des Tauern- und Katschbergtunnels (Werte in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{TM}$).

Nr.	Entf. in m	Cadmium		Blei		Kupfer		Zink	
		Bod.	Pfl.	Bod.	Pfl.	Bod.	Pfl.	Bod.	Pfl.
Tauern-Nord									
1:	0.2	3.30	2.62	689.2	594.6	64.3	50.2	951.5	794.1
2:	0.2	2.43	2.33	209.7	121.0	41.7	20.2	242.9	149.9
3:	25	0.97	—	64.6	—	26.8	—	123.0	—
4:	100	0.35	0.16	31.9	13.1	16.5	8.4	116.5	71.7
5:	200	0.38	0.04	32.2	1.3	20.5	3.7	117.9	28.0
Tauern-Süd									
6:	0.2	2.65	1.58	460.2	627.8	62.9	65.3	920.3	853.6
7:	5	—	0.37	—	116.1	—	16.9	—	99.2
8:	10	0.59	0.10	72.0	20.8	40.6	14.6	227.4	71.7
9:	>100	0.38	0.04	43.0	5.2	39.3	7.9	137.6	62.7
Katschberg-Nord									
10:	100	0.37	0.05	33.0	4.2	32.0	5.9	152.8	38.7
11:	120	0.18	0.01	16.6	1.2	27.1	4.9	153.2	38.7
12:	500	0.27	0.10	17.0	1.4	26.9	7.5	108.8	52.4
13:	500	0.11	0.01	11.4	0.9	28.9	6.6	118.0	37.8
14:	Blatt	—	0.01	—	4.8	—	7.7	—	31.5
Katschberg-Süd									
15:	0.3	1.82	1.35	630.0	450.0	53.8	55.4	822.6	749.8
16:	10	1.37	1.33	156.5	122.0	44.0	8.6	148.5	78.4
17:	100	0.40	0.02	33.5	1.8	36.4	4.8	172.6	55.1
18:	120	0.28	0.01	26.4	6.4	55.3	4.2	126.1	39.6
19:	150	0.38	0.01	20.5	0.1	51.9	4.7	142.5	26.3
20:	170	0.39	0.01	21.2	0.1	50.3	6.3	141.5	28.5

Tabelle 2

Schwermetallgehalte von Flechtenexponaten (*Pseudevernia furfuracea*) im Bereich des Abluftbauwerkes Tauerntunnel-Süd (Werte in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{TM}$).

Nr.	Entf.	Cd	Pb	Cu	Zn
1:	3 m	0.25	215.5	47.6	205.5
2:	7 m	0.19	109.5	22.1	116.5
3:	100 m SW	0.16	32.0	7.4	56.5
4:	100 m NW	0.13	30.5	3.6	57.5

des Riedingtales berührt wird, werden bereits in 10-12 m Entfernung „Normalwerte“ erreicht. Der ca. 100 m entfernte Gehengang weist keinerlei Belastung mehr auf. Ebenfalls ein nur sehr kleines Immissionsfeld von ca. 50 m² ist vor dem Abluftbauwerk Katschberg-Süd (Abb. 4) ausgebildet. Die Ausblasrichtung geht direkt auf einen Gehengang, wodurch eine stärkere Ausbreitung der Schadstoffe verhindert wird. Das horizontale Entlüftungssystem am Nordportal des Katschbergtunnels mündet in einen Turm, dessen Umgebung mit einem dichten Grauerlenbestand bewachsen ist. Böden wie Pflanzen weisen keine nennenswerten Schwermetallgehalte auf, auch in den Erlenblättern (Probe 14) konnten nur sehr geringe Mengen nachgewiesen werden.

Die vor der Ausmündung des Entlüftungsbauwerkes Tauerntunnel-Süd exponierten Flechtenproben zeigen, ähnlich wie die Bodenproben, nur in unmittelbarer Nähe der Abluftöffnung hohe Schwermetallgehalte, wobei Cadmium durch eine sehr geringe Konzentration auffällt (Tab. 2).

4. Die Schwermetallbelastung im Bereich des Abluftturmes Urban-Alm/Mosermändl (Tab. 3)

Das Abluftbauwerk auf der Urban-Alm wird als vertikales Be- und Entlüftungssystem des 6,4 km langen Tauerntunnels eingesetzt. Es besteht aus einem ca. 10 m hohen Turm, der im Almgebiet unterhalb der Permutwand und des Kl. Mosermändls (Radstädter Tauern) in 1900 mNN errichtet wurde (Abb. 5). Die Boden- und Heuuntersuchungen in der näheren und weiteren Umgebung des Abluftturmes (1750-2100 mNN) brachten einige bemerkenswerte Ergebnisse: Durch die vorherrschenden W-Winde sind vor allem die Böden der SE- und NE-Hänge ziemlich stark belastet, wobei in unmittelbarer Nähe des Turmes eine geringere Belastung vorliegt als weiter entfernt. Besonders augenscheinlich wird dies im SE- und NE-Profil, in dem die höchsten Pb- und Cd-Werte in 1300 und 1500 m Entfernung gemessen wurden. Bei 29 Bodenproben beträgt der Pb-Mittelwert 112 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{TM}$ ($s = 73.4$), womit er über dem für landwirtschaftliche Böden tolerierbaren Gehalt von 100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{TM}$ liegt (KLOKE 1980). Beim Cadmium beträgt der Mittelwert 0.79 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($s = 0,44$), beim Kupfer 27,3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($s = 15.5$) und beim Zink 165,14 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ($s = 61.1$). Die Variationsbreite ist bei allen Elementen sehr groß, weshalb zwischen den Untersuchungsjahren 1986 und 1988 kein klarer Trend abzulesen ist. Im Vergleich zu den Böden des Salzburger Flachgaus (AICHBERGER 1989) wird vor allem die höhere Pb- und Zn-Belastung der Almböden deutlich (Tab. 4).

Abbildung 2

Entlüftungsbauwerk Tauerntunnel-Nord (TN)



Abbildung 3

Entlüftungsbauwerk Tauerntunnel-Süd (TS)



Abbildung 4

Entlüftungsbauwerk Katschbergtunnel-Süd (KS)



Abbildung 5

Entlüftungsbauwerk Urbanalm/Mosermandl (M)



Tabelle 3

Gehalte von Cadmium, Blei, Kupfer und Zink in Böden und Pflanzen im Bereich des Höchkares Urbanalm/Mosermandl (Werte in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{TM}$), gegliedert nach Exposition und Entfernung vom Entlüftungsbauwerk (Probennahme 1986 und 1988).

Nr.	Entf. in m	Ex.	Cadmium		Blei		Kupfer		Zink	
			Bod.	Pfl.	Bod.	Pfl.	Bod.	Pfl.	Bod.	Pfl.
1:	150	SE	1.29	0.05	108.8	3.9	19.0	6.5	169.9	76.0
2:	200	SE	1.33	0.01	142.2	1.3	20.2	6.7	185.6	49.7
3:	300	SE	1.70	0.11	236.2	1.1	15.7	5.7	285.0	45.7
4:	350	S	0.67	0.07	84.5	0.9	70.7	7.0	201.2	68.5
5:	250	SW	0.76	0.03	36.9	0.6	43.4	5.0	88.7	33.0
6:	450	SW	0.20	0.08	62.3	2.2	20.9	4.5	32.5	48.0
7:	500	SW	0.25	0.09	131.3	2.6	23.4	6.0	76.2	51.0
8:	100	W	0.16	0.02	21.8	0.9	28.4	4.5	61.2	30.0
9:	450	W	0.55	0.19	125.0	2.5	24.2	6.5	108.7	68.5
10:	100	NW	0.49	0.01	21.9	0.1	9.6	1.5	118.3	25.9
11:	150	NW	0.53	0.01	69.4	3.6	14.6	6.2	130.3	54.0
12:	200	NW	0.86	0.34	88.3	1.3	48.7	3.5	200.0	83.5
13:	300	NW	0.85	0.16	91.0	3.2	27.7	5.0	202.5	76.0
14:	300	NW	1.11	0.36	275.0	3.7	22.9	6.5	183.7	95.5
15:	80	N	0.36	0.01	24.3	1.3	76.0	5.0	172.9	35.8
16:	150	N	0.59	0.18	140.0	1.7	11.2	4.5	126.2	65.5
17:	200	N	0.54	0.03	56.4	0.8	25.5	6.0	192.5	60.0
18:	250	N	1.27	0.06	282.5	2.3	28.9	4.0	247.5	76.5
19:	350	N	0.59	0.02	82.5	0.7	25.0	4.0	142.5	35.0
20:	100	NE	0.41	0.04	46.8	1.1	19.0	5.0	138.7	31.0
21:	350	NE	0.95	0.09	115.7	1.8	17.2	2.7	199.3	54.0
22:	400	NE	0.75	0.14	87.6	1.2	29.5	6.5	207.5	81.5
23:	600	NE	0.72	0.12	88.9	1.1	31.5	4.0	202.5	51.0
24:	1000	NE	0.96	0.18	89.3	1.5	26.7	4.5	225.0	98.0
25:	1000	NE	0.94	0.19	52.9	1.3	10.7	5.3	147.1	93.9
26:	1300	NE	1.32	0.22	233.8	1.6	30.0	4.0	258.7	94.0
27:	1500	NE	1.90	0.21	213.6	2.5	13.8	5.0	195.0	85.2
28:	750	E	0.25	0.24	79.1	1.5	27.7	3.5	82.5	91.5
29:	800	E	0.59	0.13	162.5	1.5	29.7	4.0	207.5	62.5
30:	Muhr-Alm		–	0.07	–	0.1	–	7.9	–	49.2

Tabelle 4

Schwermetallgehalte der Böden des Salzburger Flachgaus (n = 191, Werte in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{TM}$).

	\bar{x}	min.	max.	Med.
Cadmium	0.45	0.14	2.54	0.40
Blei	41	14	176	34
Kupfer	31	9	108	27
Zink	95	21	472	84

Bei den Heuproben schwanken die Werte unabhängig von der Exposition und der Entfernung in einem mehr oder weniger weiten Bereich. Auch konnte bei keiner Grasprobe eine überdurchschnittlich hohe Schwermetallkonzentration festgestellt werden, d. h. die Heunutzung kann derzeit noch ohne Gefahr betrieben werden. Ein gewisser Zusammenhang scheint beim Blei und teilweise auch beim Zink mit den im Boden gelösten Gehalten zu bestehen: so korrelieren die höheren Bleigehalte in den Pflanzenproben Nr. 6, 7, 9, 13 und 14 recht gut mit der höheren Pb-Verfügbar-

keit im Boden (Nr. 3, 4, 6, 8 und 9). Dies hängt neben dem Gesamtgehalt auch vom pH-Wert im Boden ab (Tab. 5).

Die Belastung der Flechten ist im Vergleich zu den Gräsern wesentlich höher. Ihre Eigenschaft als Speicherorganismen wird vor allem bei den Pb- und Zn-Gehalten deutlich. Weiters fällt auf, daß die baumbewohnende Flechte *Pseudevernia furfuracea* bei allen gemessenen Schwermetallen viel höhere Werte aufweist als die bodenbewohnende *Cetraria islandica*. Die Cd-Mittelwerte betragen bei *Pseudevernia furfuracea* $0.35 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, bei *Cetraria islandica* $0.05 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Die Pb-Mittelwerte lauten $40.8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ bzw. $13.5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, was gegenüber den Messungen von 1982 und 1983 (NÖTZL 1983) eine Zunahme von 60% (*Pseudevernia furfuracea*) bzw. von 45% (*Cetraria islandica*) bedeutet. Den Einfluß der vorherrschenden Westwinde zeigen auch die Flechten, indem die Proben in den östlichen Expositionen im Durchschnitt höher belastet sind. Da alle Flechtenproben in einem Umkreis von maximal 300 m gesammelt wurden, ist ein Entfernungsgradient nicht erkennbar (Tab. 6).

Tabelle 5**Lösliche Schwermetallgehalte und pH-Werte** in den Böden des Hochkars Urbanalm/Mosermandl (Werte in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TM).

Nr.	Entf. in m	Ex.	pH (CaCl ₂)	Cd	Pb	Cu	Zn
1	350	S	4.5	0.050	0.660	0.68	14.44
2	250	SW	5.6	0.025	0.024	0.40	3.15
3	450	SW	3.6	0.098	0.360	0.36	8.12
4	500	SW	3.7	0.126	0.496	0.56	9.80
5	100	W	6.9	n. n.	0.012	0.48	0.15
6	450	W	3.9	0.180	1.860	0.64	10.64
7	200	NW	4.2	0.050	0.180	0.22	6.16
8	300	NW	3.9	0.380	1.040	0.50	12.56
9	300	NW	4.2	0.070	0.460	0.24	17.92
10	150	N	4.1	0.170	0.064	0.16	4.56
11	200	N	6.1	0.006	0.012	0.38	0.91
12	250	N	5.6	0.023	0.096	0.24	3.99
13	350	N	6.6	0.004	n. n.	0.26	0.88
14	100	NE	6.3	n. n.	0.08	0.18	0.58
15	400	NE	4.9	0.028	-0.104	0.28	3.72
16	600	NE	4.5	0.029	0.016	0.24	4.64
17	1000	NE	4.7	0.046	0.370	0.28	10.80
18	1300	NE	4.6	0.063	0.028	0.30	11.40
19	750	E	4.2	0.063	0.096	0.40	3.08
20	800	E	4.7	0.023	0.160	0.26	8.52

Tabelle 6**Schwermetallgehalte** von *Pseudevernia furfuracea* und *Cetraria islandica* an natürlichen Standorten im Hochkar Urbanalm/Mosermandl (Probennahme 1986). Alle Werte in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TM.

Nr.	Entf. in m	Ex.	Flechte	Cd	Pb	Cu	Zn
1:	150	SE	Pseud. furf.	0.18	40.1	5.35	98.9
2:	150	SE	Cetr. isl.	0.03	15.1	2.14	48.1
3:	130	SE	Pseud. furf.	0.53	50.8	6.68	108.3
4:	140	SE	Cetr. isl.	0.12	17.6	2.94	52.1
5:	150	SE	Cetr. isl.	0.07	8.3	1.87	38.7
6:	200	SE	Cetr. isl.	0.02	11.5	1.87	28.0
7:	300	SE	Pseud. furf.	0.13	20.0	4.01	61.5
8:	200	SW	Pseud. furf.	0.46	21.9	5.35	78.8
9:	100	W	Pseud. furf.	0.26	34.6	5.88	85.6
10:	200	W	Pseud. furf.	0.32	33.7	5.88	81.5
11:	200	W	Cetr. isl.	0.09	16.0	2.14	34.8
12:	150	NW	Pseud. furf.	0.34	44.5	5.61	101.6
13:	150	NW	Cetr. isl.	0.00	8.8	2.67	80.2
14:	80	N	Pseud. furf.	0.30	46.0	6.68	104.3
15:	80	N	Cetr. isl.	0.00	8.0	2.14	36.0
16:	100	NE	Pseud. furf.	0.67	86.7	6.95	140.5
17:	80	E	Pseud. furf.	0.29	29.4	6.52	115.0
18:	100	E	Cetr. isl.	0.07	23.0	3.21	74.9

Durch die Exponierung von kontaminationsfreien Flechtenproben im Hochkar Urbanalm/Mosermandl war es möglich, die saisonale Schadstoffbeaufschlagung abzuschätzen. Es zeigte sich, daß alle Flechtenexponate im Durchschnitt etwa doppelt so hoch belastet sind wie die Vergleichsprobe von der Überling-Alm (Tab. 7). Die Unterschiede zu den am Expositionsort gewachsenen Flechten sind z. T. sehr gering, einige der exponierten Proben weisen sogar höhere Schwermetallgehalte auf. Besonders deutlich wird dies beim Blei, dessen Mittelwert in den exponierten Proben $38,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TM, in den am Expositionsort gewachsenen Flechten $32,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ TM beträgt. Die Ursache dafür könnte einerseits in den unterschiedlichen Expositionsbedingungen zwischen

exponierten und nicht exponierten Flechten (keine optimalen Anströmungsbedingungen der am Expositionsort gewachsenen Flechten), andererseits in dem unterschiedlichen Alter der Thalli (effektivere Aufnahmeleistungen der jüngeren, am Expositionsort gewachsenen Thalli) liegen. Cadmium und Blei sind sowohl um den Ablufturm als auch im Bereich der Muhrer-Alm (Nr. 9 und 10) etwas stärker angereichert. Beim Kupfer und Zink sind diese Beziehungen nicht so deutlich. Im Vergleich zu den Untersuchungen aus dem Jahre 1986 haben sich die Blei- und Kupferkonzentrationen nicht wesentlich verändert, die Cadmium- und Zinkkonzentrationen sind etwas zurückgegangen! Auch hier ist, so wie im Boden, die relativ große Variationsbreite zu berücksichtigen.

Tabelle 7

Vergleich der Schwermetallgehalte (in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\text{TM}$) der im Bereich des Entlüftungsbauwerkes Urbanalm/Mosermändl exponierten Flechtenproben und der am Expositionsort gewachsenen *Pseudevernia furfuracea* (Klammerwerte).

Nr.	Entf. in m	Ex.	Höhe mNN	Cd	Pb	Cu	Zn
1:	80	W	1890	0.21 (0.35)	35.0 (42.5)	4.6 (6.8)	69.9 (79.5)
2:	100	W	1890	0.24 (0.33)	47.0 (26.5)	5.1 (5.8)	65.0 (74.5)
3:	10	SE	1880	0.20	59.0	9.4	186.5
4:	100	E	1870	0.21 (0.35)	48.0 (35.0)	7.1 (7.8)	113.0 (123.0)
5:	130	NE	1850	0.19 (0.42)	34.5 (43.5)	5.9 (9.3)	84.0 (119.0)
6:	600	NE	1860	0.16 (0.34)	45.5 (19.5)	5.1 (6.3)	72.0 (93.0)
7:	1000	NE	1860	0.16	40.5	5.1	71.0
8:	1300	NE	1920	0.13 (0.18)	38.5 (47.0)	5.9 (6.3)	119.0 (69.0)
9:	900	E	1600	0.27	40.0	3.6	76.5
10:	1200	E	1640	0.24	39.0	6.9	114.5
11:	1300	E	1700	0.18 (0.14)	29.5 (36.5)	5.4 (5.3)	108.5 (69.0)
12:	1350	E	1770	0.16 (0.13)	27.5 (28.5)	3.9 (4.8)	54.0 (78.5)
13:	1400	E	1980	0.20 (0.14)	40.5 (27.0)	9.6 (6.3)	76.5 (85.0)
14:	1400	E	1860	0.14	31.5	7.1	93.0
15:	1400	E	1800	0.17 (0.12)	31.5 (18.5)	3.6 (7.3)	54.0 (69.5)
16:	1500	E	1880	0.13	24.4	4.4	76.0
Vergleichsprobe Überling-Alm (nicht exponiert)				0.11	16.0	2.5	45.0

5. Diskussion

Die Untersuchungen im Bereich der Entlüftungsbauwerke haben gezeigt, daß die Immissionsfelder je nach Anlage des Bauwerkes sehr unterschiedlich groß sind. Die geringste Ausdehnung, jedoch höchste punktuelle Belastung, tritt an den Ausmündungen der Entlüftungsbauwerke Tauerntunnel-Nord, Tauerntunnel-Süd und Katschbergtunnel-Süd auf. Die Immissionsfelder haben eine Längenausdehnung von 10 bis 25 m. Darüber hinaus sind in den Boden- wie in den Pflanzenproben keine nennenswerten Schwermetallgehalte mehr vorhanden. Sie entsprechen der systemischen Grundbelastung enger Gebirgstäler. Je geringer die Ausbreitungsmöglichkeit der Schwermetalle, desto kleiner ist das Immissionsfeld; unter diesem Gesichtspunkt müssen die gegenwärtigen Entlüftungsbauwerke an den Tunnelportalen als günstig konzipiert angesehen werden. Würden die Immissionsfelder zusätzlich durch Strauch- und Baumgruppen abgegrenzt (Biofilter), könnte die Schadstoffausbreitung noch besser eingegrenzt werden. Eine Besonderheit stellt das Abluftbauwerk vor dem Katschbergtunnel-Nord dar (Turmbauweise), in dessen Umgebung keine erhöhten Schwermetallgehalte gemessen wurden. Dies hängt möglicherweise mit der guten Filterwirkung der ausgedehnten Grauerlenbestände in der Umgebung zusammen. Auch ein Abtransport der Schadstoffe durch die Talwinde im Murtal ist denkbar.

Im Gegensatz dazu erzeugt der Abluftturm auf der Urbanalm in 1900 mNN ein auffallend weites Immissionsfeld mit erhöhten Schwermetallgehalten bis in eine Entfernung von 1500 m, wobei eine deutliche Expositionsabhängigkeit besteht. Als Ursache für die weite Verfrachtung der Schadstoffe kommen der freistehende Turm und die speziellen thermischen Verhältnisse im Hochkar in Frage. Die Verteilung der Schwermetalle weist auf 2 verschiedene Verfrachtungs- und Depositionsmechanismen hin: 1. horizontale Verfrach-

tung im Zuge erhöhter Windgeschwindigkeiten mit Deposition am Gegenhang und 2. hangabwärtsgerichtete Verfrachtung mit Deposition in dem tiefer gelegenen Almgebiet der Muhrer-Alm. Während die weiträumige horizontale Verfrachtung vor allem in den Böden zum Ausdruck kommt, deuten die Flechten den hangabwärts gerichteten Transport an. Möglicherweise kommen bei der Muhrer-Alm auch Emissionen der Autobahn-Freilandstrecke durch das nach Süden offene Kesselbachtal zum Tragen. Auf derartige Ausbreitungsmechanismen deuten Messungen an einem Hangprofil im Zederhaustal hin (Untersuchungen noch nicht abgeschlossen). Die festgestellte Schadstoffbeaufschlagung an den durch 3 Monate exponierten Flechtenthalli im Umfeld des Abluftturmes Urban-Alm sowie die im Vergleich zu den oberösterreichischen und salzburger Flachgauböden hohen Bodenwerte sprechen für einen effektiven lokalen Emittenten. Allerdings wurden auch in einigen anderen Gebirgsregionen (z. B. Stubnerkogel, Gaisberg-Gipfel, Gasteiner-tal) z. T. erhebliche Schwermetallbelastungen in den Almböden festgestellt (PEER 1988, PEER u. RÜCKER in diesem Heft), so daß auch diffuse Emissionen zu berücksichtigen sind. Aber auch diese hängen mit dem KFZ-Verkehr zusammen: Unabhängig davon, ob an der Freilandstrecke oder punktuell über Tunnelentlüftungssysteme emittiert wird, verteilen sich die Schadstoffkomponenten entsprechend ihren Korngrößen und den chemisch-physikalischen Bindungsmöglichkeiten mehr oder weniger weit in der Atmosphäre. Im Gebirgsraum mit seinen besonderen thermischen Bedingungen lagern sie sich dann in den inversionsfreien Almregionen ab und beeinträchtigen diese weit mehr als bisher bekannt war.

6. Zusammenfassung

In den Jahren 1986 und 1988 wurden vor den Entlüftungsbauwerken von Tauerntunnel-Nord, Tauerntunnel-Süd, Katschbergtunnel-Nord und

Katschbergtunnel-Süd sowie im Umfeld des Abluftturmes auf der Urban-Alm/Mosermändl (1900 mNN) die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink in Boden-, Heu- und Flechtenproben analysiert. Die Immissionsfelder vor den Abluftöffnungen mit horizontaler Entlüftung sind je nach Ausrichtung der Bauwerke 50 bis 150 m² groß. Ab etwa 25 m Entfernung werden weitgehend „übliche“ Grundbelastungen erreicht. Im Gegensatz dazu reicht das Immissionsfeld rund um den Abluftturm auf der Urbanalm/Mosermändl bis 1500 m Entfernung, wobei vor allem die Böden im Nordosten überdurchschnittlich hohe Blei- und Zinkgehalte aufweisen. Die Heuproben sind hingegen kaum belastet. Die im Bereich der Urban-Alm analysierten natürlich gewachsenen und exponierten Flechten weisen im Vergleich zu den Flechten aus Reinluftgebieten im Durchschnitt die doppelte Schwermetallkonzentration auf.

7. Literatur

AICHBERGER, K. (1989):
Der Schwermetallgehalt landwirtschaftlich genutzter Böden von Salzburg-Flachgau. Beilage zur ALVA-Exkursion in Salzburg, 3 S.

AICHBERGER, K., W. BACHLER und H. PICHLER (1981):
Schwermetalle in Böden Oberösterreichs und deren Verteilung im Bodenprofil. Landwirtsch. Forschung 38 (Kongressband 1981), 350-362.

BERTEL, E. (1988):
Umweltbelastung durch den Verkehr in Tirol. Veröff. der Universität Innsbruck 166, 9-26.

BLUM, W. E. H., O. DANNEBERG, G. GLATZEL u. Mit. (1986):
Waldbodenuntersuchung. Mitt. österr. Bodenkundl. Ges. 31, Wien, 59 S.

ELLENBERG, H., K. MÜLLER und T. STOTTELE (1981):
Straßenökologie. Auswirkungen von Autobahnen und Straßen deutscher Landschaft. – Ökologie und Straße, Deutsche Straßenliga, Bonn.

HOCK, B. und E. F. ELSTNER (Hg.) (1984):
Pflanzentoxikologie. Bibliographisches Institut Mannheim/Wien/Zürich, 346 S.

HOFFMANN, G., W. SCHOLL und A. TRENKLE (1989):
Schadstoffbelastung von Böden durch Kraftfahrzeugverkehr. Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg 19, Eugen Ulmer, 103 S.

HORAK, O., J. REBLER und J. SCHMIDT (1976):
Bleirückstände in Pflanzen und Böden entlang österreichischer Autostraßen. Die Bodenkultur 26, 376-384.

KLOKE, A. (1980):
Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitt. VDLUFA 1-3, 9-11.

KLOKE, A., K. RIEBARTSCH und H. O. LEH (1966):
Verunreinigungen von Kulturpflanzen mit Blei aus Kraftfahrzeugabgasen. Landw. Forschung 20, 119-123.

NÖTZL, D. (1983):
Blei- und Cadmiumgehalte von Flechten im Bereich des Entlüftungsschachtes Tauertunnel am Mosermändl mit Vergleichswerten aus anderen Gebieten. Vervielf. Manuskript, Institut für Botanik, Universität Salzburg, 19 S.

PEER, T. (1988):
Bodenuntersuchungsprogramm Gaisberg – erste Ergebnisse. Wald & Holz-Rundschau 11/12, 6-8.

PUCKETT, K. J. (1988):
Bryophytes and lichenes as monitors of metal deposition. In: Lichenes, Bryophytes and Air Quality (Ed.: NASHAND, T. H. and V. WIRTH). Bibl. Lichenol. 30, 231-267.

SOMMER, G., A. ROSOPULO und J. KLEE (1971):
Die Bleikontamination von Pflanzen und Böden durch Kraftfahrzeugabgase. Z. Pflanzenernähr., Bodenk. 130, 3, 194-205.

TÜRK, R. und R. CHRIST (1980):
Untersuchungen über den CO₂-Gaswechsel von Flechtenexplantaten zur Indikation von SO₂-Belastung im Stadtgebiet von Salzburg. In: Bioindikation auf zellulärer und zellulärer Ebene (Ed.: R. SCHUBERT, J. SCHUH), Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Wiss. Beitr., 39-45.

WITTMANN, H. und R. TÜRK (1988):
Immissionsbedingte Flechtenzonen im Bundesland Salzburg (Österreich) und ihre Beziehungen zum Problemkreis „Waldsterben“. Berichte ANL 12, 247-258.

Anschrift der Verfasser:

Univ. Doz. Dr. Thomas Peer
Institut für Botanik
Univ. Prof. Dr. Roman Türk
Institut für Pflanzenphysiologie
Universität Salzburg
Hellbrunnerstraße 34
A – 5020 Salzburg

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [3_1991](#)

Autor(en)/Author(s): Peer Thomas, Türk Roman

Artikel/Article: [Auswirkungen von Tunnelentlüftungssystemen auf den Schwermetallgehalt in Böden und Pflanzen am Beispiel der Tauernautobahn 78-85](#)