

Wilfried Winiwarter

Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf

Manfred Schneider

Umweltbundesamt

Reports

UBA-95-108

**Abschätzung der
Schwermetallemissionen
in Österreich**

Wien, Jänner 1995

Bundesministerium für Umwelt



Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5
Druck: Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt, Wien, Jänner 1995
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-213-1

Schwermetallemissionen in Österreich

Report UBA-95-108 – Zusammenfassung

Seit dem Jahr 1988 beschäftigt sich eine Arbeitsgruppe der Internationalen Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigungen mit dem Thema Schwermetallemissionen. Diese "Task Force on Heavy Metals Emissions" hat den Auftrag, Grundlagen für eine mögliche, noch in Diskussion stehende, internationale Regelung von Schwermetallemissionen im Rahmen der Konvention zu erarbeiten. In dieser Task Force wurden neben den Umweltauswirkungen von Schwermetallen aufgrund des Ferntransports Modelle über den Ferntransport, Möglichkeiten zur Emissionsminderung sowie Emissionsinventare der Mitgliedsstaaten untersucht und behandelt. Weiters wurden gesundheitliche Aspekte von Schwermetallen zusammengefaßt.

Seit dem Jahr 1992 nimmt auch Österreich, vertreten durch das Umweltbundesamt, an der Arbeit der Task Force teil. Bis zu diesem Zeitpunkt waren zwar eine Reihe von Untersuchungen über die Schwermetallbelastung von Böden, Sedimenten, Moosen, Wild und, möglicherweise, betroffenen Personen für Österreich publiziert, es gab aber keine nationale Abschätzung der Schwermetallemissionen. Emissionsdaten für Österreich wurden bislang nur im Rahmen internationaler Studien von ausländischen Experten abgeschätzt, konnten aber – aus österreichischer Sicht – weder nachvollzogen noch bewertet werden. Solche Emissionsabschätzungen und –inventare sind im Falle einer internationalen Begrenzung von Schwermetallemissionen wichtig, und zwar als Grundlage für die Bewertung von Maßnahmen in den jeweiligen Mitgliedsländern der Konvention.

Die Task Force wählte aus der Vielzahl von Schwermetallen neun für ihre Arbeit aus. Diese neun Schwermetalle sind entweder hinsichtlich ihrer Toxizität, ihrer Menge oder hinsichtlich eines Ferntransports von besonderer Bedeutung für mögliche internationale Regelungen. Diese neun Schwermetalle sind: Arsen (As), Blei (Pb), Chrom (Cr), Kadmium (Cd), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg), Selen (Se) und Zink (Zn). In der Klammer ist jeweils die chemische Kurzbezeichnung angegeben, die in der Studie auch für die alphabetische Reihenfolge bei der Darstellung herangezogen wird.

Um eine vorläufige österreichische Datenbasis zu schaffen und der Task Force österreichische Daten zur Verfügung stellen zu können, wurde in Zusammenarbeit mit dem Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf eine Abschätzung der Emissionen der neun Schwermetalle vorgenommen. Die nun vorliegende Arbeit stellt die erste gesamtösterreichische Abschätzung der Emissionen von neun ausgesuchten Schwermetallen dar. Es darf in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen werden, daß die Zahlen einen relativ großen Unsicherheitsbereich beinhalten und keinesfalls als Absolutzahlen angesehen werden dürfen. Sie dienen in erster Linie der Feststellung der Größenordnungen der Emissionen für ganz Österreich, sowie der Verteilung der Beiträge der einzelnen Emittentengruppen. Feststellungen über lokale Belastungen, wie sie aufgrund einzelner Großemittenten aus den Sektoren Kraftwerke und Industrie nach wie vor auftreten, können auf Basis der Studie keine getroffen werden. Die nun vorliegenden Zahlen stellen zur Zeit die beste Schätzung der Schwermetallemissionen

für 1992 in Österreich dar. Aufgrund der vorliegenden Arbeit lassen sich im wesentlichen folgende Aussagen ableiten:

Als wohl wichtigste Feststellung ist zu festzuhalten, daß auch in Österreich die Datenlage zu Schwermetallemissionen äußerst dürftig ist. Eine Reihe von für eine genaue Abschätzung der Emissionen notwendigen Daten sind entweder aus Datenschutzgründen nicht verfügbar oder nicht existent. In all diesen Fällen mußte auf mehr oder weniger vergleichbare, ausländische Unterlagen zurückgegriffen werden, was die Unsicherheit der jetzt abgeschätzten Daten vergrößert. Ein wesentlicher Schritt zur Verbesserung der Datenlage über Schwermetallemissionen wäre daher ein erleichterter Zugang zu bereits ermittelten inländischen Daten. Darüber hinaus wären Messungen zur Ermittlung von Schwermetallemissionen bei relevanten Quellen durchzuführen.

Bei der Abschätzung der Gesamtemissionen von Schwermetallen in Österreich wurden für das Bezugsjahr 1992 215 Tonnen für Blei, 97 Tonnen Zink, 30 Tonnen Nickel, 22 Tonnen Kupfer, 6 Tonnen Chrom, 5 Tonnen Selen, 5 Tonnen Kadmium, 5 Tonnen Arsen und 4 Tonnen Quecksilber ermittelt.

Die Anteile der Gesamtemission, die für den Ferntransport relevant sind (Feinstaub kleiner 2 mm Durchmesser), und nicht in unmittelbarer Nähe ihrer Entstehung wieder aussedimentieren, sind aufgrund der nur schwer abschätzbaren Anteile der Feinstaubanteile am Gesamtstaub mit zusätzlichen Unsicherheiten behaftet. Die Abschätzung ergab für Blei 126 Tonnen, für Zink 70 Tonnen, für Nickel 20 Tonnen, für Kupfer 12 Tonnen, für Selen 4 Tonnen, für Chrom 4 Tonnen, für Arsen 4 Tonnen und für Kadmium 3 Tonnen. Quecksilber wurde aufgrund seiner physikalischen Eigenschaften zu 100 Prozent (4 Tonnen) als für den Ferntransport relevant angenommen.

Die Analyse der Quellgruppen der Schwermetallemissionen gibt das folgende Bild: Der große und zum Teil überwiegende Beitrag ist dem Hausbrand (As, Cd, Hg, Pb und Zn), vor allem aus der Verfeuerung flüssiger und fester Brennstoffe inklusive Biomasse, und dem Verkehr (Cd, Cu, Ni, Pb und Zn) zuzuordnen. Nur für Chrom, Kupfer, Quecksilber und Selen sind industrielle Quellen von besonderer Bedeutung, während Kraftwerke bei Chrom und Nickel eine Rolle spielen. Die drei Anlagen zur thermischen Behandlung von Abfällen sind nur bei Hg als relevante Schwermetallquelle zu betrachten.

Eine umwelt-toxikologische sowie eine gesundheitliche Bewertung der Schwermetallemissionen ist aufgrund dieser Studie kaum möglich. Dies ist einerseits auf die völlig unterschiedliche Toxizität der verschiedenen Schwermetallverbindungen und andererseits auf die komplexen Verhaltensweisen der Schwermetalle in der Umwelt zurückzuführen. Unter Heranziehung der Maximalen Arbeitsplatzkonzentration (MAK-Werte) als Maßstab für die Toxizität ist Blei, auch aufgrund der hohen Emission, als das Schwermetall mit dem größten Gefahrenpotential einzustufen.

In den letzten Jahren sind in den wichtigsten Bereichen bereits Schritte zur Verminderung der Schwermetallemissionen gesetzt worden. Dies waren einerseits spezifische Maßnahmen wie z.B. das Verbot von verbleitem Benzin, andererseits unspezifische Maßnahmen zur Reduktion von Staubemissionen in der Industrie und bei Kraftwerken,

die gleichzeitig eine Reduktion der Schwermetallemissionen bewirkten. Allerdings können sich, insbesondere aufgrund von hohen lokalen Belastungen, weitere Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen als notwendig erweisen.

Als Problembereiche für künftige emissionsmindernde Maßnahmen stellen sich der Verkehr und der Hausbrand dar. Auch nach der Einführung von bleifreiem Benzin in Österreich wird der Kfz-Verkehr (einschl. Dieselfahrzeuge) bei einer Reihe von Schwermetallen (Cd, Cu, Cr, Ni und Pb) eine wesentliche Rolle spielen. Für den Bereich Hausbrand kann eine Reduktion der Emissionen nur durch langfristige Verbesserung des Emissionsverhaltens der Brenner und Öfen bzw. durch Umstellung auf andere Energieträger erreicht werden. Die Reduktion der Emissionen von Schwermetallen, speziell im Bereich Hausbrand, muß jedoch auch im Zusammenhang mit anderen umweltpolitischen Zielen, wie zum Beispiel der Reduktion der CO₂-Emissionen, gesehen und bewertet werden.

An Inventory of Heavy Metal Emissions in Austria

Report UBA-95-108 – Abstract

Heavy metal pollution is the cause for considerable environmental and health concern. In order to estimate the relevance of Austrian heavy metals emissions, the total emissions for selected heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) were assessed, especially with respect to their long-range transport. Base year for the inventory was 1992. The inventory followed the sector split according to the S.N.A.P. code. For large industrial installations specific source information was obtained, also using particulate matter as a surrogate. The remaining sources were usually calculated using the most appropriate emissions factors.

During the last few years, the trend of emissions shows a considerable decrease. For industrial installations and power plants this is mainly due to the reduction of particulate matter emissions. The emission of lead from traffic was heavily reduced as Austria was phasing out leaded fuel until 1993. Closing down of mines and the associated industry contributed to an additional improvement of the situation.

Virtually no reductions have been performed for the small sources, like domestic combustion. Austrians frequently use biomass in inefficient stoves for heating and cooking. These distributed emissions do not cause any apparent effects, but they sum up to be among the most important source groups for metal emissions.

Extended summary see p. 49-61 (annex) of this publication; reprint from: W. Winiwarter, M. Schneider (1994): An Inventory of Heavy Metals in Austria. In: Proceedings of the Air & Waste Management Association/Environmental Protection Agency (A & WMA/EPA) Conference "The Emission Inventory: Applications and Improvement". Raleigh, North Carolina, November 1994.



Zusammenfassung

1 Einleitung und Aufgabenstellung	1
2 Datengrundlage und verwendete Methodologie	4
3 Diskussion einzelner Quellgruppen	6
3.1 Kraft- und Fernheizwerke.....	6
3.2 Hausbrand.....	12
3.3 Industrielle Feuerungen.....	14
3.4 Eisen-, Stahlindustrie; Gießereien.....	15
3.5 Buntmetallindustrie.....	19
3.6 Sonstige Industrie.....	23
3.7 Verkehr.....	25
3.8 Müll- und Strohverbrennung.....	27
4 Ergebnisse und Diskussion	30
4.1 Unsicherheit.....	30
4.2 Ergebnisse im Detail.....	31
4.3 Beiträge der einzelnen Quellgruppen.....	36
4.4 Bewertung der Quellgruppen nach Belastungspotential.....	41
4.5 Vergleich mit Immissionsmeßdaten.....	42
5 Schlußfolgerungen und Forschungsbedarf	44
6 Literatur	46
Annex – An Inventory of Heavy Metals Emissions in Austria	49



1. Einleitung und Aufgabenstellung

Das Auftreten von Schwermetallen in der Atmosphäre ist ein hinreichend bekanntes Problem. Schwermetalle werden bei verschiedenen Verbrennungsprozessen sowie industriellen Prozessen, also vorwiegend anthropogenen Aktivitäten, freigesetzt. Dabei können auch beachtenswerte Mengen in die Luft gelangen. Bereits seit Jahren werden lokale Belastungen durch Schwermetalle (z. B. neben Straßen) beschrieben. Zum Schutz der Arbeitnehmer wurden maximale Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK-Werte) für eine Reihe von schwermetallhaltigen Verbindungen definiert. Diese Werte mögen in erster Näherung auch Aussagen über die Belastungspotentiale der einzelnen Metalle zulassen.

Tabelle 1: Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen in mg/m³

As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Literatur
0,1	-	0,1	0,1	0,05	0,5	0,1	-	5	AUVA '92
TRK *)	Verd. krebs-erregend	TRK als CrO ₃	Rauch (für Staub: 1 mg/m ³)	org. Verb. 0,01	TRK	org. Verb. 0,075		Zinkoxid-Rauch	

*) Technische Richtkonzentration für krebserregende oder erbgutschädigende Substanzen

Analog zu den konventionellen Luftschadstoffen ist es auch für die Schwermetalle von Bedeutung, wie weit sie dem grenzüberschreitenden Ferntransport unterliegen, also über Staatsgrenzen verfrachtet werden können. Durch aktuelle Forschungen auf diesem Gebiet wird einerseits versucht, den Eintrag von Schwermetallen auf quellenferne Regionen zu ermitteln, wie es z.B. die Nord- und Ostsee darstellt, andererseits sollen Grundlagen für internationale Übereinkommen zur Reduktion der Schadstoffe geliefert werden (siehe auch: Axenfeld et al., 1992). Bisherige Arbeiten (z. B. Alcamo et al., 1992) zeigten Mängel bei der Verfügbarkeit der Grundlagen, den Emissionsdaten. Die vorliegende Arbeit soll einen Beitrag zur Verbesserung dieser Situation liefern.

Unter "Schwermetalle" versteht man im allgemeinen eine Gruppe von Elementen mit großer Ordnungszahl (etwa ab Atomnummer 23 Vanadium). Dieser Gruppe können 64 natürliche Elemente zugeordnet werden, wobei bereits das Halbmetall Selen eingeschlos-

sen ist. Die überwiegende Mehrzahl dieser Elemente ist jedoch nur in derart geringen Konzentrationen vorhanden, daß ihnen keine umweltrelevante Bedeutung zukommt. Gemeinsam sind diesen Elementen ihre metallischen Eigenschaften, sowie die Tatsache, daß sie bei Raumtemperatur gewöhnlich in festem Zustand vorkommen (Ausnahme: Quecksilber ist flüssig). Weitgehend unterschiedlich sind sie jedoch in bezug auf Vorkommen bzw. Toxizität.

Untersuchungen über toxische Umweltbelastungen durch Schwermetalle wurden bisher vornehmlich auf Wasser und auf Böden bezogen, da akut toxische Konzentrationen vielfach dort auftreten können. Darüber hinaus spielen diese Medien in der Produktion von Nahrungsmitteln eine direkte Rolle und sind daher für die Anreicherung in der Nahrungskette von besonderer Bedeutung. Während jedoch die Verbreitung von Schwermetallen in Böden nur geringfügig möglich ist, und im wäßrigen Medium nur entlang der Strömungsrichtung, etwa des Verlaufes eines Flusses, erfolgen kann, ermöglicht das Transportmedium Luft eine Verfrachtung in jede Richtung und damit auch in entlegene Gebiete. Eine genaue Darstellung der unterschiedlichen Effekte und toxischen Wirkungen von Schwermetallen auf Mensch, Tier- und Pflanzenwelt (sowohl was die akuten als auch die chronischen Vergiftungen betrifft) findet sich unter anderem in Merian (1991).

Die üblichen Analysemethoden (Atomabsorptionsspektrometrie, Röntgenfluoreszenzanalyse, Plasmaemissionsspektrometrie: ICP, ICP-MS) bestimmen jeweils die Summe eines Elementes unabhängig davon, in welcher Verbindung es vorkommt. Die Toxizität des Stoffes ist jedoch häufig von der jeweiligen chemischen Verbindung abhängig. So gilt Chrom(VI) als wesentlich stärker toxisch als Chrom(III), und zusätzlich auch als karzinogen; auch Quecksilber kann je nach Vorkommen als Quecksilbersalz, als Quecksilberdampf, oder als Methylquecksilber stark unterschiedliche Toxizität bei gleicher Konzentration annehmen. Eine der Ursachen dieser Unterschiede liegt in der Rezeption durch biologische Materialien. Wenn z.B. Metalle in Form schwer löslicher Salze vorkommen, können sie nicht aufgenommen werden und sind daher auch nicht toxisch. Analytische Methoden zur getrennten Bestimmung sind vorhanden, sie sind allerdings wesentlich aufwendiger als die übliche Summenbestimmung (Merian, 1991). Im Hinblick auf die Tatsache, daß Emissionsdaten bereits für die Elementsummen oft nicht verfügbar sind, scheint eine Aufgliederung einer Emissionsinventur nach chemischen Verbindungen derzeit nicht möglich.

Im Rahmen dieser Untersuchung werden die Emissionen von As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se und Zn im Hinblick auf den atmosphärischen Ferntransport bestimm. Für diesen atmosphärischen Transport sind folgende Parameter ausschlaggebend:

- Schwermetalle gelten als chemisch konservativ, d. h. sie können unverändert zu verschiedenen Zeitpunkten ihres Aufenthaltes in der Atmosphäre erfaßt werden. Eventuell mögliche chemische Umwandlungen in der Atmosphäre wirken sich nicht auf die hier präsentierten Daten aus (Analysendaten geben immer nur Summen des jeweiligen Elementes an, egal in welcher chemischen Verbindung es sich befindet).
- Die betrachteten Schwermetalle sind an Partikel in der Luft gebunden (Ausnahme Quecksilber). Je nach Entstehungsmechanismus können diese Partikel unterschiedliche Größe aufweisen und es kann bezogen auf den Gesamtstaub eine Verschiebung des Anteils eines betrachteten Metalls auf die feinkörnige Fraktion geben. Die Größe der Staubteilchen ist in mehrerer Richtung von Bedeutung. Große Teilchen werden wesentlich effizienter von Abscheidevorrichtungen wie Zyklonen oder Filtern entfernt. Ebenso sedimentieren große Teilchen schnell aus und kommen daher zwar für lokale Belastungen, nicht aber für Ferntransport in Frage. Es soll daher im folgenden unterschieden werden zwischen Emissionen von Teilchen größer als 2 µm und Emissionen von Teilchen kleinerer Korngröße. Große Teilchen entstehen üblicherweise durch mechanische Zerkleinerung, zB. Abrieb. Die kleinen Teilchen hingegen entstehen aus der Agglomeration aus der Gasphase wie sie in Folge von Verbrennungsvorgängen häufig vorkommt. In vielen Fällen, wo bei einem Prozeß hohe Temperaturen auftreten, durchläuft das Schwermetall einen gasförmigen Zustand. Das Metall wird dann im Abgas an ein existierendes Teilchen angelagert. Nachdem diese Anlagerung proportional zur Oberfläche erfolgt, kommt es dabei in bezug auf die Masse zu einer Aufkonzentration an den kleinen Teilchen, also genau jenen Teilchen, die auch im Ferntransport eine Rolle spielen können. Aufgrund ihrer Toxizität und ihres Auftretens in anthropogenen Prozessen wurden bereits für das Parcom-Atmos Projekt (van der Most und Veldt, 1992) sowie auch für die vorliegende Arbeit folgende Schwermetalle ausgewählt (in alphabetischer Reihenfolge): Arsen, Blei, Kadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Selen und Zink.

2. Datengrundlage und verwendete Methodologie

In der Literatur existieren zahlreiche, wenn auch vielfach von einander abweichende und widersprüchliche Angaben über Emissionsfaktoren von Schwermetallen aus verschiedenen Prozessen. Als eine wesentliche Datengrundlage diente das von der holländischen TNO zusammengestellte Handbuch von Emissionsfaktoren (van der Most und Veldt, 1992), sowie eine Studie des TÜV Rheinland (Jockel und Hartje, 1991). Aus nationalen Statistiken wurden für 1992 Daten der Aktivitäten für Österreich ermittelt.

Eine ähnliche Berechnung für Österreich wurde im Rahmen einer Studie der Österreichischen Akademie der Wissenschaften für die Elemente Arsen, Chrom, Kadmium, Blei und Quecksilber durchgeführt. Im Gegensatz zu dieser Studie wurden hier noch umfangreiche Vergleiche mit vorliegender anderer Literatur zusätzlich zum TNO-Handbuch durchgeführt, sowie in beschränktem Maße auch Informationen direkt von Betrieben eingeholt. Dabei wurde auch versucht, die Daten des TNO-Handbuches zu verifizieren.

Es war in einigen wichtigen Fällen möglich, typisch österreichische Emissionsfaktoren zu erheben und den holländischen gegenüberzustellen. Der vorliegende Bericht ist aufgrund des größeren Erhebungsaufwandes und aufgrund der zusätzlichen Daten als Erweiterung und Verbesserung aller bisher für Österreich zur Verfügung stehenden Emissionsabschätzungen von Schwermetallen anzusehen, nicht nur gegenüber der erwähnten noch nicht verfügbaren Studie der Akademie der Wissenschaften, sondern auch bezüglich der in internationalen Berichten publizierten grob abgeschätzten Daten für Österreich (z.B. Axenfeld et al., 1992).

Die Verwendung spezifisch österreichischer Daten ist insbesondere deshalb erforderlich, weil die Emissionsfaktoren aus der Literatur naturgemäß veraltet sind. So verwenden Jockel und Hartje (1991) überwiegend das Basisjahr 1982. Gerade im letzten Jahrzehnt begannen jedoch zahlreiche Umweltschutzmaßnahmen zu greifen. Lediglich für einzelne Quellen existieren bereits publizierte Daten für neuere Technologien, nämlich für das Basisjahr 1990/91 (Jockel, 1993). Ein umfassender Bericht für die Situation in Deutschland samt einer Szenariorechnung für 1995 wird vermutlich erst Ende 1994 zur Verfügung stehen (Jockel, pers. Mitteilung).

Die beschriebene Methode, von gesamtösterreichischen Aktivitätsdaten und einem durchschnittlichen Emissionsfaktor für Österreich auszugehen, wurde vom Forschungszentrum Seibersdorf bereits in mehreren früheren Arbeiten für andere Emissionsinventuren verwendet (z.B. Orthofer et al., 1991, bzw. Loibl et al., 1993). Gerade für Substanzen wie die Schwermetalle, wo nur wenig Meßdaten zu Verfügung stehen, scheint dies auch der einzig gangbare Weg zu

sein. Der gegenteilige Weg, der sogenannte Bottom-Up Ansatz, geht davon aus, sämtliche Einzelemittenten zu erfassen und deren Emissionen zusammenzuzählen. In beschränktem Ausmaß wurde das auch hier durchgeführt und zwar bezüglich der Daten, die vom TÜV erhoben wurden; damit kann jedoch hier keine Vollständigkeit erzielt werden. Eine Hochrechnung auf die Gesamtmenge der Emissionen Österreichs ist daher in jedem Fall für die meisten Quellgruppen erforderlich.

3. Diskussion einzelner Quellgruppen

Um die Übersichtlichkeit und Kompatibilität der vorliegenden Daten zu gewährleisten, wurde weitgehend die Quellgruppeneinteilung nach CORINAIR verwendet (siehe Kapitel 4.3). Diese Systematik wird in europaweiten Emissionserhebungen für SO₂, NO_x und NMVOC bereits laufend verwendet. Leicht modifiziert wurde das Schema für industrielle Quellen, da die Schwermetalle nur von einigen wenigen Industriesparten emittiert werden.

3.1 Kraft- und Fernheizwerke

Grundsätzlich bezieht sich das Potential für die Emissionen von Schwermetallen auf den Gehalt der jeweiligen Elemente im Brennstoff. Die Emissionen ergeben sich dann aus der Menge an Schwermetallen im Brennstoff abzüglich des Anteils der in der Asche gebunden bleibt und abzüglich der Schwermetalle in der zurückgehaltenen Flugasche (zB. elektrostatische Filter). Der Aggregatzustand der Schwermetalle spielt eine wesentliche Rolle. Gasförmige Emissionen, insbesondere Quecksilber, werden nicht vom elektrostatischen Filter festgehalten und können in viel größerem Ausmaß die Atmosphäre erreichen. Ähnliches trifft auf jene Substanzen zu, die im Laufe des Verbrennungsprozesses gasförmigen Aggregatzustand erreichen und in weiterer Folge an kleinen Teilchen aufkonzentriert sind. Generell sind Filter weniger effizient für kleine Partikel als für große Teilchen. Man kann daher im allgemeinen davon ausgehen, daß die Emissionen vorwiegend aus feinen Partikeln und Gasen bestehen, die nicht in unmittelbarer Nähe der Quelle aussedimentieren, sondern auch für den Ferntransport von Bedeutung sein können.

Von Pacyna (1990) wurde eine Berechnungsformel zur Ermittlung der Emissionen erstellt, die aus den Schwermetallgehalten der Kohle, dem Anteil der Flugasche an der Gesamtaschenmenge, dem Anreicherungsfaktor der Schwermetalle an dieser Flugasche, sowie der Effizienz der Filtereinrichtungen erfolgt. Mit Hilfe dieser Formel könnte man für einzelne Kraftwerke bzw. Dampfkessel die Emissionen ermitteln, sobald Daten über die Schwermetallgehalte der Brennstoffe vorliegen. Für die gegenwärtige Untersuchung würde das aber zu sehr ins Detail gehen. Aus diesem Grund wurden Emissionsfaktoren aus der Literatur entnommen und verglichen, um daraus einen für Österreich verwendbaren Wert zu generieren. Diese Faktoren sowie der für Österreich vorgeschlagene Wert sind in Tabelle 2 und 3 angegeben, und zwar getrennt nach Brennstoff sowohl für Steinkohle als auch für Braunkohle. Man beachte, daß die älteren Daten generell wesentlich höhere Emissionsfaktoren aufweisen. Es darf angenommen werden, daß die Verwendung von emissionsreduzierenden Technologien sich wesentlich stärker auf die Emis-

on von Schwermetallen auswirkt als die chemische Beschaffenheit des eingesetzten Brennstoffes (siehe auch Jockel, 1993). Die für Österreich anzuwendenden Emissionsfaktoren wurden daher vor allem auf die Daten für die beste Technologie bezogen. Beim Brennstoff Steinkohle ergibt sich eine relativ gute Übereinstimmung zwischen holländischen Daten (van der Most und Veldt, 1992) sowie neueren Emissionsfaktoren aus Westdeutschland (Jockel, 1993). Die hier empfohlenen Werte beziehen sich daher vorwiegend auf diese zwei Arbeiten.

Für Braunkohle als Brennstoff (Tab. 3) stellt sich die Situation etwas anders dar. Die erwähnte Studie gibt für Westdeutschland Daten für Emissionsfaktoren an, die beträchtlich niedriger liegen als alle früher publizierten Ergebnisse. Es wurde daher eine Abschätzung getroffen, die auch die älteren Arbeiten noch in Betracht zieht. Ein zusätzliches Problem ergibt sich aus der Unvollständigkeit der in Jockel (1993) angegebenen Daten. Emissionsfaktoren sind lediglich für As, Cd, Hg und Pb sowie für Staub verfügbar. In der Annahme, daß Emissionsreduktionen für die übrigen Substanzen ähnliche Resultate wie für die angegebenen Stoffe liefern würden (Ausnahme: Quecksilber, evtl. auch Selen, wegen ihrer hohen Flüchtigkeit), wurden bei den hier abgeschätzten Emissionsfaktoren zum Teil Werte eingesetzt, die niedriger als alle in der Literatur vorkommenden Daten sind.

Tabelle 2: Emissionsfaktoren für Dampfkessel (in g/t Steinkohle)

As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Literatur	Bezugsjahr
0,46	0,5			0,23		1,59		2,3	Axenfeld et al. (untere Grenze)	1982
1,87	0,59			0,74		6,48		9,33	Axenfeld et al. (obere Grenze)	1982
0,6	0,09	1,14	1,75	0,32	1,06	2,2	0,11	2,4	Brumsack et al. (dry bottom)	1981
5,7	0,46	0,09	0,1	0,35	2,7	22,6	0,8	15	Brumsack et al. (wet bottom)	1981
0,129	0,019	0,63		0,00005	17	0,51		0,6	Häsänen et al.	1980/81
0,085	0,002	0,045	0,11	0,25	0,11	0,2	0,5	0,45	van der Most, Veldt (NL)	?
0,77	0,07	0,41	0,46	0,18	0,85	2	0,04	3,4	van der Most, Veldt (D)	1982
0,77	0,07	0,41	0,46	0,18	0,85	2	0,04	3,4	Jockel & Hartje	1982
0,13	0,011			0,11		0,32			Jockel	1990
0,15	0,01	0,05	0,1	0,2	0,2	0,3	0,3	0,6	für diese Arbeit abgeschätzt	

Tabelle 3: Emissionsfaktoren für Dampfkessel (in g/t Braunkohle)

As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Literatur	Bezugsjahr
0,2	0,06			0,1		0,69		0,99	Axenfeld et al. (untere Grenze)	1982
0,96	0,3			0,34		3,45		4,8	Axenfeld et al. (obere Grenze)	1982
0,078	0,003	0,094	0,098	0,224	0,049	0,129	0,094	0,367	Brumsack et al.	1981
0,075	0,003			0,039		0,132	0,017	0,298	Heinrichs	vor 1982
0,04	0,004	0,03	0,02	0,06	0,04	0,04		0,1	van der Most, Veldt	1982
0,04	0,004	0,03	0,02	0,06	0,04	0,04		0,1	Jockel & Hartje	1982
0,0058	0,0008			0,0248		0,0058			Jockel	1990
0,01	0,0015	0,015	0,01	0,04	0,015	0,02	0,02	0,05	für diese Arbeit abgeschätzt	

Tabelle 4: Emissionsfaktoren von Dampfkesseln (Schweröl) in g/t

As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Literatur	Bezugsjahr
Zusammensetzung von Schweröl										
<1,45	0,0021	<4,9		<0,005	24	0,29	<8,7		Häsänen et al.	
	0,00087			<0,005	44	0,107			Häsänen et al.	
		3			20				Peschke/ÖMV (von)	
		4			150				Peschke/ÖMV (bis)	
Emissionsfaktoren										
	0,00031	0,122		0,000055	17	0,198	0,608		Häsänen et al.	1980/81
1	1	2,5	1		35	1,3	1	0,05	van der Most, Veldt	?
0,14	0,01	0,2	0,05	0,15	25	0,81	0,003	0,22	Jockel & Hartje	1982
0,15	0,0125			0,15		0,8125			Jockel	1990
0,5	0,5	1,2	0,5	0,2	20	0,6	0,5	0,02	für diese Arbeit abgeschätzt	

Etwas unterschiedlich stellt sich die Situation für ölbefeuerte Kraftwerke dar. Nachdem hier die Verschmutzung durch Flugasche kein großes Problem darstellt, wird üblicherweise dem Abtrennen von Staub weniger Aufmerksamkeit gewidmet. Sehr wohl vorhanden sind natürlich Entschwefelungsanlagen, zumindest für alle jene Kessel, die Heizöl schwer mit Schwefelgehalten von 3% verbrennen.

Bei der Abschätzung der Schwermetallemissionen ist primär vom Schwermetallgehalt des Heizöls auszugehen, wovon noch ein beträchtlicher, aber schwer quantifizierbarer Teil in diversen Anlagenteilen des Kraftwerkes (nicht nur bei der Entschwefelung) zurückgehalten werden kann. Literaturangaben zu den Konzentrationen an Schwermetallen in Heizöl sowie von Emissionsfaktoren finden sich in Tab. 4. Für Österreich sind aufgrund der Verwendung verschiedenartigster Rohöle auch die Gehalte an Schwermetallen, hier insbesondere Nickel, stark schwankend (Peschke, 1993). Die hier vorgeschlagenen Emissionsfaktoren wurden in Anlehnung an die Ähnlichkeiten der ÖMV-Angaben zu den holländischen Daten hauptsächlich nach van der Most und Veldt (1992) übernommen. Allerdings wurden unter Annahme einer 50%igen Staubabtrennung in Österreich die Emissionsfaktoren halb so hoch angesetzt wie die holländischen. Lediglich für Hg wurden die Werte von Jockel und Hartje (1991) aufgerundet verwendet.

Es kann davon ausgegangen werden, daß die Teilchen, an die sich die Schwermetalle anlagern, zum überwiegenden Teil der Feinstaubfraktion angehören. Damit sind die Schwermetallemissionen quasi vollständig für den Ferntransport in Betracht zu ziehen.

Gas als Brennstoff enthält gewöhnlich keine Schwermetalle. Für Holland ist ein Gasfeld bekannt, wo Erdgas Spuren von Quecksilber enthält (van der Most und Veldt, 1992). Derartige Verunreinigungen dürften bei dem in Österreich verwendeten Gas aber keine Rolle spielen (Peschke, 1993).

Die Daten an Brennstoffeinsatz können aus ÖSTAT (1993a) entnommen werden (Tab. 5). Für eine Abschätzung des mehrjährigen Emissionsverlaufes sind die Änderungen zu berücksichtigen, die sich durch schwankenden Energiebedarf von Jahr zu Jahr ergeben. Generell wird sich der Brennstoffverbrauch aber weniger ändern als die Emissionsfaktoren, die (wenn man den Emissionsfaktor von Staub nach Jockel, 1993, zugrundelegt) im Laufe von wenigen Jahren, zwischen 1985 und 1991, auf ein Fünftel der ursprünglichen Faktoren zurückgingen. Dies ist eine Folge der effizienten Schadstoffabtrennung bei großen Quellen. Einen geringeren Reduktionsgrad weist Quecksilber auf, hier ist etwa im gleichen Zeitraum nur von einer Halbierung auszugehen. Auch bei der Verbrennung von Schweröl verringern sich die Emissionsfaktoren lediglich um den Faktor 2. Alle Daten (nach Jockel, 1993) weisen darauf hin, daß bei konstantem Brennstoffeinsatz die Emissionen aus dem Sektor Kraftwerke seit 1985 auf weniger als ein Drittel, bei Quecksilber auf die Hälfte gesunken sind.

Tabelle 5: Brennstoffverbrauch nach ÖSTAT (1993a)

Kraftwerke (Steinkohle)	1231994	t
Kraftwerke (Braunkohle)	1676231	t
Kraftwerke (Öl)	348000	t

3.2 Hausbrand

Bereits bei den Emissionsinventuren für NMVOC und toxischen organischen Verbindungen (Orthofer und Urban, 1989; Orthofer und Vesely, 1990) hat sich gezeigt, daß die Verbrennung von Heizmaterial in kleinen Öfen zu großen Belastungen führen kann. Dabei war besonders die Verwendung von Holz als Brennstoff betroffen, da diese Heizungsart in Österreich einerseits besonders stark vertreten ist, andererseits aber viele Öfen äußerst ineffizient ausgelegt sind.

Für den Hausbrand existieren generell keine Emissionsfilter. Es ist also davon auszugehen, daß der Schwermetallgehalt im Brennstoff auch als potentielle Emission angesehen werden muß. Eine Verringerung dieser potentiellen Emission ergibt sich durch Einbindung der Schwermetalle in der Asche sowie durch Retention von Staub in der Abgasleitung. Es wurde versucht, anhand der spärlichen in der Literatur aufzufindenden Daten Emissionsfaktoren abzuschätzen (Tab. 6).

Tabelle 6: Emissionsfaktoren für Hausbrand in g/t Brennstoff

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	
Kohle	1,2	0,15	0,9	1,2	0,3	1,8	2,5	0,15	1	Jockel/Hartje (nur Pb, Cd, Hg, Zn explizit angegeben)
Öl	0,06	0,05	0,02	0,05		0,05	0,2	0,1	0,001	v.d.Most u. Veldt: Diesel in Großfeuerungen
Holz	0,5	0,3		0,1	0,2		7		10	nach Axenfeld et al.

Besonders zum Emissionsfaktor für Holz ist die Unsicherheit der Datenlage zu betonen. Die hier verwendeten Angaben von Axenfeld et al. (1991) geben eher die höheren möglichen Bereiche wieder; van der Most und Veldt (1992) verwenden Literaturangaben, die lediglich Zn (2 g/t) und Hg-Emissionen (0-0,2 g/t) über der Nachweisgrenze angeben. Allerdings gibt es auch österreichische Daten über Emissionen von Schwermetallen (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) aus der Verbrennung biogener Materialien, die aber derzeit in Bearbeitung sind und Ende 1993 veröffentlicht werden sollen (Oberberger, 1993).

Österreichische Daten über den Verbrauch von Brennstoffen für 1992 liegen in ÖSTAT (1993a) vor (Tab. 7). Für Kohle wurden die Daten von Haushalten und ÖBB (Deputate) verwendet, für Öl die Menge an "dem Verbrauch zugeführten" Heizöl Extra Leicht. Auch wenn der Zeitpunkt des Kaufes der Brennmaterialien nicht genau mit den Emissionen übereinstimmt, ist zu erwarten, daß die verwendeten Daten hinreichend genau sind, insbesondere da ja über private Lagerveränderungen naturgemäß keine Statistiken verfügbar sind. Zum Holzverbrauch wurde mangels genauer aktueller Daten die im Jahr 1988 verwendete Menge verwendet (ÖSTAT, 1991), da für 1988 die Gradtagszahl für Österreich sehr ähnlich zu 1992 war (ÖSTAT, 1993a). Die enge Beziehung zwischen Verwendung von Heizmaterial und Gradtagszahl zeigten u.a. Winiwarter et al. (1993), eine drastische Änderung des Verbraucherverhaltens war in den letzten Jahren nicht zu verzeichnen. Die Veränderungen der Emissionen aus dem Sektor Hausbrand sind daher in den letzten Jahren proportional zu den Gradtagszahlen zu sehen, also rein witterungsabhängig.

Tabelle 7: Verbrauch von Brennstoffen in Österreich für Hausbrand

Kohle (1992)	935854 t	ÖSTAT, 1993a
Öl (1992)	1425771 t	ÖSTAT, 1993a
Holz (1988)	4518000 t	ÖSTAT, 1991

Aufgrund der fehlenden Abscheidevorrichtungen ist anzunehmen, daß ein Teil der Emissionen auch in Form großer Partikel erfolgt. Wagner et al. (1991) geben - für Holzbriketts - an, daß 20 % der Teilchen größer als 2 µm sind, also für Ferntransport irrelevant. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Buerki et al. (1989) für Hausbrand allgemein, die auch Werte für einzelne Metalle (wie Cd, Cu, Pb und Zn) angeben. Nach deren Angaben ist bei einem Staubanteil von 85 % im Feinstaub (kleiner 2 µm) Zn fast vollständig, dafür Cd nur etwa zur Hälfte in der Feinstaubfraktion vorhanden. Die Verteilungen von Cu und Pb bewegen sich im gleichen Bereich wie die des Gesamtstaubs. Mangels anderer Angaben soll der Wert von 80 % als im Hinblick auf den Ferntransport interessant verwendet werden (außer: Hg, das ja zu einem beträchtlichen Teil in der Gasphase vorliegt). Die Unterschiede der Verteilungen zwischen den einzelnen Metallen kann im Hinblick auf die bereits vorhandene Unsicherheit vernachlässigt werden.

3.3 Industrielle Feuerungen

Generell erfolgt die Wärmeerzeugung für den industriellen Bedarf auf ähnlich Weise wie in Kraftwerken. Die Emissionsfaktoren können daher weitgehend übernommen werden. Allerdings sind die entsprechenden Feuerungen üblicherweise nicht mit emissionsreduzierenden Einrichtungen ausgestattet, wie sie für die Verbrennung von Heizöl schwer mit hohem Schwefelgehalt erforderlich wären. Die Anlagen werden daher mit Heizöl schwer mit einem Schwefelgehalt von 1% betrieben, um den Bestimmungen der Luftreinhalteverordnung (LRV-K, 1990) zu entsprechen. Damit verringert sich aber auch der Gehalt an Schwermetallen im Heizöl und damit auch die Emission (Peschke, 1993). Die Verringerung des Schwermetallgehaltes und damit der Emission wird analog zum Schwefelgehalt mit einem Faktor 3 angenommen, die Emissionsfaktoren betragen daher 2/3 der entsprechenden Faktoren für Kraftwerke.

Statistische Daten für die Verwendung von Brennstoffen in der Industrie sind vorhanden (ÖSTAT, 1993a). Für Kohle sind die Daten direkt angeführt, für Öl wurde die Differenz aus Kraftwerken und Gesamtverbrauch ("dem Verbrauch zugeführt") berechnet (Tab. 8). Ein Problem stellt allerdings die Tatsache dar, daß für manche Prozesse die Prozeßemissionen zusätzlich zu berücksichtigen sind. Aus meßtechnischen Gründen existieren i.a. die Emissionsfaktoren nur für den Gesamtprozeß, nicht unterteilt nach Brennstoffeinsatz und Prozeß. Daher könnte es bei Verwendung der Brennstoffstatistiken zu Doppelzählungen kommen. Um diese in Grenzen zu halten, wurde der industrielle Verbrauch an Koks nicht eingerechnet. Ebenso wurde versucht, bei den Emissionen der Einzelprozesse die Verwendung der jeweiligen Brennstoffe in Abzug zu bringen.

Tabelle 8: Verbrauch von Brennstoffen in industriellen Feuerungen, 1992

Steinkohle	290275 t	ÖSTAT 1993a
Braunkohle	276553 t	ÖSTAT 1993a
Öl	440164 t	ÖSTAT 1993a

Aufgrund der fehlenden Abscheidungsrichtungen bei Ölfeuerungen ist zu erwarten, daß Emissionen von Grobaerosolen, die lediglich für den lokalen Bereich interessant sind, in der zu berechnenden Summe inkludiert sind. Daten über die Größenverteilung von Aerosol aus Verfeuerung von Schweröl (Buerki et al., 1989) zeigen einen großen Anteil (85%) im Grobstaub (> 2 µm). Aufgrund der Aufkonzentrierung der Metalle liegen etwa 55 % im für den Ferntransport relevanten Feinstaub vor (45 - 65 % bei den untersuchten Elementen As, Cd, Cu, Pb und Zn). Mit Ausnahme des flüchtigen Hg wurden diese Werte allgemein für den Bereich "Ölfeuerungen" verwendet.

3.4 Eisen-, Stahlindustrie; Gießereien

Die Probleme durch Luftbelastung an den zwei Standorten der Stahlindustrie in Österreich sind hinlänglich bekannt. In den letzten Jahren wurden jedoch große Bemühungen unternommen, die Situation zu verbessern. Derartige Bemühungen können gerade bei Großanlagen gewaltige Fortschritte ermöglichen, wie die entsprechenden Emissionsdaten der VOEST Linz zeigen (Abb. 1). Meßwerte für Staubemission sind vorhanden, unterteilt nach Kokerei, Sinteranlage, Hochofen und Stahlwerk. Sowohl für Linz als auch in Donawitz existieren alte Analysendaten der Staubzusammensetzung aus den jeweiligen Sinteranlagen, die jedoch von den Firmen nicht bekanntgegeben werden, da sie nach Angaben der Firmen nicht mehr relevant seien (Weismayr, 1993; Schmidegg, 1993). So muß auf die Daten aus Jockel und Hartje (1991) zurückgegriffen werden, deren Relevanz sicher nicht besser ist, da auch das in Deutschland eingesetzte Erz unterschiedlich ist. Dennoch ist eine Abschätzung aufgrund dieser Daten sinnvoll, da ja die Prozesse an sich analog verlaufen. Zumindest für Donawitz beinhalten die Daten nur die gefaßten Quellen, die diffusen Quellen sind vernachlässigt. Mangels Daten wird hier angenommen, daß diese diffusen Emissionen zum größeren Teil dem Grobaerosol zuzuordnen sind und daher für die Betrachtung des Ferntransportes vernachlässigt werden können.

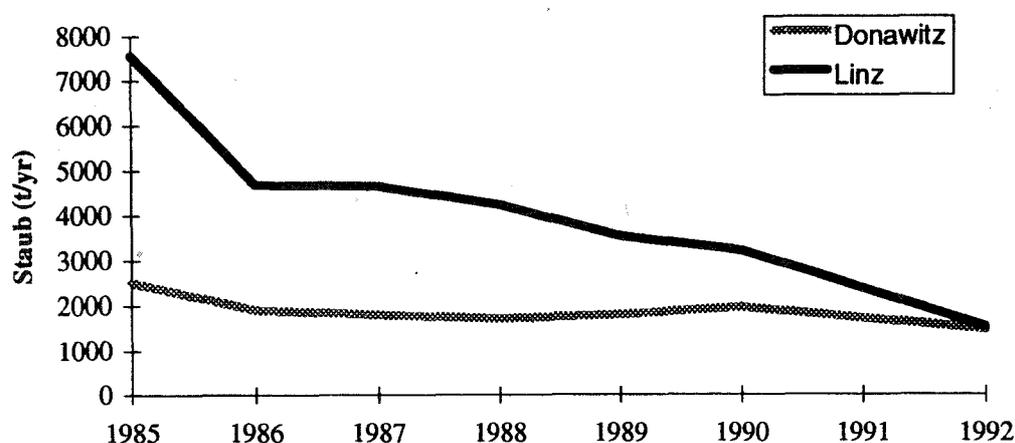


Abbildung 1: Entwicklung der jährlichen Staubemissionen (in t/Jahr) seit 1985

Quellen: VA Stahl (1982), Weismayr (1993), Schmidegg (1993)

Die Schwermetallemissionen können auf zwei Arten berechnet werden: In einem Fall werden die jeweilig von den Betrieben angegebenen Staubemissionen aus Linz und Donawitz mit den entsprechenden Zusammensetzungen (aus Jockel und Hartje, 1991) multipliziert (siehe Tab. 9), im anderen Fall werden die Emissionsfaktoren aus van der Most und Veldt (1992) mit den Aktivitätszahlen aus österreichischen Statistiken verknüpft.

Tabelle 9: Staubemissionen Eisen/Stahlproduktion Österreichs, Zusammensetzung des Staubes

Staubemissionen nach Werksangaben (t/Jahr)									
	Donawitz					Linz			
Hochofen	704					730			
Stahlwerk	396					163			
Sinter	365					501			
Kokerei						130			
Zusammensetzung des Staubes: Schwermetallanteil im Staub (ppm)									
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Hochofen	80	8	125	600	15	200	2000	25	5000
Stahlwerk	10	100	1500	400	--	250	3500	30	8500
Sinter	20	50	125	350	6	200	2500	11	500
Kokerei	30	100	250	100	43	100	300	15	300

Werksangaben nach Weismayr (1993) bzw. Schmidegg (1993) beziehen sich auf das Jahr 1992.

Die Werte für Se (Kokerei, Stahlwerk) wurden geschätzt, alle anderen Daten stammen aus Jockel und Hartje (1991).

Unter Stahlwerk ist ein Blasstahlwerk zu verstehen.

Jedenfalls scheint es sinnvoll zu sein, die direkt in Österreich erhobenen Daten zu verwenden. Andererseits können diese dazu benutzt werden, spezifisch für Österreich gültige Emissionsfaktoren zu berechnen und mit anderen publizierten Daten zu vergleichen (Tab. 11). Es muß dabei aber festgehalten werden, daß lediglich die Werte für Staub aus Österreich stammen, während die Staubzusammensetzung aus deutschen Erhebungen entnommen wurden. Da sich alle Berechnungen auf Staub beziehen, können keine sinnvollen Ergebnisse für das vielfach flüchtige Hg präsentiert werden. Statt dessen ist man dabei darauf angewiesen, auch für Österreich wieder auf die Emissionsfaktoren nach van der Most und Veldt (1992) zurückzugreifen.

Die dazu erforderlichen Aktivitätsgrößen konnten zum Großteil österreichischen Statistiken entnommen werden (Tab. 10). Die Stahlproduktion wurde dabei jedoch zur Gänze als Blasstahl gewertet, was beim Emissionsfaktor zu Ungenauigkeiten führen könnte. In Analogie zu den Angaben aus ÖSTAT (1989) wurde die Menge an Hochofeneisen mit 80 % der Stahlproduktion angegeben. Die Angaben für Sinter setzen sich zusammen aus Materialbilanzen aus Linz (Weismayr, 1993) sowie aus der Kapazität der Anlage in Donawitz (UBA, 1992). Die Menge eingesetzter Kohle für die Kokerei ist als eigene Position in österreichischen Energie-statistiken (ÖSTAT, 1993a) enthalten.

Tabelle 10: Aktivitätsdaten für Österreich

	Aktivität		Quelle
Hochofen	3349394 t	Eisen	Annahme nach ÖSTAT, 1989
Stahlwerk	4186742 t	Stahl	ÖSTAT, 1992
Sinter	3240000 t	Sinter	Weismayr, 1993, UBA 1992
Kokerei	1962501 t	Steinkohle	ÖSTAT, 1993a

**Tabelle 11: Emissionsfaktoren aufgrund österreichischer Daten
(unter Bezugnahme auf die Staubzusammensetzung nach Tab. 9) im
Vergleich mit Faktoren nach van der Most und Veldt (1992)**

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Emissionsfaktoren in g/t (Österreich, hier verwendet)									
Hochofen	0,034	0,003	0,054	0,257	--	0,086	0,856	0,011	2,141
Stahlwerk	0,001	0,013	0,200	0,053	--	0,033	0,468	0,004	1,136
Sinter	0,005	0,013	0,033	0,094	--	0,053	0,668	0,003	0,134
Kokerei	0,002	0,007	0,017	0,007	--	0,007	0,020	0,001	0,020
Emissionsfaktoren in g/t (von der Most, Veldt, 1992)									
Hochofen	0,15	0,02	0,2	1	0,02	0,3	5	0,04	15
Stahlwerk	0,015	0,025	0,5	0,15	0,003	0,1	1,5	0,003	4
Sinter	0,04	0,1	0,3	0,6	0,02	0,7	6	0,02	1
Kokerei	0,02	0,05	0,17	0,09	0,03	0,065	0,22		0,22

Tabelle 11 zeigt für Österreich konsistent niedrigere Daten als die Literaturangaben, was auf die stark reduzierten Emissionen der letzten Jahre zurückzuführen sein dürfte. Gleichzeitig bedeuten die Maßnahmen auch, daß der Anteil des Grobaerosols stark gesunken sein muß. Ohne auf verfügbare Daten zugreifen zu können, muß angenommen werden, daß Restemissionen nach einer Staubabscheidung für den Ferntransport in Frage kommen können.

Der nächste emissionsrelevante Prozeßschritt der Eisen- und Stahlindustrie ist der Eisen- und Stahlguß. Die österreichische Gießereiindustrie umfaßt 85 Betriebe mit durchschnittlich 100 Beschäftigten (Artner et al., 1993). Diese große Anzahl an Einzelquellen macht eine detaillierte

Erfassung so gut wie unmöglich. Aufgrund der relativ geringen Größe derartiger Betriebe kommt es kaum zu übermäßig starken lokalen Belastungen, in der Folge existieren auch kaum Werte über die Schwermetallemissionen. Emissionsfaktoren aus Gießereien sind lediglich aus Deutschland bekannt (Jockel und Hartje, 1991). Unter Verwendung von Daten des Jahres 1982 wird dabei von einer überwiegenden Verwendung von Kupolöfen ausgegangen, mit einem mittleren Staubemissionsfaktor von 600 g/t Eisen/Stahl. Laut Informationen des Österreichischen Gießereinstitutes arbeiten die meisten österreichischen Gießereien bereits mit Elektro-Induktionsöfen. Die daraus emittierten Staubemissionen betragen etwa 200 g/t Eisen (Artner et al., 1993), also nur ein Drittel der Kupolöfen-Technologie. Diese Änderung der Technologie trifft gleichzeitig eine Aussage über die trendmäßigen Veränderungen im Laufe des letzten Jahrzehnts.

Unter der Annahme, daß die Zusammensetzung des Staubes im wesentlichen unverändert bleibt, werden die Emissionsfaktoren aus Jockel und Hartje hier auf ein Drittel reduziert verwendet (Tab. 12). Die statistischen Daten des Materialumsatzes in österreichischen Gießereien wurden von ÖSTAT (1992) entnommen, wobei die angeführten Werte für Grauguß, Sphäroguß und Stahlguß addiert wurden. Dies ergibt eine Produktion von 181573 t aus Eisen- und Stahlguß für 1991, eventuelle Änderungen für das Basisjahr 1992 wurden vernachlässigt. Die Emissionen aus Guß von Nichteisen-Metallen wurden vernachlässigt. Beim Leichtmetallguß sind kaum Schwermetalle vorhanden, und Zinkguß etc. ist mengenmäßig nicht relevant.

Tabelle 12: Emissionsfaktoren für Eisen- und Stahlguß in g/t nach Jockel und Hartje (1991), korrigiert nach Artner et al. (1993), wie in dieser Arbeit verwendet

As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
0,1	0,05	0,4	--	--	0,2	2,4		1,7

Über die Größenverteilung der Emissionen existieren keine Informationen. Da damit zu rechnen ist, daß ein beträchtlicher Anteil der Emissionen in den Grobstaubbereich fällt und daher in weiterer Folge für den Ferntransport vernachlässigt werden kann, wird eine näherungsweise Abschätzung getroffen: In Anlehnung an die Emissionen aus dem Hausbrand werden 80 % der Emissionen aller Metalle (Ausnahme: Hg 100%) dem Feinaerosol zugerechnet, der Rest dem für Ferntransport irrelevanten Grobaerosol.

3.5 Buntmetallindustrie

Ähnlich wie die Eisen- und Stahlindustrie, ist die Herstellung von Buntmetallen in Österreich auf einige wenige Standorte beschränkt. Für diese Standorte existieren im allgemeinen relativ genaue Daten (UBA, 1992; Vogel et al., 1991; Spindelbalker et al., 1990). Konkret wurden die Standorte Brixlegg (sekundäre Kupferhütte), Arnoldstein (primäre und sekundäre Bleiproduktion) sowie Treibach-Althofen (Ferrolegierungen) untersucht. Die Produktion von Zink in Österreich wurde, im Gegensatz zu früheren Annahmen, wie publiziert in UBA (1992), vollständig stillgelegt (Wiehart, 1993). Allerdings wird bis Ende 1993 in Arnoldstein noch Zinkerz geröstet, sowie das im Ausland aus diesem Zinkoxid gewonnene Metall zu Legierungen weiterverschmolzen. Das Erschmelzen von Zinklegierungen soll auch in Zukunft erfolgen (Buggelsheim, 1993).

Für die Produktion von Buntmetallen sind z.T. auch Statistiken verfügbar, die mit Hilfe der Gesamtemissionsdaten zur Berechnung von Emissionsfaktoren verwendet werden könnten. Dies wurde jedoch nur für die Kupferhütte Brixlegg detailliert und für Arnoldstein näherungsweise durchgeführt, wo die Daten in geeigneter Form zur Verfügung standen.

Durch eine Änderung der gesetzlichen Rahmenbedingungen ist das Österr. Statistische Zentralamt im Gegensatz zu früher nicht mehr in der Lage, statistische Daten über Produkte zu liefern, die in Österreich von weniger als vier Firmen produziert werden (Verticka, 1993). Dennoch werden in der Sparte Metallindustrie, insbes. für Kupfer und Blei, Produkte angegeben, deren Herstellung möglicherweise für die Emission von Schwermetallen relevant sein könnte (ÖSTAT, 1992). Es können jedoch weder die entsprechenden Prozesse, noch Emissionsfaktoren dafür in Erfahrung gebracht werden. Der größere Teil der Produkte dürfte jedoch an den hier angeführten Standorten produziert werden.

Brixlegg:

Die Emissionen von Schwermetallen aus den gefaßten Quellen für 1987 sind in Spindelbalker et al. (1990) angegeben. Nach Werksangaben (Hohlbrugger, 1993) wurden seitdem die diffusen Quellen weitgehend erfaßt (eine Auswertung der Filter ergab, daß etwa noch einmal soviel Schwermetalle aus diesen Quellen stammten), generell ist aber der Durchsatz durch die gefaßten Quellen etwas gesunken. So kann man davon ausgehen, daß die genannten Werte (Tab. 13) nunmehr für die Gesamtemission Geltung haben.

Laut Spindelbalker et al. (1990) liegt die Produktion an Elektrolytkupfer bei etwa 35000t pro Jahr. Dies stimmt mit alten statistischen Daten (ÖSTAT, 1989) überein, wo eine Veröffentli-

chung noch möglich war. Eine drastische Veränderung der Produktionsmenge ist nicht bekannt. Die daraus errechneten Emissionsfaktoren sind ebenso wie die aus der Literatur (van der Most und Veldt, 1992) in Tab. 13 angegeben.

Die hier gefundenen Faktoren liegen ausnahmslos unter den Literaturwerten, was zum Teil auf die Reduktion der diffusen Emissionen in den letzten Jahren zurückzuführen sein dürfte. Deshalb wurden die österreichischen Emissionsfaktoren (Werksangaben) hier verwendet. Deutlich sind jedoch die Unterschiede bei Pb und insbesondere bei Zn, wo die Faktoren um mehr als eine Zehnerpotenz unterschiedlich sind.

Tabelle 13: Schwermetallemissionen Brixlegg in kg/Jahr, Emissionsfaktoren in g/t Cu

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
<i>Werksangaben</i>									
Emission	24	9	0,3	242	6	1	362		605
Emissionsfaktor	0,7	0,3	0,01	7	0,2	0,03	10		17
<i>Literatur*</i>									
Emissionsfaktor	2	2		20			50		250

verwendete Produktionsziffer: 35000 t (Spindelbalker et al., 1990);

* Emissionsfaktoren nach van der Most und Veldt (1992)

Arnoldstein:

Die Emissionen der Industriebetriebe in Arnoldstein wurden im einzelnen in einer Studie des Amtes der Kärntner Landesregierung erhoben (Amt der Kärntner Landesregierung, 1994). Insbesondere ist die Produktion von primärem und sekundärem Blei, sowie das Rösten von Zinkerzen und das Umschmelzen von Zink relevant für Schwermetallemissionen. Statistische Daten sind hier aus den erwähnten Gründen nicht verlässlich. Allerdings stimmen die Produktionsdaten für 1988 (ÖSTAT 1989) und 1991 (ÖSTAT, 1992) weitgehend überein, nämlich 23000 t/Jahr. Da für den ersteren Fall noch keine Geheimhaltung der Daten erfolgte, darf davon ausgegangen werden, daß sich die Produktionszahlen in Österreich in den letzten Jahren kaum änderten. Unter der Annahme, daß die Hauptproduktion in Arnoldstein stattfindet, und daß die wesentlichen Emissionen aus der Bleiproduktion stammen, können näherungsweise Emissionsfaktoren angegeben werden und mit Literaturdaten (van der Most und Veldt, 1992) verglichen werden (Tab. 14). Für die Betrachtung der detaillierten Emissionsfaktoren für Einzelanlagen ist die erwähnte Studie der Kärntner Landesregierung heranzuziehen.

Die hier abgeleiteten und verwendeten Emissionsfaktoren stellen natürlich nur einen gesamthaf-ten Ansatz dar. Die Abweichung gegenüber der Literatur ist vor allem in übermäßig hohem Blei zu finden ist. Das deutet jedenfalls darauf hin, daß tatsächlich die Bleiproduktion einen Hauptteil der Schwermetallemissionen bedingt. Am ehesten trägt ja die Bleiproduktion selbst zu einem hohen Emissionsfaktor an Blei bei.

Tabelle 14: Schwermetallemissionen Arnoldstein in kg/Jahr, Emissionsfaktoren in g/t Pb

Einheit	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
<i>Kärntner LR</i>									
Emission		81					8950		5040
Emissionsfaktor		3,5					389		219
<i>Literatur *</i>									
Emissionsfaktor	8	3					150		150

* Emissionsfaktoren nach van der Most und Veldt (1992) beziehen sich auf sekundäre Bleiproduktion

Für Arnoldstein ist auch die Entwicklung der Emissionen über 1989-1992 verfügbar (UBA, 1992, bzw. Amt der Kärntner Landesregierung, 1994), wobei die Cd-Emissionen der ersten beiden Jahre zu niedrig eingeschätzt sein dürften. Den relativen Verlauf der Emissionen zeigt Abb. 2. Abgesehen von den Schwankungen bei Kadmium kann eine geringfügige Abnahme der Emissionen gezeigt werden.

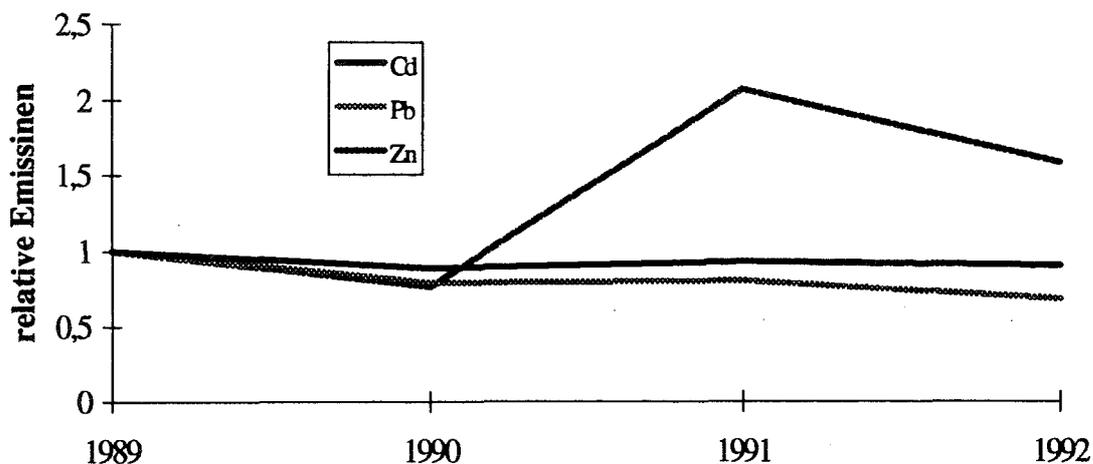


Abbildung 2: Verlauf der Emissionen von Schwermetallen in Arnoldstein, bezogen auf die Emissionen von 1989.
(UBA, 1992; Amt der Kärntner Landesregierung, 1994)
Die Daten von Cd für 1989 und 1990 dürften zu niedrig geschätzt sein.

Treibach-Althofen:

International gelten Produktionsanlagen von Ferrolegierungen als bedeutende Emissionsquellen für Schwermetalle (z.B. Borinder, 1993). In Österreich wird in nur einem Werk, nämlich in Treibach-Althofen, Ferronickel hergestellt. Durch Verwendung von Filterschläuchen aus GORETEX-Membran konnten hier jedoch die Emissionen von Ni dramatisch reduziert werden (Industriellenvereinigung, 1993). Abb. 3 stellt den Verlauf der Emissionen in den letzten Jahren nach Werksangaben dar (Daten aus UBA, 1992; Gruber, 1993). Die Daten von 1987 und 1992 sind zum Vergleich in Tab. 15 angeführt.

Tabelle 15: Jährliche Emissionen aus den Treibacher Chemischen Werken in kg/Jahr (Werksangaben)

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
1987		278	338			7602	487		
1992		0	51			14	0		

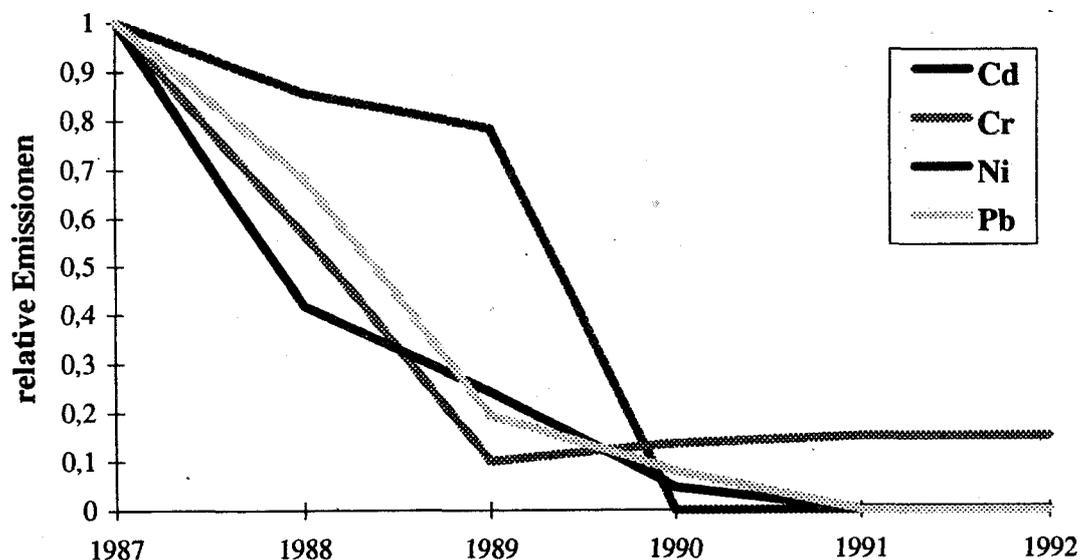


Abbildung 3: Verlauf der jährlichen Schwermetallemissionen in Treibach (Werksangaben)

Eine Ermittlung der Emissionsfaktoren für Treibach ist nicht möglich, da außer Ferronickel noch eine umfangreiche Palette von Produkten erzeugt wird, was durchaus auch zur Freisetzung von Schwermetallen führen kann (Vogel et al., 1991). Für die Nickelröstanlage allein ergibt sich bei einem Durchsatz von 3300 t NiO (Industriellenvereinigung, 1993) ein idealisierter (siehe unten) Emissionsfaktor von 2 g/t eingesetztem Nickeloxid.

Allgemein zeigt sich gerade bei den Industrien zur Nichteisen-Metallgewinnung, wie stark Emissionen durch geeignete technische Maßnahmen gesenkt werden können. Deutlich zu unterscheiden ist allerdings zwischen "vorsorgenden" und "nachsorgenden" Maßnahmen, also ob ein Prozeß so geführt wird, daß Emissionen gar nicht entstehen, oder ob die Emissionen nachträglich aus dem Prozeßfluß entfernt werden. Gerade bei Verwendung von Filtern mit hohen Abscheidegraden größer 99 % können wenige Störfälle, wie sie immer wieder vorkommen, Emissionen verursachen, die ein Vielfaches der rechnerischen Jahresemissionen betragen (Helig, 1993). Die Größenordnung derartiger störfallbedingter Emissionen abzuschätzen, ist naturgemäß äußerst schwierig. Hier wurde für Treibach mit einer Verdopplung der Emissionen an Cr, sowie einer Verfünffachung der Ni-Emissionen gerechnet. Auch für die derart angenommenen Emissionen muß darauf hingewiesen werden, daß die Verbesserung gegenüber der Situation 1987 enorm ist.

Bezüglich der Größenverteilung der emittierten Stäube konnten keine Angaben gefunden werden. Analog zum Hausbrand wurde bei mangelhafter Filterung oder bei hauptsächlich störfallbedingter Emissionen (Arnoldstein, Treibach) angenommen, daß 20 % der Emissionen im Grobstaubbereich auftreten (ausgenommen ist wieder das flüchtige Hg). Für Brixlegg wurde der Grobstaub als weitgehend abgetrennt betrachtet, alle Emissionen sind für den Ferntransport relevant.

3.6 Sonstige Industrie

Chlor-Alkali Elektrolyse:

Bei dem in Österreich an zwei Standorten (Hallein, Brückl: GÖCH, 1993) verwendeten Verfahren zur Herstellung von Natronlauge (Amalgam-Verfahren) wird das entstehende Natrium in einer Quecksilber-Elektrode gelöst. Es kommt daher auch zur Emission von Quecksilber. Werksangaben aus Brückl (UBA, 1992) sprechen von einem Emissionsfaktor von 3 g pro Tonne Chlor (für 1991: 4 g), was mit internationalen Angaben übereinstimmt (van der Most, Veldt, 1992: 3,1 g). Die Chlorproduktion in Österreich wird mit 90000 t pro Jahr angegeben (GÖCH, 1993), es ergibt sich somit eine Emission von jährlich 270 kg Hg.

Glasindustrie:

Emissionsfaktoren für die Glaserzeugung sind naturgemäß stark abhängig von der Art des produzierten Glases. Bleikristallglas und Kristallglas hat aber nur einen vernachlässigbar geringen Anteil an der Gesamtproduktion. Emissionsfaktoren wurden sowohl für Deutschland bestimmt (Jockel und Hartje, 1991), es existieren auch einige Daten aus Österreich, die jedoch nicht

verfügbar sind (Schneider, 1993). Wieder dürften die deutschen Daten von 1982 eher zu hoch liegen, allerdings gibt es für Österreich aufgrund der fehlenden Daten keine Fehlerabschätzungen. Um dem Trend der niedrigen österreichischen Faktoren Rechnung zu tragen, dennoch aber für alle Schwermetalle Emissionsfaktoren verwenden zu können, wurden die deutschen Angaben jeweils halbiert (Tab. 16). Die Menge an in Österreich produziertem Glas (hier für 1991 angegeben, was in Anbetracht der Unsicherheit der Emissionsfaktoren hinreichend genau ist) kann aus ÖSTAT (1992) entnommen werden und beträgt 439541t.

Zementindustrie:

Die Schwermetallemissionen der Zementindustrie sind zum Teil durch den verwendeten Brennstoff bedingt. Hier ist also auf Vermeidung von Doppelzählungen zu achten.

Auch existieren Daten aus Österreich, die jedoch gegenwärtig nicht greifbar sind (Kroiss, 1993). Daher ist wieder auf Emissionsfaktoren des TÜV Rheinland (Jockel und Hartje, 1991) zurückzugreifen, wie sie ebenfalls in Tab. 16 gezeigt werden. Im Jahr 1991 wurden in Österreich 5017211 t Zement produziert (ÖSTAT, 1992).

Keramische Industrie:

Laut van der Most und Veldt (1992) können geringfügige Mengen an Schwermetallen emittiert werden. Die hauptsächlichsten Emissionen dürften aber aus den Brennstoffen stammen. Emissionsfaktoren sind keine vorhanden.

Zellstoffindustrie:

Laut Kroiss (1993) existieren österreichische Emissionsfaktoren, die jedoch derzeit nicht verfügbar sind. Auch hier dürften aber die Schwermetalle in der Hauptsache aus dem Brennmaterial entweichen, werden also bereits dort gezählt.

Tabelle 16: Emissionsfaktoren für Glasindustrie und Zementindustrie in g/t

As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Quelle
GLAS									
0,12	0,15	2,4	0,6	0,05	1,9	12	18	11	Jockel/Hartje
0,06	0,07	1,2	0,3	0,03	0,9	6	9	5	diese Arbeit *)
ZEMENT									
0,012	0,008	0,105		0,275	0,111	0,216	0,002	0,293	Jockel/Hartje *)

* hier verwendete Emissionsfaktoren

Über die Veränderungen der Emissionen im Laufe der letzten Jahre gibt es keine Informationen. Da keine aufwendigen Abscheidenvorrichtungen eingesetzt werden, soll wieder mit einem Anteil am Grobaerosol von 20 % gerechnet werden.

3.7 Verkehr

Die traditionelle Hauptquelle von Schwermetallen in der Atmosphäre, insbesondere von Blei, ist der Straßenverkehr, bzw. die Zugabe von Tetraethylblei als Antiklopfmittel zu den Treibstoffen. Entwicklungen von Alternativsubstanzen wie MTBE (Methyl-t-Butyl-Ether) sowie Neuerungen im Motorenbau haben dazu geführt, daß der Bleigehalt in Treibstoffen für Österreich sukzessive verringert werden konnte und seit Oktober 1993 der Verkauf von verbleitem Benzin an den Tankstellen eingestellt ist. Der Verlauf der durch verbleites Benzin (0,15 g/l) verursachten jährlichen Bleiemissionen ist in Abb. 4 dargestellt (Daten des BMWA: Poppen, 1993). Dabei wurde bereits berücksichtigt, daß nach van der Most und Veldt (1992) nur etwa 75 % der eingesetzten Bleimenge den Auspuff verläßt.

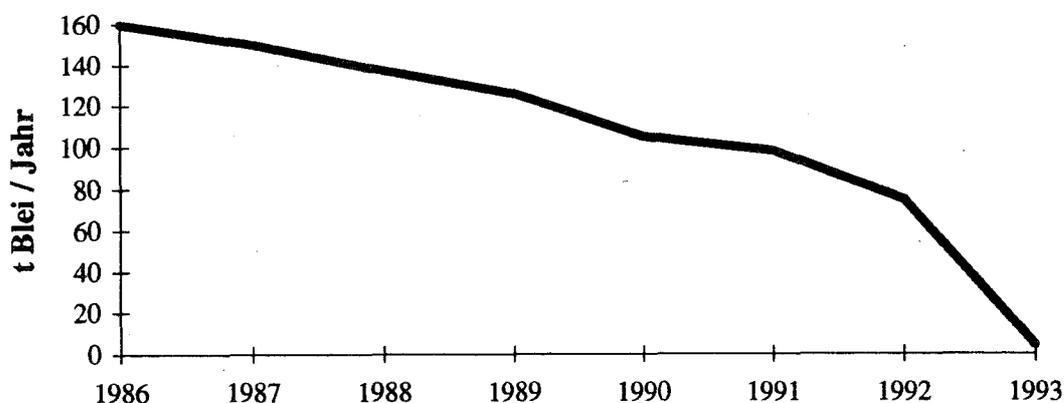


Abbildung 4: Verlauf der Bleiemissionen aus verbleitem Benzin (ohne Transit)
Daten: BMWA

Diesen Emissionen aus verbleitem Benzin sind die Emissionen anderer Treibstoffe entgegenzusetzen. Schwermetalle sind bereits in Rohöl vorhanden und daher auch in den verschiedenen Fraktionen der Destillation. Obere Grenze des Bleigehaltes ist dabei 0,013 g/l, der tatsächliche Wert ist aber sehr stark abhängig vom eingesetzten Rohöl (Prodinger, 1993) und liegt gewöhnlich deutlich unter dieser oberen Grenze.

Emissionsfaktoren verschiedener Schwermetalle aus Treibstoffen wurden von van der Most und Veldt (1992) zusammengefaßt (Tab. 17). Der Faktor für Blei in Benzin ist direkt vom

Bleigehalt des Treibstoffes abhängig, wobei etwa 75 % des Bleis emittiert werden. Für verbleites Benzin wurde also 0,15 g/l Bleigehalt eingesetzt, für unverbleites 0,005 g/l. Der letztere Wert wurde mangels sonstiger Daten auch für Dieseltreibstoff verwendet, nachdem der in der Literatur angegebene Emissionsfaktor von 20 mg/kg zu hoch sein dürfte (van der Most, 1993).

Zusätzlich zum österreichischen Treibstoff sind, zumindest in manchen Gegenden Österreichs, die durch den Transit verursachten Emissionen zu berücksichtigen. Die Bleigehalte der Kraftstoffe der Nachbarländer sind allerdings ähnlich den hier angeführten (Ausnahme: Slowenien hatte 1992 noch doppelt so hohe Werte - Koliander, 1993).

Im weiteren können nur näherungsweise Schätzungen vorgenommen werden. So beträgt der Anteil des Transitverkehrs aus dem Osten größenordnungsmäßig etwa 2 % (Abschätzung nach den Emissionsmengen nach Sittlinger, 1992), aus dem Westen etwa 5 % (nach Orthofer und Urban, 1989) des gesamtösterreichischen Verkehrsaufkommens. Für den Westtransit wurde angenommen, daß die durch im Ausland erworbenen Kraftstoff verursachten Emissionen, ihrerseits wiederum durch Emissionen im Ausland kompensiert werden, die aus in Österreich getanktem Kraftstoff stammen. Für die östlichen Nachbarländer ist der Anteil an verbleitem Benzin mit 60 % anzusetzen, was dann einer Bleiemission von 4 % der gesamtösterreichischen entspricht. Nachdem Verkehrsteilnehmer aus dem Osten aus Preisgründen tendenziell versuchen, kein österreichisches Benzin mitzunehmen, sind diese 4 % zur Summe zu addieren. Für die kommenden Jahre ist also zu erwarten, daß die Verwendung ausländischer Kraftstoffe in Österreich Bleiemissionen bedingt, die etwa 10 % der österreichischen Emissionen von 1992 entspricht.

Tabelle 17: Emissionsfaktoren für Verbrennung von Treibstoffen nach van der Most und Veldt, (1992) in g/t Treibstoff (für diese Arbeit verwendet)

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb*	Se	Zn
verbleites Benzin		1	0,5	2		0,5	150	0,05	5
unverbleites Benzin		1	0,5	2		0,5	5	0,05	5
Diesel		0,05		5		5	5		7

*) Emissionsfaktoren aus den Bleigehalten der Treibstoffe abgeschätzt

Im Jahr 1992 wurden in Österreich 2439000 t Dieselöl, 884000 t verbleites und 1790880 t unverbleites Benzin verkauft (ÖSTAT, 1993a; Poppen, 1993).

Auch die aus Kraftfahrzeugen emittierten Teilchen unterliegen nur zum Teil dem Ferntransport. Van der Most und Veldt (1992) geben an, daß zwar 75 % des im Kraftstoff eingesetzten Blei emittiert werden, aber nur 33 % als luftgetragene Stäube in Erscheinung treten. Hier wird allgemein ein Anteil von jeweils 50 % im Grob- und im Feinstaub angenommen.

Für Österreich existieren Emissionsfaktoren aus einer Messung im Tauern Tunnel, Salzburg (Gregori et al., 1989), allerdings auf mg/km berechnet. Mit einem angenommenen Verbrauch von 10l/100 km ergeben sich in den Einheiten von van der Most und Veldt etwa 21 g/t Blei, 1,3 g/t Kupfer und 1 g/t Zink. Geht man davon aus, daß damals etwa zwei Drittel der Fahrzeuge mit bleifreiem Benzin unterwegs waren, und daß die Messung lediglich den Feinstaub erfaßte, liegen die Daten im gleichen Bereich, lediglich die Zinkemissionen sind hier deutlich niedriger.

Zusätzliche Schwermetallemissionen aus dem Verkehr entstehen durch Abrieb von Reifen und Bremsen. Diese Emissionen, die insbesondere große Mengen an Zink enthalten, sind jedoch praktisch ausschließlich dem Grobstaub zuzuordnen.

3.8 Müll- und Strohverbrennung

In Österreich arbeiten derzeit zwei große Müllverbrennungsanlagen (> 15 t Müll pro Stunde), sowie eine Sondermüll- und Klärschlammverbrennungsanlage. Insbesondere da alle diese Anlagen im Wiener Stadtgebiet situiert sind, wurde sehr darauf geachtet, die bestmöglichen Technologien zur Schadstoffminimierung zu verwenden.

Die Schwermetallemissionen aus Müllverbrennungsanlagen können aus den Staubemissionen und einer typischen Zusammensetzung der Flugasche abgeschätzt werden (Tab. 18). International bewegen sich die Staubkonzentrationen im Abgas im Bereich von 10 bis über 1000 mg/m³ (van der Most und Veldt, 1992). Der für Österreich gültige Grenzwert beträgt 15 mg/m³, die Mittelwerte der Emissionen bewegen sich weit darunter. Für die Müllverbrennungsanlage Spittelau waren genaue Daten verfügbar (Pangratz, 1993). Im Jahr 1992 lag der Durchschnittswert der Staubemissionen bei 0,72 mg/Nm³, bei einem Volumensstrom von etwa 250000 Nm³/h und ca. 8000 Betriebsstunden pro Jahr. Daraus läßt sich eine jährliche Emission von etwa 1,5 t Staub pro Jahr ableiten. Da die kontinuierliche Überwachung der Staubkonzentration auch die Maximalwerte erfaßt, darf angenommen werden, daß keine Betriebsstörungen mit überproportional hohen Emissionen zu berücksichtigen sind.

Die zweite, etwas kleinere MVA Flötzersteig hat nicht ganz so gute Abscheideleistungen, man kann davon ausgehen, daß die Staubemissionen insgesamt ähnlich hoch sind. Für die Sondermüllverbrennung liegen die Staubkonzentrationen gewöhnlich unter der Nachweisgrenze von 0,1 mg/m³ (Stemprock, 1993). Die Staubmenge aus der Klärschlammverbrennung kann etwa die Hälfte jeder der MVA's betragen. Insgesamt ist also mit etwa 3,8 t Staub pro Jahr aus den drei großen Müllverbrennungsanlagen zu rechnen. Die Mengen an Müll, der in Müllverbrennungsanlagen verbrannt wird, beträgt ca. 400000 t für 1992 (ÖSTAT, 1993b).

Tabelle 18: Staubzusammensetzung im Abgas von Müllverbrennungsanlagen (van der Most und Veldt, 1992) in Prozent

As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
0,01	0,2	0,15	0,2	0,6	0,25	2	0,0025	3,3

Nicht quantifiziert werden kann durch die hier beschriebene Methode die Emission des gasförmigen Quecksilber. Bei Verwendung effizienter Rückhaltevorrichtungen für Staub werden nur die an Partikel gebundenen Schwermetalle einigermaßen proportional zur Gesamtstaubmenge erfaßt. Aufgrund des in Wien funktionierenden Sammelsystems für Sondermüll wie z.B. quecksilberhaltige Batterien, wird in erster Näherung davon ausgegangen, daß der Emissionsfaktor (bezogen auf die Müllmenge) mit 50 % des Wertes von van der Most und Veldt (1992) anzusetzen ist. Das ergibt 1,5 g/t Abfall, also bei 400000 t etwa 600 kg pro Jahr.

Zusätzlich zu den großen Müllverbrennungsanlagen existieren eine Reihe wesentlich kleinerer Anlagen (< 750 kg Abfall/h), die allerdings wesentlich schlechtere Emissionskennwerte besitzen. Bei diesen Anlagen handelt es sich um Verbrennungsanlagen von Firmenabfällen (Kartonagen etc.), von Altöl, sowie von Krankenhausabfällen. Statistische Daten über die Mengen an verbrannten Substanzen sind jedoch kaum verfügbar. Für die Altölverbrennung wurde angenommen, daß etwa 1100 t des anfallenden Altöls von insgesamt etwa 45000 t (FTU, 1994) in kleinen Altölverbrennungsanlagen verbrannt wird. Die sonstige thermisch entsorgte Abfallmenge wurde eher großzügig mit 20000 t angesetzt, eine Zahl, die größenordnungsmäßig mit Angaben aus den Materialien zum Bundesabfallwirtschaftsplan 1992 (UBA, 1992a) in Einklang zu bringen ist. Die von Jockel und Hartje (1991) angegebenen Emissionsfaktoren dürften tendenziell eher niedrig liegen, da sie sich nicht auf so kleine Anlagen beziehen. Mangels anderer Daten mußte jedoch hier auf diese Angaben zurückgegriffen werden, und zwar gleichermaßen für alle Verbrennungsarten (Tab. 19). Trotz aller Unsicherheiten zeigt sich deutlich, daß auch diese Emissionsquelle keinen nennenswerten Beitrag zu den österreichischen Gesamtemissionen liefert.

Tabelle 19: Emissionsfaktoren aus der Sonderabfallverbrennung, in g/t Abfall, (Jockel & Hartje, 1991)

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Emissionsfaktoren	0,12	0,36	0,48	1,2	0,69	1,2	9	0,06	12,6

Ebenso wenig von Bedeutung für die gesamtösterreichischen Emissionen dürften die Emissionen aus Krematorien sein. Bei angenommenen 0,5 g Hg pro Leiche (van der Most und Veldt, 1992) und 83000 Todesfällen (ÖSTAT, 1993b), wovon geschätzte 15 % verbrannt werden, ergibt das lediglich 6 kg Quecksilber pro Jahr.

Die Verbrennung von Stroh auf den Feldern, früher eine Hauptquelle für Emissionen von Nicht-Methan Kohlenwasserstoffverbindungen, hat aufgrund gesetzlicher Maßnahmen stark abgenommen. Für 1992 wurde mit einem Zehntel der verbrannten Menge von 1987 (Orthofer und Urban, 1989) gerechnet, also 100000 t, die Emissionsfaktoren wurden mangels Daten dem Hausbrand gleichgesetzt.

Für die großen Müllverbrennungsanlagen ist damit zu rechnen, daß alles Grobaerosol bereits abgetrennt und alle Emissionen luftgetragene Stäube sind. Alle anderen Emissionen (außer Quecksilber) werden zu 20 % dem Grobaerosol, das nur lokal in Betracht zu ziehen ist, zugeordnet.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Unsicherheit

Es muß wiederholt darauf hingewiesen werden, daß es sich bei den hier präsentierten Zahlen lediglich um eine grobe Abschätzung handeln kann. Im Gegensatz zu den Intentionen des Autors dieser Studie für Modellergebnisse allgemein (siehe z.B. Winiwarter, 1993), für jede Fragestellung eine möglichst präzise Quantifizierung der Unsicherheit durchzuführen, scheint dies hier nicht möglich zu sein. Der Grund liegt in der starken Abhängigkeit der Emissionen von verwendeten Technologien, eingesetzten Stoffen und Betriebszuständen. Dazu sind weder durchschnittliche Daten, noch eine hinreichend große Zahl an Meßwerten verfügbar. Die Literaturdaten für die Emissionsfaktoren weisen also allgemein sehr große Streuungen auf.

Viele der verwendeten Emissionsfaktoren oder Zusammensetzungen beruhen mangels genauer und reproduzierbarer Daten auf einer bestmöglichen Schätzung. Im Vergleich zu diesen Literaturdaten scheinen die hier verwendeten Abschätzungen innerhalb eines Faktors 3 nach oben und nach unten zu liegen, d.h. generell gesprochen beträgt die gesamte Fehlerspanne jeder Quelle eine ganze Zehnerpotenz. Unzweifelhaft besser sind alle statistischen Grundlagendaten, wenngleich auch hier Schätzungen durchgeführt werden mußten oder Daten nicht genau für das Basisjahr 1992 vorlagen. Für einzelne Quellgruppen, wo z.B. die Emissionen brennstoffabhängig sind und der Schwermetallgehalt im Brennstoff bekannt ist, ist die Unsicherheit wesentlich geringer.

Die Verwendung einer Fehlerfortpflanzungsrechnung bei der Aggregation der Daten zu österreichweiten Summen ist hier nicht mehr sinnvoll. Eine angemessene Darstellung verwendet einen logarithmischen Maßstab, um eben auch den großen Unsicherheiten Ausdruck zu verleihen. Problematischer ist der Vergleich der Emissionen verschiedener Quellen miteinander, da eine fehlerhafte Abschätzung im hier angegebenen Fehlerbereich eine scheinbare Hauptquelle sofort zu einem nur nebensächlichen Emittenten und umgekehrt machen kann. Dies wird jedoch an der entsprechenden Stelle angegeben werden.

Einige Emissionen wurden über die emittierte Staubmenge bzw. über die Effizienz verwendeter Staubfilter abgeschätzt. In diesen Fällen ist es besonders schwierig, zu sinnvollen Daten für das meist flüchtige Quecksilber zu kommen (z.B. aus der Müllverbrennung).

Noch problematischer ist die Situation für Selen. Die hier angegebenen Daten haben große Lücken, es ist nicht klar, ob die wesentlichen Quellen abgedeckt sind. Die relative Zuordnung zu den Quellgruppen ist daher auch höchst ungewiß.

4.2 Ergebnisse im Detail

Trotz der hohen Unsicherheiten zeigen gerade die starken Unterschiede zwischen einzelnen Quellgruppen bzw. zwischen den verschiedenen Metallen, daß eine detaillierte Betrachtung auch bei den hier nur eingeschränkt möglichen Aussagen sinnvoll und notwendig ist. Die folgenden Tabellen (20-22) zeigen im einzelnen die Gesamtmenge der hier ermittelten Emissionen, nach Schwermetall und Emissionsquelle, sowie die geschätzten Emissionen im Feinstaubbereich ($<2 \mu\text{m}$ Durchmesser), die für den Ferntransport relevant sein dürften. Schließlich wird der Beitrag jeder Quelle für jedes der betrachteten Schwermetalle im bezug auf die österreichischen Gesamtmengen gezeigt.

**Tabelle 20: Schwermetallemissionen in Österreich (gesamt) in t/Jahr,
Basisjahr 1992**

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Kraftwerke (Steinkohle)	0,18	0,01	0,06	0,12	0,25	0,25	0,37	0,37	0,74
Kraftwerke (Braunkohle)	0,02	0,00	0,03	0,02	0,07	0,03	0,03	0,03	0,08
Kraftwerke (Öl)	0,17	0,17	0,42	0,17	0,07	6,96	0,21	0,17	0,01
Heizung (Kohle)	1,12	0,14	0,84	1,12	0,28	1,68	2,34	0,14	0,94
Heizung (Öl)	0,09	0,07	0,03	0,07	0,00	0,07	0,29	0,14	0,00
Heizung (Holz)	2,26	1,36	0,00	0,45	0,90	0,00	31,63	0,00	45,18
industrielle Verbrennung (Steinkohle)	0,20	0,03	0,01	0,15	0,09	0,29	0,58	0,09	0,87
industr. Verbrennung (Braunkohle)	0,03	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	0,14	0,01	0,14
industrielle Verbrennung (Öl)	0,15	0,15	0,35	0,15	0,06	5,87	0,18	0,15	0,01
Kokerei - Staubemissionen	0,00	0,01	0,03	0,01	0,00	0,01	0,04	0,00	0,04
Sinteranlage - Staubemissionen	0,02	0,04	0,11	0,30	0,00	0,17	3,03	0,01	0,43
Hochofen - Staubemissionen	0,11	0,01	0,18	0,86	0,00	0,29	2,87	0,04	7,17
Stahlwerk (LD)	0,01	0,06	0,84	0,22	0,00	0,06	0,17	0,01	0,17
Kokerei - Hg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
Sinteranlage - Hg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
Hochofen - Hg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
Stahlwerk (LD) - Hg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Gießereien (Eisen/Stahl)	0,02	0,01	0,07	0,00	0,00	0,04	0,44	0,00	0,31
Kupfer Brixlegg	0,02	0,01	0,00	0,24	0,01	0,00	0,36	0,00	0,61
Blei Arnoldstein	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	8,95	0,00	5,04
Ferronickel Treibach	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00
Chlor-Alkali Elektrolyse	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00
Glasindustrie	0,03	0,03	0,53	0,13	0,01	0,40	2,64	3,96	2,20
Zementindustrie	0,06	0,04	0,53	0,00	1,38	0,56	1,08	0,01	1,47
Benzin verbleit	0,00	0,88	0,44	1,77	0,00	0,44	132,60	0,04	4,42
Benzin unverbleit	0,00	1,79	0,90	3,58	0,00	0,90	8,95	0,09	8,95
Diesel	0,00	0,12	0,00	12,20	0,00	12,20	12,20	0,00	17,07
zusätzl. Transit (verbleit)	0,00	0,04	0,02	0,07	0,00	0,02	5,30	0,00	0,18
Müllverbrennung	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,08	0,00	0,13
Müllverbrennung - Hg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00
sonstige Abfallverbrennung	0,00	0,01	0,01	0,03	0,02	0,03	0,19	0,00	0,27
Krematorien	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Strohverbrennung	0,05	0,03	0,00	0,01	0,02	0,00	0,70	0,00	1,00
Summen	4,5	5,1	5,5	21,7	4,3	30,3	215,4	5,3	97,4

**Tabelle 21: Schwermetallemissionen in Österreich (Feinstaubfraktion) in t/Jahr,
Basisjahr 1992**

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Kraftwerke (Steinkohle)	0,18	0,01	0,06	0,12	0,25	0,25	0,37	0,37	0,74
Kraftwerke (Braunkohle)	0,02	0,00	0,03	0,02	0,07	0,03	0,03	0,03	0,08
Kraftwerke (Öl)	0,17	0,17	0,42	0,17	0,07	6,96	0,21	0,17	0,01
Heizung (Kohle)	0,90	0,11	0,67	0,90	0,28	1,35	1,87	0,11	0,75
Heizung (Öl)	0,07	0,06	0,02	0,06	0,00	0,06	0,23	0,11	0,00
Heizung (Holz)	1,81	1,08	0,00	0,36	0,90	0,00	25,30	0,00	36,14
industrielle Verbrennung (Steinkohle)	0,11	0,02	0,01	0,08	0,09	0,16	0,32	0,05	0,48
industr. Verbrennung (Braunkohle)	0,02	0,01	0,01	0,01	0,03	0,01	0,08	0,01	0,08
industrielle Verbrennung (Öl)	0,08	0,08	0,19	0,08	0,06	3,23	0,10	0,08	0,00
Kokerei - Staubemissionen	0,00	0,01	0,03	0,01	0,00	0,01	0,04	0,00	0,04
Sinteranlage - Staubemissionen	0,02	0,04	0,11	0,30	0,00	0,17	3,03	0,01	0,43
Hochofen - Staubemissionen	0,11	0,01	0,18	0,86	0,00	0,29	2,87	0,04	7,17
Stahlwerk (LD)	0,01	0,06	0,84	0,22	0,00	0,06	0,17	0,01	0,17
Kokerei - Hg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
Sinteranlage - Hg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
Hochofen - Hg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00
Stahlwerk (LD) - Hg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Gießereien (Eisen/Stahl)	0,01	0,01	0,06	0,00	0,00	0,03	0,35	0,00	0,25
Kupfer Brixlegg	0,02	0,01	0,00	0,24	0,01	0,00	0,36	0,00	0,61
Blei Arnoldstein	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	7,16	0,00	4,03
Ferronickel Treibach	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00
Chlor-Alkali Elektrolyse	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	0,00
Glasindustrie	0,02	0,02	0,42	0,11	0,01	0,32	2,11	3,16	1,76
Zementindustrie	0,05	0,03	0,42	0,00	1,38	0,45	0,87	0,01	1,18
Benzin verbleit	0,00	0,44	0,22	0,88	0,00	0,22	66,30	0,02	2,21
Benzin unverbleit	0,00	0,90	0,45	1,79	0,00	0,45	4,48	0,04	4,48
Diesel	0,00	0,06	0,00	6,10	0,00	6,10	6,10	0,00	8,54
zusätzl. Transit (verbleit)	0,00	0,02	0,01	0,04	0,00	0,01	2,65	0,00	0,09
Müllverbrennung	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,08	0,00	0,13
Müllverbrennung - Hg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,60	0,00	0,00	0,00	0,00
sonstige Abfallverbrennung	0,00	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,15	0,00	0,21
Krematorien	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Strohverbrennung	0,04	0,02	0,00	0,01	0,02	0,00	0,56	0,00	0,80
Summen	3,7	3,3	4,2	12,4	4,3	20,2	125,8	4,3	70,4

Tabelle 22: Schwermetallemissionen in Österreich - Anteil der Quellen am Feinstaub in % der Gesamtemission (Basisjahr 1992)

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Kraftwerke (Steinkohle)	5	0	1	1	6	1	0	9	1
Kraftwerke (Braunkohle)	0	0	1	0	2	0	0	1	0
Kraftwerke (Öl)	5	5	10	1	2	34	0	4	0
Heizung (Kohle)	25	3	16	7	7	7	1	3	1
Heizung (Öl)	2	2	1	0	0	0	0	3	0
Heizung (Holz)	50	33	0	3	21	0	20	0	51
industrielle Verbrennung (Steinkohle)	3	0	0	1	2	1	0	1	1
industr. Verbrennung (Braunkohle)	0	0	0	0	1	0	0	0	0
industrielle Verbrennung (Öl)	2	2	5	1	1	16	0	2	0
Kokerei - Staubemissionen	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Sinteranlage - Staubemissionen	0	1	3	2	0	1	2	0	1
Hochofen - Staubemissionen	3	0	4	7	0	1	2	1	10
Stahlwerk (LD)	0	2	20	2	0	0	0	0	0
Kokerei - Hg	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Sinteranlage - Hg	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Hochofen - Hg	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Stahlwerk (LD) - Hg	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gießereien (Eisen/Stahl)	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Kupfer Brixlegg	1	0	0	2	0	0	0	0	1
Blei Arnoldstein	0	2	0	0	0	0	6	0	6
Ferronickel Treibach	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Chlor-Alkali Elektrolyse	0	0	0	0	6	0	0	0	0
Glasindustrie	1	1	10	1	0	2	2	75	2
Zementindustrie	1	1	10	0	32	2	1	0	2
Benzin verbleit	0	14	5	7	0	1	53	1	3
Benzin unverbleit	0	27	11	14	0	2	4	1	6
Diesel	0	2	0	49	0	30	5	0	12
zusätzl. Transit (verbleit)	0	1	0	0	0	0	2	0	0
Müllverbrennung	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Müllverbrennung - Hg	0	0	0	0	14	0	0	0	0
sonstige Abfallverbrennung	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Krematorien	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strohverbrennung	1	1	0	0	0	0	0	0	1

Abweichungen von der Summe von 100 % ergeben sich aus der Summe der Rundungsfehler.

Abb. 5 zeigt die Summenemissionen von Schwermetallen in Österreich. Gleichzeitig wurden die Ergebnisse einer Abschätzung für Österreich aus internationaler Literatur herangezogen (Axenfeld et al., 1992), wo die Emissionen lediglich auf der Basis von 42 Quellen geschätzt wurden. Ein Detailvergleich ist unmöglich, da die Ermittlungsmethode in Axenfeld et al. (1992) nicht näher dokumentiert ist. Gute Übereinstimmung ist lediglich für Kadmium, und mit Einschränkungen auch für Zink erkennbar. Die Bleiemissionen wurden deutlich überschätzt, obwohl für die Hauptquelle (verbleites Benzin) sehr gute statistische Unterlagen zur Verfügung stehen. Allerdings ist dort 1982 als Bezugsjahr angeführt, als nicht nur Normalbenzin noch verbleit war, sondern auch Superbenzin einen höheren Bleigehalt aufwies.

Das unterschiedliche Basisjahr der Inventur kann auch an den Differenzen für Arsen beteiligt sein, bei Quecksilber ist jedoch anzunehmen, daß die Literatur wesentliche Quellen nicht erfaßt hat.

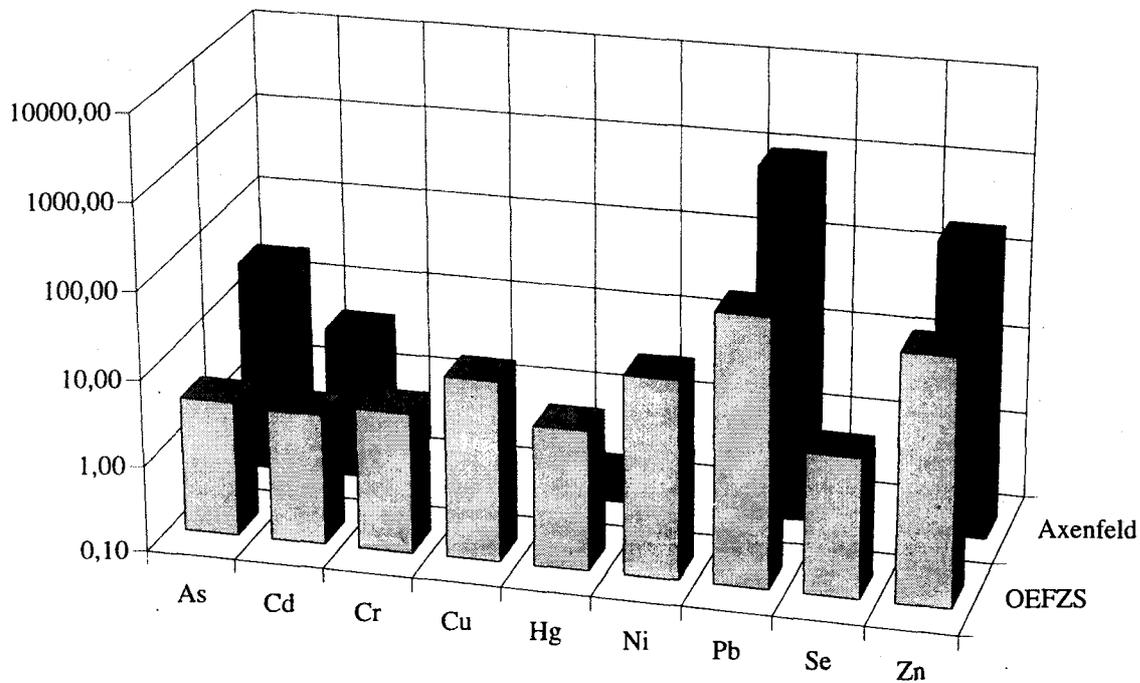


Abbildung 5: Schwermetallemissionen in Österreich 1992, (diese Arbeit, OEFZS) bzw. 1982 (Axenfeld et al., 1992)

4.3 Beiträge der einzelnen Quellgruppen

Die Emission in Österreich für einzelne Schwermetalle wurde - getrennt nach Quellgruppen - graphisch dargestellt, um einen Überblick zu schaffen, welche Quellgruppen in Österreich saniert werden müßten, um eine Verbesserung der Situation zu schaffen. Zu beachten ist dabei allerdings, daß aufgrund der hohen Unsicherheit der Daten keine exakten quantitativen Aussagen möglich sind. So ist es im Normalfall nicht möglich, eine Quellgruppe als "den" Verursacher einer Belastung zu identifizieren. Vielmehr müssen normalerweise mehrere Gruppen angegeben werden, die in Betracht zu ziehen sind. Aus diesem Grund wurde auch eine logarithmische Darstellung verwendet, die - im Gegensatz zu den üblichen Kuchendiagrammen - den Unsicherheiten gerecht werden kann. Konkret wurden folgende Quellgruppen in Betracht gezogen (in Klammer die Zuordnung nach dem CORINAIR Schema):

- Kraft- und Fernheizwerke (CORINAIR 1)
- Hausbrand (CORINAIR 2)
- industrielle Feuerungen (CORINAIR 3)
- Eisen-, Stahlindustrie, Gießereien (CORINAIR 4)
- Buntmetallindustrie, Ferrolegierungen (CORINAIR 4)
- sonst. Industrie (Zement, Cl-Alk., Zellstoff,...) (CORINAIR 4)
- Verkehr (ohne Abrieb) (CORINAIR 7)
- Müll- und Strohverbrennung (CORINAIR 9)

Alle hier präsentierten Daten beziehen sich auf die geschätzte Menge an Feinaerosol, also dem Teil der Emissionen, der für den Ferntransport von Bedeutung ist. Lokal gesehen können die Depositionen von Grobstaub durchaus wesentlich größere Bedeutung besitzen (z.B. Blei in Straßennähe).

Arsen (Abb. 6):

Der ganz wesentliche Anteil der Emissionen dürfte aus der Heizung von Gebäuden stammen. Arsen wird sowohl von Kohle als auch von Holz als Brennstoff emittiert. Die Emissionen aller anderen Quellen liegen deutlich tiefer.

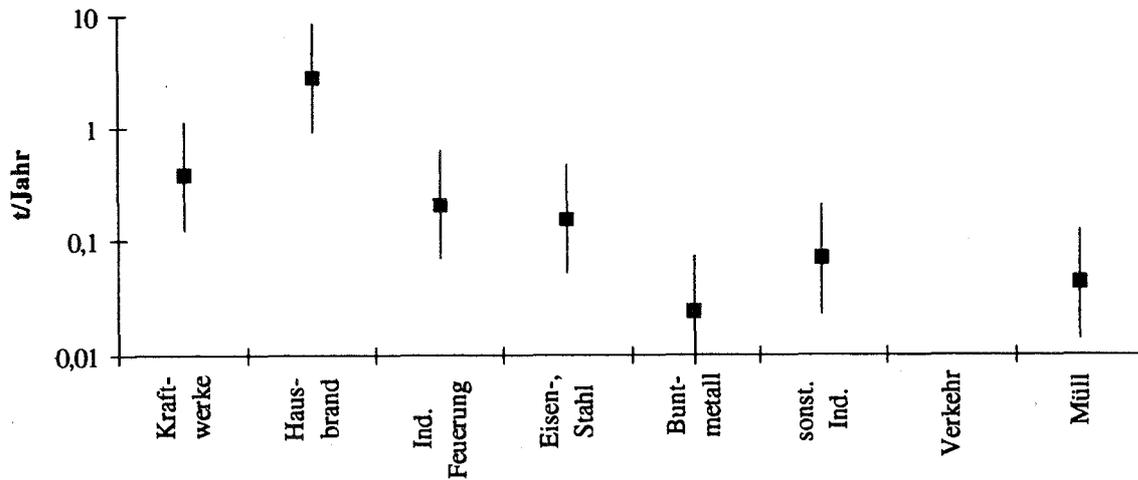


Abbildung 6: Arsen-Emissionen der einzelnen Quellgruppen

Kadmium (Abb. 7):

Die Emissionen von Kadmium werden in erster Linie durch Hausbrand und Verkehr verursacht. Als dritte Quelle treten die Kraft- und Fernheizwerke in Erscheinung.

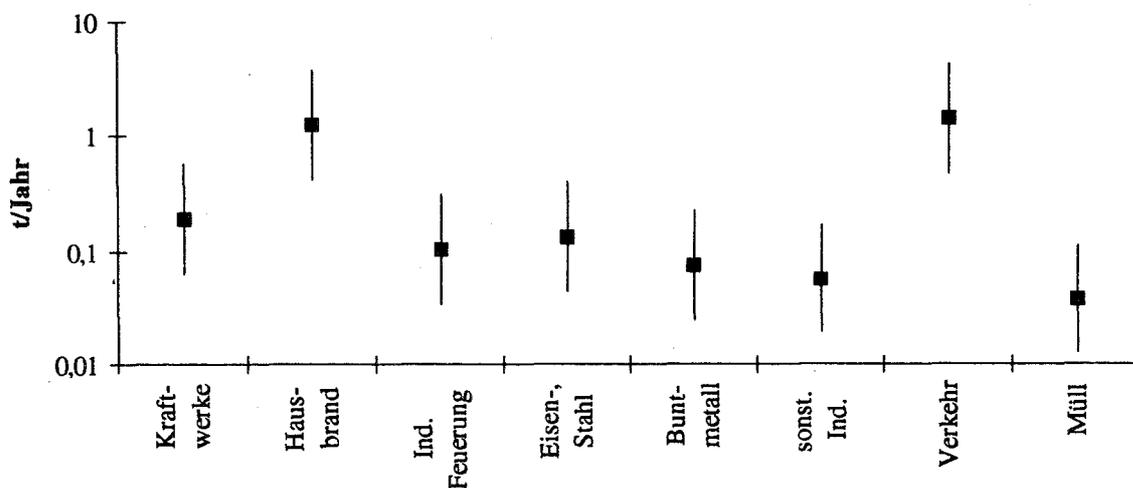


Abbildung 7: Kadmium-Emissionen der einzelnen Quellgruppen

Chrom (Abb. 8):

Chrom wird einigermaßen gleichmäßig von mehreren Emittentengruppen abgegeben. An der Spitze stehen die Eisen- und Stahlindustrie, aber in der gleichen Größenordnung liegen noch die Kraftwerke, der Hausbrand, sonstige Industrien und Verkehr. Es ist hier aber anzunehmen, daß für den Fall, daß eine Reduktion von Chromemissionen notwendig sein sollte, bei der Eisen- und Stahlindustrie mit Maßnahmen begonnen werden müßte.

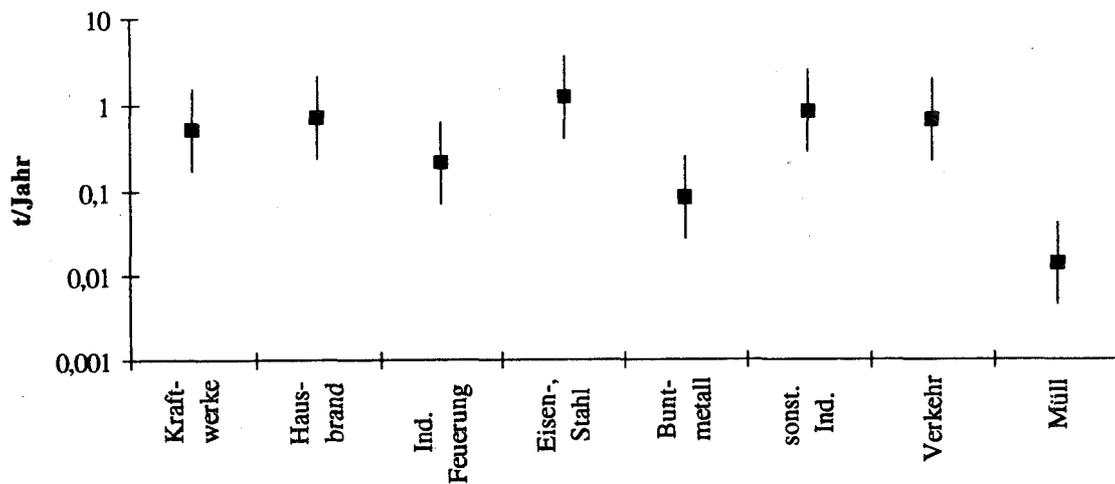


Abbildung 8: Chrom-Emissionen der einzelnen Quellgruppen

Kupfer (Abb. 9):

Für Kupfer treten Hausbrand und Eisen- und Stahlindustrie, vor allem aber der Verkehr als Hauptquelle auf. Alle anderen Quellen können für die Summe vernachlässigt werden.

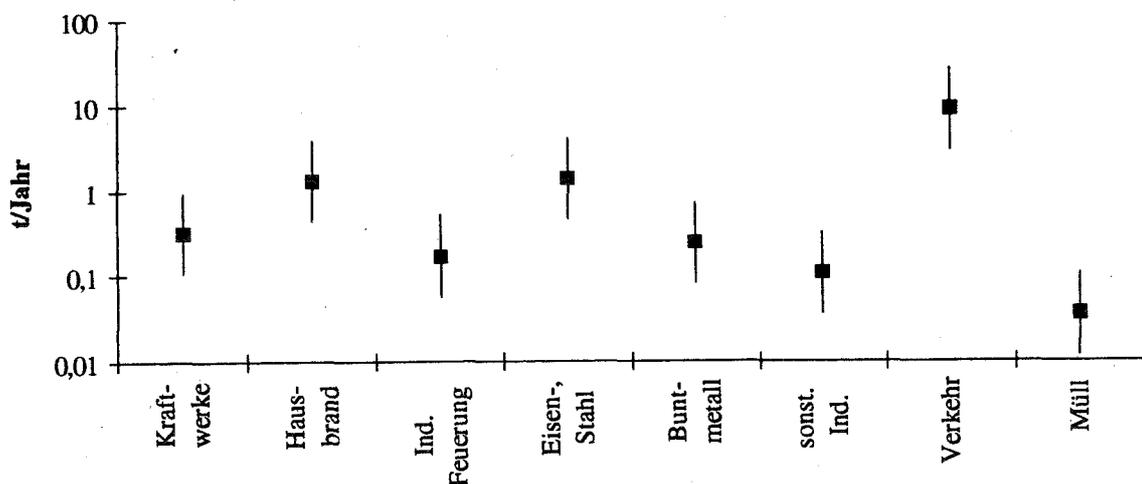


Abbildung 9: Kupfer-Emissionen der einzelnen Quellgruppen

Quecksilber (Abb. 10):

Da die spezifisch österreichischen Daten sich vor allem auf Staubemissionen beziehen, war es für die Abschätzung der österreichischen Emissionen verstärkt notwendig, auf internationale Daten zurückzugreifen, da sonst der gasförmig emittierte Anteil vernachlässigt worden wäre. Dies ergibt im Bereich sonst. Industrie (Zementindustrie), aber auch Hausbrand und Müllverbrennung (wo auch für die sehr gut ausgerüsteten großen Anlagen mit relativ hohen Emissionsfaktoren gerechnet wurde) die höchsten Emissionen.

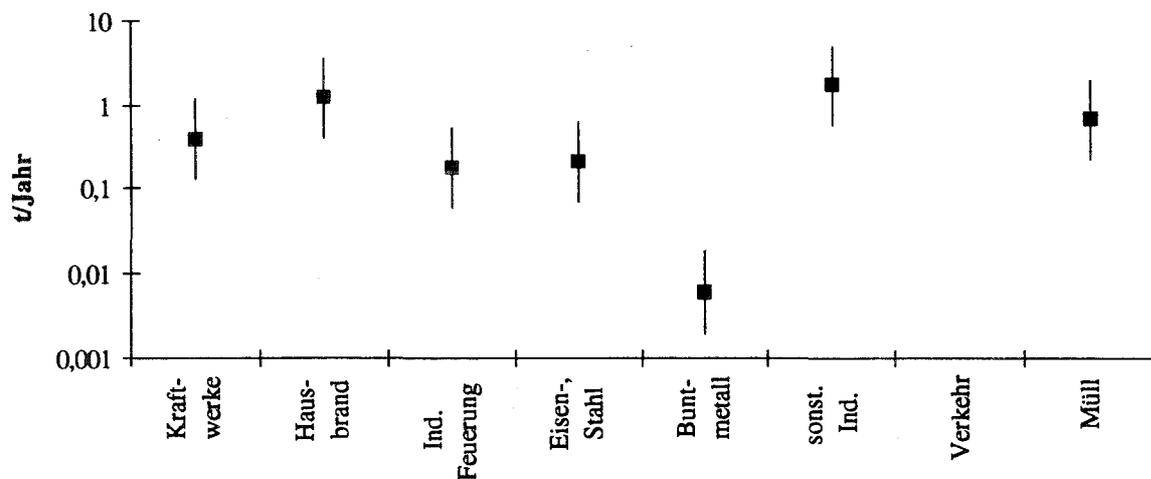


Abbildung 10: Quecksilber-Emissionen der einzelnen Quellgruppen

Nickel (Abb. 11):

Nickelemissionen stammen zu einem sehr großen Anteil aus der Verbrennung von Heizöl. Die große Variabilität im Ni-Gehalt der Öle macht zwar eine genaue Abschätzung schwer, Hauptquellen sind in jedem Fall Kraftwerke, Verkehr sowie industrielle Feuerungen.

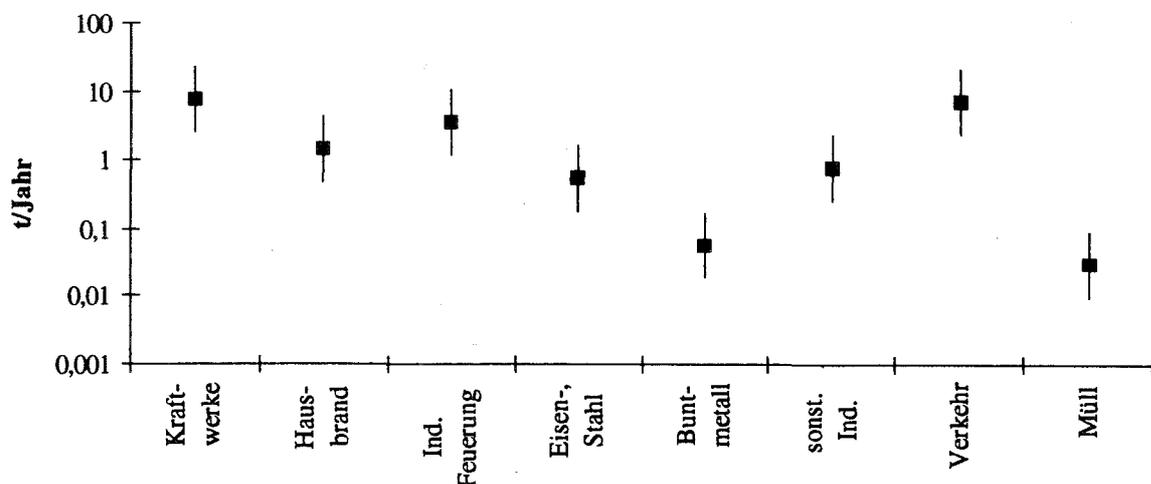


Abbildung 11: Nickel-Emissionen der einzelnen Quellgruppen

Blei (Abb. 12)

Deutlich größter Emittent für Blei ist der Verkehr. Es ist auch nach Auslaufen der Verwendung von verbleitem Benzin noch mit beträchtlichen Emissionen (ca. 10% der Emissionen des Jahres 1992) zu rechnen, sodaß auch in der Zukunft der Verkehr mit dem Hausbrand eine starke Rolle spielen wird. Fast überraschend sind die relativ niedrigen Industrieemissionen, insbesondere aus der Buntmetallindustrie. Diese Emissionen sind aber auf wenige Standorte Österreichs konzentriert, und fallen daher für die Summe Österreichs nicht so ins Gewicht.

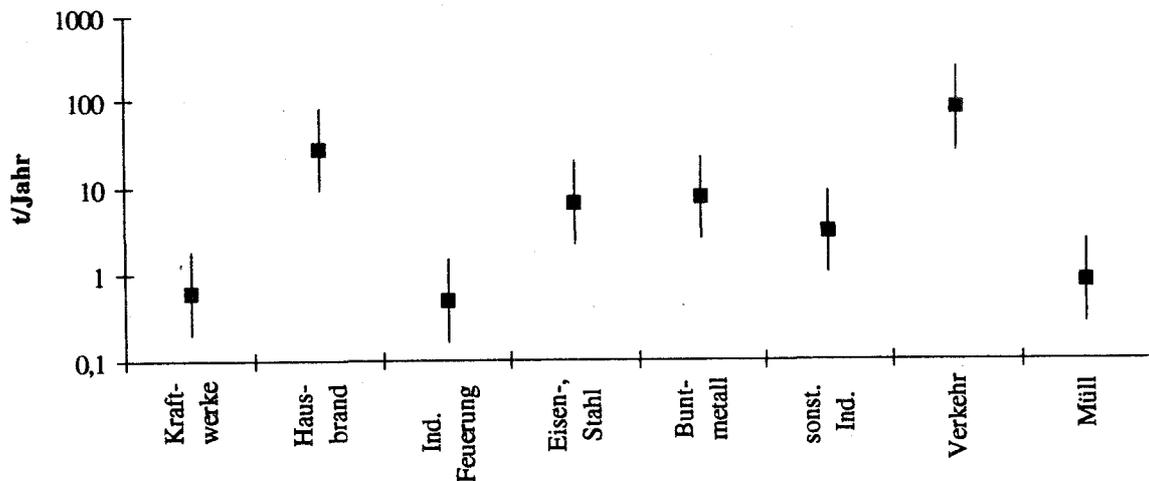


Abbildung 12: Blei-Emissionen der einzelnen Quellgruppen

Selen (Abb. 13):

Für die Emission von Selen existieren nur relativ wenige Literaturdaten. Die Vollständigkeit der hier gezeigten Daten ist daher nicht gewährleistet, es ist durchaus möglich, daß die Emissionen mancher Quellen lediglich mangels Daten auf Null gesetzt wurden. Daten sind vorhanden aus der Glasindustrie, der dadurch die höchsten Emissionen zugeordnet wurden.

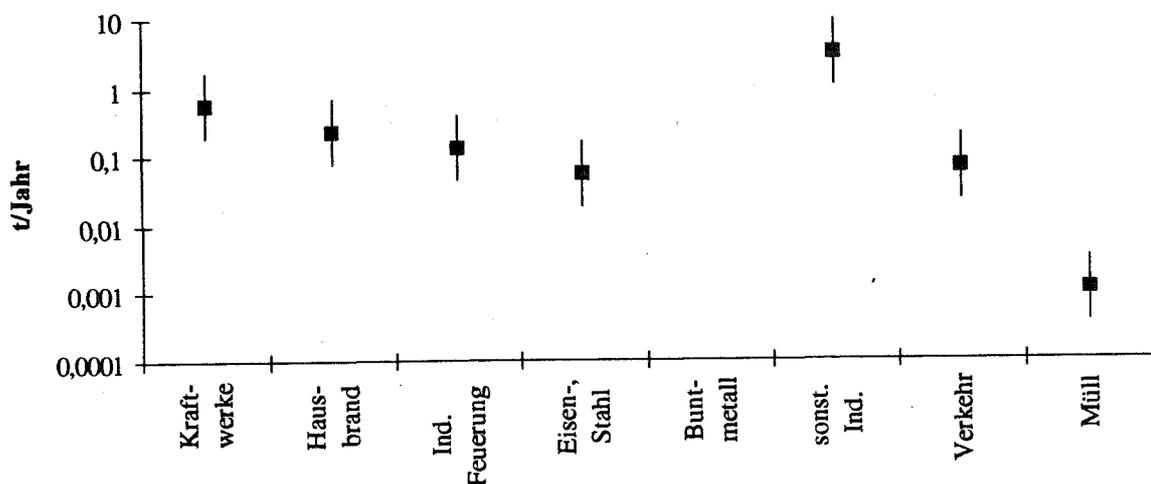


Abbildung 13: Selen-Emissionen der einzelnen Quellgruppen

Zink (Abb. 14):

Hauptquellen für Zink in der Atmosphäre sind Hausbrand, sowie in beschränktem Maß Verkehr und die Eisen- und Stahlindustrie.

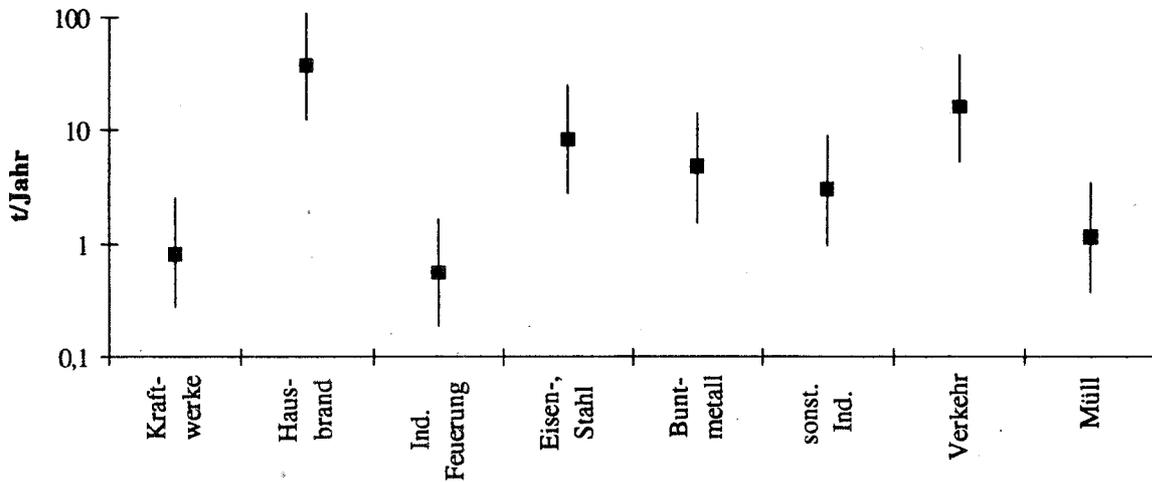


Abbildung 14: Zink-Emissionen der einzelnen Quellgruppen

4.4 Bewertung der Quellgruppen nach Belastungspotential

Um die Schwermetalle untereinander vergleichen zu können, wurde versucht, ein Maß der Vergleichbarkeit ihrer potentiellen Belastungen zu definieren. Analog zur Vorgangsweise von Spitzer (1988) wurden Grenzwerte dazu verwendet, eine Vergleichbarkeit festzuschreiben. Der Einfachheit halber wurden hier die MAK-Werte (siehe Tab. 1: AUVA, 1992) verwendet. Die Division der emittierten Substanzmenge durch den jeweiligen MAK-Wert ergibt das Belastungspotential, das ausdrückt, in welchem Volumen Luft die Emission verteilt werden müßte, um unterhalb des MAK-Wertes bleiben zu können. Der Beitrag eines Metalls zur gesamten Belastung nach dieser Skala ergibt sich durch Vergleich der jeweilig erforderlichen Luftmengen - in Tab. 23 prozentuell dargestellt.

Tabelle 23: Beitrag der einzelnen Metalle zu einem Belastungs-Äquivalentfaktor (% der Gesamtbelastung)

As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
2	---	3	8	5	3	77	3	1

Für jede Quellgruppe konnte nun eine Gesamttoxizität durch Addition der Beiträge der einzelnen Metalle gebildet werden (Abb. 15). Es zeigt sich, daß insbesondere aufgrund der hohen Bedeutung, die Pb für die Gesamtbelastung hat (hohe Emission bei niedrigem MAK-Wert), die Quellgruppen Verkehr und Hausbrand die bei weitem stärksten Beiträge liefern.

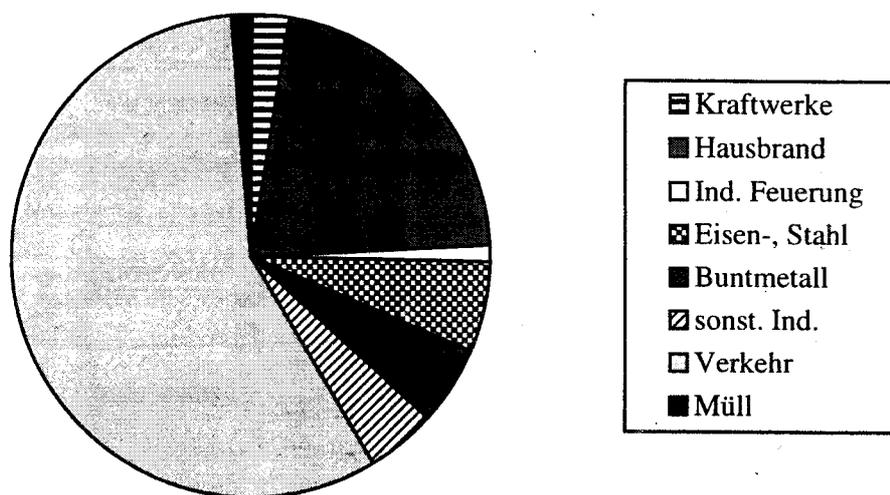


Abbildung 15: Relative Beiträge einzelner Quellgruppen zur Gesamtbelastung durch Schwermetalle

4.5 Vergleich mit Immissionsmeßdaten

Die Herstellung eines direkten Zusammenhangs zwischen Emissionsdaten und Immissionskonzentrationen ist nur sehr schwer möglich. Jedoch kann man bei konservativen (= in der Atmosphäre unveränderten) Substanzen, wie es Schwermetalle darstellen, davon ausgehen, daß die Verhältnisse der Konzentrationen zueinander zwischen Emission und Immission einigermaßen konstant bleiben. Eine Einschränkung ist insofern zu ziehen, daß Immissionsmessungen naturgemäß stark durch Emissionen in der Gegend der Messung beeinflusst werden, während hier die gesamten lokalen Emissionen Österreichs erhoben wurden. Auch liegt nur eine kleine Zahl von Messungen vor, die aus früheren Jahren stammt und nicht dem hier verwendeten Basisjahr 1992 entspricht.

Dennoch scheint ein Vergleich der Verhältnisse interessant. Als Bezugselement wurde Zn gewählt, das in allen Quellgruppen in relativ hohen Konzentrationen vorkommt und auch in der Außenluft relativ leicht gemessen werden kann (Tab. 24). Insbesondere für Immissionsdaten aus Österreich sollte erwartet werden, daß sich die Verhältnisse nicht allzusehr von den Verhältnissen der hier ermittelten Emissionsdaten unterscheiden. Sollten Unterschiede vorliegen, müssen sie durch lokale Emissionen erklärbar sein.

Tabelle 24: Verhältnisse von Emissionen bzw. Konzentrationen zu Zink

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
Emission	0,004	0,020	0,040	0,033	0,024	0,011	0,334	0,001	1
Budapest*	0,162	-	0,072	0,162	-	0,045	1,493	-	1
Wien*	-	-	0,130	0,400	-	0,220	1,660	-	1
Linz Sommer**	-	0,022	0,020	0,096	-	-	0,330	-	1
Linz Winter**	-	0,001	0,006	0,022	-	-	0,106	-	1

Daten aus: * Molnar et al. (1993), bzw. dort zitiert

** Puxbaum et al. (1986)

- nicht bestimmt

Relativ zu Zink liegt sowohl in Budapest als auch in Wien Blei zu hoch, was auf einen starken Einfluß des Verkehrs auf die Meßstelle zu führen sein dürfte. In Linz, Winter, kommen die Hausbrandemissionen verstärkt zur Geltung, insbesondere Zink als Bezugselement. Relativ gut ist die Übereinstimmung mit Linz, Sommer. Jedenfalls sind die in dieser Arbeit ermittelten Faktoren durchaus im Bereich der für Österreich gültigen Messungen. Die stärkste Abweichung zeigt sich daher auch im Vergleich mit Budapest (Arsen). Dort allerdings sind gänzlich andere Quellzusammensetzungen zu erwarten als in Österreich, eine Abweichung kommt daher nicht überraschend. Generell kann also von ausreichender Übereinstimmung der Emissionsabschätzung zu Immissionsmessungen gesprochen werden.

5. Schlußfolgerungen und Forschungsbedarf

Ein Vergleich der Beiträge verschiedener Quellgruppen zur gesamtösterreichischen Emission von Schwermetallen zeigt, daß in den meisten Bereichen zwei Gruppen herausstechen: Hausbrand und Verkehr. Dies hat mehrere Ursachen. Zunächst ist es auf dem Gebiet der Einzelmittenten (Kraftwerke, Müllverbrennungsanlagen usw.) relativ einfacher, emissionsreduzierende Maßnahmen durchzuführen, als bei einer Vielzahl von Kleinemittenten. Dies wirkt sich auch in weiterer Folge bei der Erstellung von Emissionsfaktoren aus, die für eine große Zahl an Einzelquellen nur schwer aktuell erhältlich sind, während Großanlagen, zumindest was den Staubgehalt betrifft, oft kontinuierliche Messungen zur Verfügung stehen. Andererseits ändert sich die technische Ausstattung von Kleinemittenten nur sehr langsam, was dazu führt, daß z.B. Kleinf Feuerungen und Einzelöfen existieren, die sehr gute Emissionskennwerte besitzen (zumindest bezüglich der vollständigen Verbrennung: Wörgetter, 1993), diese aber noch selten eingesetzt werden, da einfach die Lebensdauer eines Ofens 50 Jahre und mehr betragen kann.

Zur besseren Abschätzung gerade dieser zwei auffälligen Quellgruppen sind jedenfalls bessere Daten bezüglich ihrer Emissionsfaktoren erforderlich. Für den Hausbrand scheint diese Bedingung inzwischen bereits erfüllt zu werden. Eine Studie der TU Graz (Oberberger, 1994) wird Aufschluß darüber geben, wie sehr die verwendeten ausländischen Daten auch für Österreich zutreffen (weder die Studie noch erste Ergebnisse daraus waren bis Fertigstellung der vorliegenden Arbeit verfügbar). Allerdings fehlen noch genaue österreichische Angaben über Emissionen aus dem Straßenverkehr (abgesehen von Einzeldaten wie z.B. Gregori et al., 1989), insbesondere was die Emissionen außer Blei betrifft, die in Zukunft relativ an Bedeutung gewinnen werden. Auch wenn keine wesentliche Änderung der hier präsentierten Ergebnisse zu erwarten ist, wäre eine zusätzliche Absicherung in die angeführte Richtung von Bedeutung.

Eine Betrachtung des zeitlichen Verlaufs der Emissionen zeigt, daß bereits längerfristig stark abnehmende Emissionskurven der Industrie vorliegen. Erst eine toxikologische Untersuchung kann zeigen, wie weit die hier erhobenen Emissionen bedenklich sind, ob also weiterer Handlungsbedarf abzuleiten ist. Von Bedeutung werden auch jene internationalen Studien zum grenzüberschreitenden Transport von Schwermetallen sein, die u.a. auf die vorliegende Arbeit aufbauen werden.

Abschließend sei nochmals darauf hingewiesen, daß das Ziel dieser Arbeit war, die Schwermetallemissionen mit besonderem Augenmerk auf den Ferntransport zu eruieren. Für eine Betrachtung der lokalen Situation kommen ganz andere Parameter ins Spiel. Selbstverständlich ist

die Emissionsdichte in der Nähe von Industrieanlagen bedeutend höher als dort, wo die Quellgruppen Hausbrand und Verkehr die Hauptrolle spielen. Gerade die Stahlindustrie dürfte dabei die höchsten Emissionsdichten aufweisen, die insbesondere in der orographischen Situation von Donawitz am stärksten zum Tragen kommen werden. Eine Betrachtung der Bedeutung der rasch deponierenden Grobkornfraktion und ihrer lokalen Bedeutung müßte ebenfalls im Rahmen einer eigenen Studie erfolgen.

6. Literatur

- Alcamo J., Bartnicki J., Olendrzynski K., Pacyna J. (1992). Computing Heavy Metals in Europe's Atmosphere-I. Model Development and Testing. *Atmos. Environ.* 26A, 3355-3369.
- Amt der Kärntner Landesregierung (1994). Kärntner Umweltbericht. Amt der Kärntner Landesregierung, Klagenfurt
- Artner H., Atzmüller C., Geisslhofer A., Hoinig G., Kisser H., Schwarz H.-G. (1993). Endbericht der Vorstudie "Ganzheitliche Lösungsansätze für umweltverträgliche Gießereien", UMBERA, St. Pölten.
- AUVA (1992) Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen '92, Allgemeine Unfallversicherungsanstalt, Verlag des ÖGB, Wien.
- Axenfeld F., Münch J., Pacyna J.M., Duiser J.A., Veldt C. (1992). Beschaffung von Grunddaten für den Stoffeintrag in unterschiedliche Ökosysteme: Grenzüberschreitender Transport von Luftverunreinigungen unter besonderer Berücksichtigung des Stoffeintrages in Nord- und Ostsee. Forschungsbericht 104 02 588 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin. Dornier GmbH, Friedrichshafen.
- Borinder, Swedish Environmental Protection Agency, persönliche Mitteilung, Juni 1993.
- Brumsack H., Heinrichs H., Lange H. (1984). West German Coal Power Plants as Sources of Potentially Toxic Emissions. *Env. Technology Letters* 5, 7-22.
- Buerki P.R., Gaelli B.C., Nyffeler U.P. (1989). Size-Resolved Trace Metal Characterization of Aerosols Emitted by Four Important Source Types in Switzerland. *Atmos. Environ.* 23, 1659-1668.
- Buggelsheim, BBU-Metalle Ges.m.b.H., persönliche Mitteilung, Dezember 1993.
- FTU (1994). Erhebung der thermisch verwerteten Altölmengen in Österreich (Stand 31.8.1994). Forschungsgesellschaft Technischer Umweltschutz, im Auftrag des Umweltbundesamtes Wien.
- GÖCH (1993). Die Situation der Chlorchemie in Österreich I und II - Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der beiden Studien. Gesellschaft Österreichischer Chemiker, Wien, 1993.
- Gregori M., Lanzerstorfer C., Oberlinninger H., Puxbaum H., Biebl P., Gläser O., Villinger J. (1989). Tauern-tunnel-Luftschadstoffuntersuchung 1988. Bericht 4/89, Abt. f. Umweltanalytik, Inst. f. Analyt. Chemie, TU Wien.
- Gruber, Treibacher Chemische Werke, persönliche Mitteilung, November 1993.
- Häsänen E., Pohjola V., Hahkala M., Zilliacus R., Wickström K. (1986). Emissions from Power Plants Fueled by Peat, Coal, Natural Gas and Oil. *Sci. Tot. Environ.* 54, 29-51.
- Heinrichs H. (1982). Trace Element Discharge from a Brown Coal Fired Power Plant. *Environ. Technol. Lett.* 3, 127-136.
- Helig, Amt der Kärntner Landesregierung, persönliche Mitteilung, November 1993.
- Hohlbrugger, Montanwerke Brixlegg, persönliche Mitteilung, November 1993.
- Industriellenvereinigung (1993). Industrie und Umweltschutz. Vereinigung Österreichischer Industrieller, Wien.
- Jockel W., Hartje J. (1991). Datenerhebung über die Emissionen umweltgefährdender Schwermetalle. Forschungsbericht 91-104 02 588 im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, TÜV Rheinland, Köln.
- Jockel W. (1993). Atmospheric Emissions of Heavy Metals in the Federal Republic of Germany. In: J.M. Pacyna et al. (eds.) Proceedings of the First Workshop on Emissions and Modelling of Atmospheric Transport of Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals, Durham, NC, 6-7 May 1993, pp.207-219. EMEP/CCC-report 7/93, NILU, Lillestrom, Norway.

- Koliander, ÖMV-AG, persönliche Mitteilung, September 1993
- Kroiss, TÜV Wien, persönliche Mitteilung, November 1993
- Loibl W., Orthofer R., Winiwarter W. (1993). Spatially Disaggregated Emission Inventory for Anthropogenic NMVOC in Austria; Atmos. Environ. 27A,
- LRV-K (1990). Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen, BGBl 1989/19, in der Fassung von BGBl 1990/134.
- Merian E., Hrsg. (1991). Metals and Their Compounds in the Environment - Occurrence, Analysis and their Biological Relevance. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, Germany.
- Molnar A. Meszaros E., Bozo L., Borbely-Kiss I., Koltay E., Szabo G. (1993). Elemental Composition of Atmospheric Aerosol Particles under Different Conditions in Hungary. Atmos. Environ. 27A, 2457-2461.
- Obernberger, TU Graz, persönliche Mitteilung, Dezember 1993.
- Orthofer R., Urban G. (1989). Abschätzung der Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen in Österreich. OEFZS-Bericht 4492, Seibersdorf
- Orthofer R., Vesely A. (1990). Abschätzung von toxischen Emissionen (PCDD, PCDF, PAH, BaP) aus Verbrennungsprozessen in Österreich. OEFZS-Bericht A--1779, Seibersdorf.
- Orthofer R., Loibl W., Piechl T., Urban G. (1991). Flüchtige Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe in Österreich: Regionalisierte Emissionsinventur und Strategien der Emissionsminderung. OEFZS-Bericht A--2065, Seibersdorf
- ÖSTAT (1989). Industrie- und Gewerbestatistik 1988, 1. Teil. Beiträge zur Österr. Statistik, Heft 948. Österreichisches Statistisches Zentralamt, Wien.
- ÖSTAT (1991). Energieverbrauch der Haushalte im Jahre 1988 - Ergebnisse des Mikrozensus März 1989. Österr. Statist. Zentralamt, Wien.
- ÖSTAT (1992). Industrie- und Gewerbestatistik 1991, 1. Teil. Beiträge zur Österr. Statistik, Heft 1075. Österreichisches Statistisches Zentralamt, Wien
- ÖSTAT (1993a). Energieversorgung Österreichs, Jahresheft 1992. Österr. Statistisches Zentralamt, Wien.
- ÖSTAT (1993b). Statistisches Handbuch für die Republik Österreich 1993. Österr. Statistisches Zentralamt, Wien.
- Pacyna J.M. (1990). Emission factors of anthropogenic Cd, Pb and Zn for major source categories in Europe in 1950 through 1985. NILU Report OR 30/91 (ATMOS9/Info 7); zitiert in van der Most und Veldt (1992).
- Pangratz, MA22-Stadt Wien, persönliche Mitteilung, Dezember 1993.
- Peschke, ÖMV AG, persönliche Mitteilung, November 1993.
- Poppen, BM f. Wirtschaftl. Angelegenheiten, persönliche Mitteilung, Oktober 1993.
- Prodinger, ÖMV AG, persönliche Mitteilung, Oktober 1993.
- Puxbaum H., et al. (1986). Analytische Luftgütestudie für den Raum Linz. Abt. f. Umweltanalytik, Inst. f. Analyt. Chemie, TU Wien.
- Schneider, UBA, persönliche Mitteilung, November 1993.
- Schmidegg, VA Stahl Donawitz, persönliche Mitteilung, November 1993.
- Sittlinger B. (1992). Schadstoffbelastung aus dem Ostverkehr. Umweltschutz 12/92.

- Spindelbalker C., Riss A., Hackl J., Hojesky H., Kasperowski E., Müllebnner M., Nowak H., Peschek R. (1990). Montanwerke Brixlegg - Wirkungen auf die Umwelt. Umweltbundesamt Monographien Bd. 25, Umweltbundesamt, Wien.
- Spitzer J. (1988). Emissionsbezogene Bewertung von Energieplanungsmaßnahmen. Joanneum Research, Graz.
- Stemprock, EBS, persönliche Mitteilung, Dezember 1993.
- UBA (1992). Bericht über die Umweltsituation an ausgewählten langjährigen Industriestandorten. Umweltbundesamt, Wien.
- UBA (1992a). Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 1992, Band 2: Gefährliche Abfälle und Altöle. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien
- van der Most P.F.J., Veldt C. (1992). Emission Factors Manual PARCOM-ATMOS - Emission factors for air pollutants 1992. TNO report 92-235, Apeldoorn, The Netherlands.
- van der Most, TNO-Apeldoorn, persönliche Mitteilung, Oktober 1993.
- VA Stahl (1992). Unsere Umwelt 1991 - Unternehmensgruppe VOEST Alpine Stahl.
- Verticka, ÖSTAT, persönliche Mitteilung, November 1993.
- Vogel W.R., Kienzl K., Riss A. (1991). Die Treibacher Chemischen Werke - Wirkungen auf die Umwelt. Umweltbundesamt Monographien Bd. 26, Umweltbundesamt, Wien.
- Wagner J.P., Soderman K.L., Konzen R. (1991). Particle Size Distributions and Heavy Metals Emissions from Guyaule Fireplace Logs. *Bioresource Technology* **35**, 209-216.
- Weismayr, VA Stahl Linz, persönliche Mitteilung, November 1993.
- Wiehart, Wiehart Ges.m.b.H., persönliche , Dezember 1993.
- Winiwarter W. (1993). Quantitative Assessment of Uncertainty in Emission Inventories. In: H.P. Baars et al. (eds.), *Proceedings of the TNO/EURASAP workshop on the reliability of VOC emission databases*, pp. 29-34. TNO Institute of Environmental Sciences, Delft, The Netherlands.
- Winiwarter W., Kopcsa A., Loibl W. (1993). Zeitliche Disaggregation von Emissionsinventuren. OEFZS-A--2490, Seibersdorf .
- Wörgetter, Bundesanstalt f. Landtechnik, persönliche Mitteilung, Dezember 1993.

Annex

An Inventory of Heavy Metals Emissions in Austria *

Wilfried Winiwarter
Austrian Research Centre
A-2444 Seibersdorf
Austria

and

Manfred Schneider
Federal Environmental Agency
Spittelauer Lände 5
A-1090 Vienna, Austria

ABSTRACT

Heavy metal pollution is the cause for considerable environmental and health concern. In order to estimate the relevance of Austrian heavy metals emissions, the total emissions for selected heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn) were assessed, especially with respect to their long-range transport. Base year for the inventory was 1992. The inventory followed the sector split according to the S.N.A.P. code. For large industrial installations specific source information was obtained, also using particulate matter as a surrogate. The remaining sources were usually calculated using the most appropriate emissions factors.

During the last few years, the trend of emissions shows a considerable decrease. For industrial installations and power plants this is mainly due to the reduction of particulate matter emissions. The emission of lead from traffic was heavily reduced as Austria was phasing out leaded fuel until 1993. Closing down of mines and the associated industry contributed to an additional improvement of the situation.

Virtually no reductions have been performed for the small sources, like domestic combustion. Austrians frequently use biomass in inefficient stoves for heating and cooking. These distributed emissions do not cause any apparent effects, but they sum up to be among the most important source groups for metal emissions.

* Reprint from:

W. Winiwarter, M. Schneider (1994): An Inventory of Heavy Metals in Austria. In: Proceedings of the Air & Waste Management Association/Environmental Protection Agency (A&WMA/EPA) Conference „The Emission Inventory: Applications and Improvement“. Raleigh, North Carolina, November 1994.

INTRODUCTION

Environmentally adverse effects of heavy metals have been described for the direct neighborhood of sources (metal industry, roads), but distinct anthropogenic influences have also been observed in remote areas like the Baltic Sea and even the Arctic [1]. Concern on the state of the environment has led to research on transport conditions. One main pathway of heavy metals dispersion in the environment on continental scale is the transport in the atmosphere. Atmospheric transport modelling [2] showed a lack of available data, like reliable emission estimates. In order to implement existing conventions on protection for pristine areas, and in order to prepare further international agreements for controlling trans-boundary pollution transport, efforts were made to provide better information on heavy metals emissions [3]. The present study was conducted within this context in order to estimate the emissions of As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se and Zn for Austria.

Most frequently, chemical analysis of heavy metals is performed using integrating methods (primarily atomic absorption spectroscopy). This has the implication that the amount of a metal in a sample is known, but not its chemical composition. A great deal of information on their environmental significance is lost in that process. On the other hand, a direct connexion may be found between emissions and ambient air concentrations, as chemical transformations need not be considered and the metals as such are conserved over their atmospheric lifetime.

Main sources of metals in the atmosphere are thermal processes. Metals are contained in the fuel or in materials to be heated (e.g. metal industry). Frequently at high temperatures within the process the metals are in gaseous state. Upon cooling in the stack, the metals are adsorbed onto particles. A larger amount of metals is then found on smaller particles, that have a higher surface-to-volume ratio. Mercury is an exception, as due to its volatility it usually leaves the stack as gas, while the other metals may be regarded particulate emissions. Another source of emissions are friction processes. These emissions were not considered here, however, as the particle size of those emissions is so large that virtually all emissions are deposited locally. Besides, their assessment is highly uncertain.

Previous emission estimates for heavy metals in Austria have been performed in the framework of Europe-wide assessments [4,5]. These estimates concentrate on large sources and do not cover all source categories. They have been derived for the situation as of the early 1980's. A first internal Austrian estimate [6] was not available before completion of the present study and was solely derived from statistics, without specifying a definite base year.

In our study statistical data and emission factors were used to assess the emissions of heavy metals in the year 1992. Large single sources were investigated individually. Environmental concern has paved the way for a set of abatement measures; where available, results of such policies were assessed in the form of temporal trends.

METHOD

Main source of information for the present study were Austrian statistics on industrial activities [7]. For a first emission estimate, in order to guide the further actions, emission factors were taken from [8]. This first estimate then helped to determine how efforts should be spent. Throughout the study, the source groups were divided according to the S.N.A.P. code as used by the Europe wide CORINAIR inventory and in the UN-ECE (Tab. 1) [9].

In a second step, differentiation was made between large individual sources and smaller sources, which may become important due to their large numbers. While emissions from these sources were aggregated and characterized by statistical data also in the final version, the most important individual sources were treated separately and company data were used. This applied to primary and secondary metal production, selected sectors of chemical industry, and to waste incineration. The emissions of metals frequently are not at all measured and therefore not known even by the company itself. Therefore, dust emissions were taken as a surrogate. The dust composition (metal content) was then again taken from literature.

AGGREGATED SOURCES

Power plants: Statistical data for fuel consumptions are easily available [10]. In order to decrease SO₂ and dust emissions, virtually all power plants have been equipped with electrostatic filters and wet scrubbers. Therefore the emission factors as given in [8] are not considered relevant any more. Instead, data were derived according to a very recent German study [11], while actual emission factors for Austria were not available. Industrial combustion is treated largely identical, as also large industrial boilers have to fulfil the same tight emission limits (threshold values). All emission factors used are shown in Tab. 2.

Domestic heating: Again, statistical data on fuel use were available [10, 12]. While emission factors were accessible for oil and coal as fuels [8], only very few information could be found for combustion of wood. Previous inventories on air pollutant emissions [13] have shown that a large number of houses, especially in the rural area of Austria, is heated by single stoves which are operated in a highly inefficient mode and are strong polluters. Therefore it seemed to be appropriate to adopt the emission factors from Axenfeld [5].

Metal Foundries: A number of small and medium enterprises runs the foundry sector in the Austrian industry. While only little information can be obtained for the individual enterprise, statistical data may be assumed to be of high quality [7]. As also the technology used is known (a high proportion of electric furnaces has replaced the cupola furnaces during the last couple of years), emission factors as given in a German study [14] were applied for the different dust content.

Other Industry: Most of the emissions are accounted under industrial combustion according to the fuel used. Some additional emissions are found in glass production due to application of metal oxides in the production process, and in the production of cement. Emission data are calculated from statistics and German emission factors [7,14]. Notable emissions are mercury from cement production, and chromium as well as selenium from glass production. Another contribution to mercury emissions, also with high local relevance, is from the electrolysis of sodium chloride (caustic soda production) [15].

Traffic: The main contribution of heavy metal emission by traffic is the combustion of leaded gasoline. While about three quarters of the lead contained in the fuel are assumed to be released into the environment, only about one third is airborne [8]. Also emission factors for other metals are available on basis of fuel used. The emission factor for Pb from diesel fuel given in the literature [8] could not be verified, therefore the same factor as in unleaded gasoline was used.

Data on fuel consumption in Austria are again available from national statistics [10]. Owing to the introduction of cars equipped with catalytic converters (in 1992 more than 40 % of the car population) and the use of additional additives like MTBE in gasoline, lead content in leaded gasoline has gradually been reduced until its complete phase-out in 1993 [16]. The natural lead content in unleaded fuel is almost negligible with respect to total emissions. Even as there is no leaded fuel sold in Austria, there will be a certain amount of leaded fuel used by transit traffic in future. While export and import of leaded fuel in car tanks is widely balanced for Austria's western neighbor countries, since about 1991 there is considerable import from the eastern countries. We estimate the contribution of lead import at approximately 10 % for 1992, at a constant level. The trend of the lead emissions from traffic (transit and home-made) is shown in Fig. 1. Note that the base year of this inventory is 1992, even if data here are shown until 1993.

Other distributed sources: Emissions from waste combustion (other than municipal waste incinerators) have been greatly reduced since 1990 by banning stubble burning in fields. Some small incinerators exist, but they can not contribute significantly to the Austrian total. Also, rough approximations show that the mercury emissions from crematories are also of negligible magnitude.

INDIVIDUAL SOURCES

A relatively small number of large enterprises is responsible for a considerable proportion of the Austrian metal emissions. We investigated metal industry, some inorganic chemical industry, and the large waste incineration plants in Vienna. In all cases we obtained support and data from the individual companies, either directly or indirectly via local authorities. In most cases only knowledge on dust emissions was available, as the metal content is commonly simply not

measured. Dust composition was then taken from literature [14], and the new emission factors derived from these data are also shown in Tab. 2. This approach can not at all be used for mercury, however, which is primarily emitted in gaseous form. It should also be mentioned that using dust reduction as a parameter which also describes reduction of metal emissions is not completely valid. As has been discussed earlier, due to adsorption of metals on aerosol surfaces there is a shift towards small particle sizes. Any measure in dust abatement, however, will preferably be effective for large particle sizes. Thus, metal abatement will not be as efficient as dust abatement. But as no data on particle sizes are available, a quantification of this shift is not possible and was not conducted here.

The trend of dust emissions from iron and steel production is shown in Fig. 2. One of the two Austrian plants was able to introduce a set of new measures within the last couple of years, while the other was not investing into environmental protection. The result may clearly be seen by the difference in the curves. Emission factors are only derived for the Austrian average (Tab. 2).

The non-metal industry primarily concentrated on reducing fugitive emissions. Some reductions are also due to close-down of mines and /or transfer of metal production to larger plants outside Austria (lead, zinc, aluminum). Striking achievements were made in ferroalloy production. The introduction of an appropriate PTFE filter at NiO production helped to improve production yields somewhat, but enormously reduced Ni emissions. The respective company figures, however, do not consider smaller accidents. These may happen a few times a year, when metal amounts much larger than the calculated annual total may be released in a few hours. Nevertheless, large improvements have been achieved.

Two municipal waste incineration plants (and one for toxic waste) are situated in the heavily populated area of the city of Vienna. Therefore and in order to reach public acceptance of the incinerators, the most up-to-date measures on emission abatement were applied. While usually a dust concentration of 10 mg/m^3 is considered a very low value, continuous measurements prove for one of the plants a distinctively lower average concentration of 0.7 mg/m^3 in 1992 [17]. Using the stack air flow and the annual operating time, dust emissions and furthermore emission factors were derived (Tab. 2). Also in the case of waste incineration, mercury is volatile and therefore not recovered by filtration. Due to a widely accepted system of hazardous waste collection in Vienna, we assumed mercury emissions to be only half as high as those given in the literature [8].

RESULTS:

Tab. 3 displays the total emissions for Austria, and the respective figure for airborne particles. Also shown are the previous estimates [5,6], which are partly based on older technologies, but presumably do not cover all possible source sectors. The previous internal Austrian study [6] gives considerably higher emissions for lead, mainly due to mining. Mining was not included in our study, as those processes leading primarily to coarse particle emissions are only locally relevant. In addition, a number of mines have been closed down before 1992.

On a per capita basis, Austrian results were compared to a number of countries where metal emissions for a base year of 1990 or later were available [3]. While there is considerable variation even on a logarithmic scale, Fig. 3 shows that the results of this study are well within the range given by other countries.

The reliability of data was estimated according to the approach taken by CORINAIR [9], where "A" stands for high data quality, and "E" for coarse estimates. While the quality of the activity statistics is, generally speaking, A or B, the emission factors are to be considered highly uncertain, and have to be attributed a D (E for selenium). The total inventory is thus attributed a quality code D. We consider this sufficient to allow several evaluations.

APPROACHES TO EMISSION REDUCTION:

This study showed a number of different approaches which lead to reduction of metal emissions. Nevertheless, one should discriminate the measures according to their general environmental efficiency

End-of-the-pipe technologies: Equipping municipal waste incinerators with an effective filter device is a very good example for reducing emissions without any change in the procedure. The main disadvantage is, that the environmental problem is not settled, but only shifted to another sector. The highly toxic filtered material has to be dealt with as toxic waste. In addition, such highly efficient instruments are prone to failures, and a very short time of complete failure, or a longer period of partial failure, can come up for a year's regular emissions. These limitations certainly do not apply for simple filtration devices as compared to no abatement at all.

Product / process substitution ("clean technology"): The replacement of environmentally adverse products and processes is favourable with respect to the total environment. One example is the use of MTBE as anti-knock additive instead of lead compounds. The same may be stated for foundries, which replaced their cupola furnaces by electro furnaces. This process variation decreases the amount of air which has to be exchanged, thus dust emissions are reduced as well. Also the application of filters in ferro-alloy production falls into this category, as

the filtered material may be transferred back into the process, even if the objections concerning possible failures still apply.

Production decreases: The closure of plants due to economic considerations may be an environmental advantage locally, but may also be a shift of the problem, even to another country as it is here. Small plants which may be inefficient in the economic sense are also more difficult to equip with or change to appropriate low emission technologies. On the other hand, if industry is concentrated to a few large plants, this needs increase of transport which is not favourable.

PARTICLE SIZES AND LONG RANGE TRANSPORT:

Not all of the emitted metals are really relevant for trans-boundary transport. Particles behave differently in respect to transport according to their size. Very fine particles (nucleation mode) tend to agglomerate quickly to become accumulation mode particles, having a median diameter near 0.2 - 2 μm . These particles contribute to long range transport. Large particles, created from friction or from incomplete combustion, do not become airborne and are deposited within relative short distances (coarse mode). The modal concept of aerosol has been described by Whitby [18]. Again, the metal content of the aerosol is presumably shifted towards the smaller particle sizes, an effect that could not always be accounted for due to the lack of information.

Here we tried to estimate the proportion of particulate emissions less than 2 μm diameter. In some cases very detailed information was available like for domestic heating [19]. Here approx. 80 % of emissions are smaller than 2 μm . For traffic, the proportion of small particles was assumed to be 50 %, in accordance with assumptions made elsewhere [8]. Industrial emissions that were subject to intensive abatement were assumed to be in the fine particle fraction only. The same assumption was made for all mercury emissions, as mercury is present in the gas phase. Other industrial emissions were, consistent with data from domestic heating, assumed to be 80 % fine particles.

The proportion of airborne particles (relevant for long range transport) to total emissions for the respective metal is also shown in Tab. 3. The differences reflect the different contributions from source groups. While the major part of emissions is in all cases contributing to long range transport, it needs to be mentioned that due to the occasionally very high emission density, influence on the local pollution can not be neglected.

EMISSIONS PER SOURCE GROUP:

Due to the very large uncertainty associated with all the estimates, it is very difficult to assess the main contributor for each metal emissions. Applying different emission factors (all of which have been selected to some extent arbitrarily) may change the contribution of a source group considerably. In order to still be able to conclude where possible reduction strategies should be directed to, the rankings for each source group in all metals were compared (see also the exact figures in table 4):

- Power plants: One first rank (Ni), two second ranks (As, Se)
- Domestic heating: Two first ranks (As, Zn), only in one case (Ni) not among the top 3
- Industry (combustion & process): 3 first ranks (Hg, Cr, Se), in all cases among top 3
- Traffic: Three first ranks (Cd, Cu, Pb), 2 second ranks
- Waste: one third rank (Hg)

It can be shown that efforts for reduction of emissions were highly successful for power plants and waste treatment. Reductions in the industry sector have not yielded quite the same results, but presumably the start was from a higher overall level. The same is true for traffic, where especially emissions of highly toxic lead seem problematic. Here also even more decrease may be expected due to phasing out of leaded fuel in 1993. The only source group that stays on a virtually constant level is domestic heating; much of emissions here are due to wood combustion, which also has a very substantial proportion of the lead emissions and will replace traffic as the primary lead emitter for Austria.

CONCLUSIONS:

The current technological possibilities to reduce air pollution, together with public pressure, have made it possible to achieve a considerable decrease of heavy metal emissions in Austria during the last couple of years. While most of the activities were aimed to the reduction of particulate matter, an effect can also be seen for metals. Some of the applied measures, however, may be hazardous to other media (toxic waste and possible effects to groundwater in landfills) at the same time as they are effectively reducing air pollution. One needs to be careful not to just shift environmental hazards, but rather to avoid them altogether.

For source groups which do not exhibit high emission densities or any visible damages, the pressure to adapt was not as high. This primarily concerns the sector of domestic heating, where technologies do hardly change or at least not at the same rate as in other sectors. Domestic heating is moving to become the dominant emitter of metals in Austria. Still, one might also argue that emissions are already now approximating a pre-industrial level (which is only partly true, as efficient forestry provides considerably more firewood presently than was used a century ago). In order to provide definite recommendations on abatement policies, comparison with other countries and air hygiene measurements are required.

This work and the presented conclusions deal with the total emissions of Austria, primarily with respect to long range transport. The high emission density of single point sources may still be relevant locally, even without contributing strongly to the country totals.

Finally, all available data are based on the sums of each metal, irrespective of the species. It is well known, however, that the toxicity of a metal and its environmental hazards largely depends on its chemical form. Any conclusions on the effects caused by the emissions therefore have limited applicability, even if there may be chemical reactions during transport time that actually determine the composition of the depositing metals. Further research will have to be performed on the topic of atmospheric metal chemistry.

REFERENCES:

1. Boutron, C.F.; Grolach U.; Candelone J.-P.; Bolshov M. A.; Delmas R. J.; *Nature* **1991** 353, 153-154.
2. Alcamo, J.; Bartnicki J.; Olendrzynski D.; Pacyna J.; *Atmos. Environ.* **1992** 26A, 3355-3369.
3. UN-ECE Task Force on Heavy Metals Emissions: *State of the Art Report*; M. Fara, Ed.; EGU Prague PLC, Prague, June 1994.
4. Pacyna J.M.; Münch J.; *Atmospheric emissions of arsenic, cadmium, mercury and zinc in Europe in 1982*. Norwegian Institute for Air Research, NILU OR 17/88; Lillestrøm, 1988.
5. Axenfeld F.; Münch J.; Pacyna J.M.; Duiser J.A.; Veldt C.; *Beschaffung von Grunddaten für den Stoffeintrag in unterschiedliche Ökosysteme: Grenzüberschreitender Transport von Luftverunreinigungen unter besonderer Berücksichtigung des Stoffeintrages in Nord- und Ostsee*. Report 104 02 588 to the Environmental Federal Agency (UBA), Berlin; Dornier GmbH, Friedrichshafen (Germany) 1992.
6. Austrian Academy of Sciences; *Umweltwissenschaftliche Grundlagen und Zielsetzungen im Rahmen des Nationalen Umweltplans für die Bereiche Klima, Luft, Geruch und Lärm*; O. Preining, Ed.; Report 01 2939/1-I/7/93 to the Austrian Ministry for Environment. Vienna, 1993
7. ÖSTAT; *Industrie- und Gewerbestatistik 1991, 1. Teil*. Beiträge zur Österr. Statistik, Heft 1075. Austrian Central Statistical Office, Vienna, 1992.
8. van der Most P.F.J., Veldt C.; *Emission Factors Manual PARCOM-ATMOS - Emission factors for air pollutants 1992*. TNO report 92-235, Apeldoorn (The Netherlands), 1992.
9. Fontelle J.P. and Chang J.P.; *CORINAIR Inventory. CORINAIR Software - Instructions for use*. CITEPA, Paris, March 1992.
10. ÖSTAT; *Energieversorgung Österreichs, Jahreshaft 1992*. Austrian Central Statistical Office, Vienna, 1993.
11. Jockel W. "Atmospheric Emissions of Heavy Metals in the Federal Republic of Germany." In: J.M. Pacyna et al., Eds. *Proceedings of the First Workshop on Emissions and Modelling of Atmospheric Transport of Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals, Durham, NC, 6-7 May 1993*; EMEP/CCC-report 7/93, NILU, Lillestrøm, 1993; pp.207-219.
12. ÖSTAT. *Energieverbrauch der Haushalte im Jahre 1988 - Ergebnisse des Mikrozensus März 1989*; Austrian Central Statistical Office; Vienna, 1991.
13. Loibl W.; Orthofer R.; Winiwarter W.; *Atmos. Environ.* **1993** 27A, 2575-2590.
14. Jockel W. and Hartje J.; *Datenerhebung über die Emissionen umweltgefährdender Schwermetalle*. Report 91-104 02 588 to the Environmental Federal Agency (UBA), Berlin; TÜV Rheinland, Cologne, 1991.
15. GÖCH; *Die Situation der Chlorchemie in Österreich I und II - Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der beiden Studien*. Austrian Chemical Society; Vienna, 1993.
16. F. Poppen, Austrian Ministry for Economic Affairs, Vienna, personal communication, 1993.
17. H. Pongratz, Air Pollution Authority / City of Vienna, personal communication, 1993.
18. Whitby K.T.; *Atmos. Environ.* **1978** 12, 135.
19. Buerki P.R.; Gaelli B.C.; Nyffeler U.P.; *Atmos. Environ.* **1989** 23, 1659-1668.

Table 1: Source categories according to the S.N.A.P. system:

		relevant emissions
1.	Public Power, Cogeneration and District Heating Plants	X
2.	Commercial, Institutional and Residential Combustion Plants	X
3.	Industrial Combustion	X
4.	Production Processes	X
5.	Extraction and Distribution of Fossil Fuels	
6.	Solvent Use	
7.	Road Transport	X
8.	Other Mobile Sources and Machinery	
9.	Waste Treatment and Disposal	X
10.	Agriculture	
11.	Nature	

Table 3: Metal emissions in Austria [t/yr]:

As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Reference
26	5			0.2		1122		235	[5]
3	3	11		1		570			[6]
5	5	6	22	4	30	215	5	97	This work (total)
4	3	4	12	4	20	126	4	70	This work (airborne*)
1	2	1	9	0	10	90	1	27	
Airborne fraction [%]									
80	64	77	57	100	67	58	80	72	

*) Particulate emissions < 2 µm are considered airborne

Table 4: Contribution of source groups to metal emissions [%]:

S.N.A.P.-Code	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
1 power plants	10.3	5.8	11.9	2.5	9.0	35.8	0.5	13.6	1.2
2 domestic heating	76.0	38.4	16.4	10.6	27.8	6.9	21.8	5.3	52.4
3 industrial combustion	5.7	3.2	4.9	1.4	4.1	16.8	0.4	3.2	0.8
4 production processes	6.8	8.0	50.5	14.1	44.0	6.8	13.5	76.2	22.2
7 traffic	0.0	43.4	16.0	71.1	0.0	33.5	63.2	1.6	21.8
9 waste	1.2	1.2	0.3	0.3	15.2	0.1	0.6	0.0	1.6

Table 2: Emission factors used for Austria (all in g / unit).

	unit	parti- culates*)	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Reference
power plant (hard coal)	t fuel		0.150	0.010	0.050	0.100	0.200	0.200	0.300	0.300	0.600	[11]
power plant (brown coal)	t fuel		0.010	0.002	0.015	0.010	0.040	0.015	0.020	0.020	0.050	[11]
power plant (oil)	t fuel		0.500	0.500	1.200	0.500	0.200	20.000	0.600	0.500	0.020	[8]
residential heating (coal)	t fuel		1.200	0.150	0.900	1.200	0.300	1.800	2.500	0.150	1.000	[14]
residential heating (oil)	t fuel		0.060	0.050	0.020	0.050		0.050	0.200	0.100	0.001	[8]
residential heating (firewood)	t fuel		0.500	0.300		0.100	0.200		7.000		10.000	[5]
indus. comb. (hard coal)	t fuel		0.700	0.100	0.050	0.500	0.300	1.000	2.000	0.300	3.000	[11]
indus. comb. (brown coal)	t fuel		0.100	0.050	0.050	0.050	0.100	0.040	0.500	0.050	0.500	[11]
indus. comb. (oil)	t fuel		0.333	0.333	0.800	0.333	0.133	13.333	0.400	0.333	0.013	after [11]
coking	t hard coal	66.2	0.002	0.007	0.017	0.007	0.030	0.007	0.020	0.001	0.020	own / [14]
sintering	t sinter	267.3	0.005	0.013	0.033	0.094	0.020	0.053	0.935	0.003	0.134	own / [14]
blast furnace	t pig iron	428.1	0.034	0.003	0.054	0.257	0.020	0.086	0.856	0.011	2.141	own / [14]
basic oxygen furnace	t steel	133.5	0.001	0.013	0.200	0.053	0.003	0.013	0.040	0.002	0.040	own / [14]
foundries (iron/steel)	t product		0.100	0.050	0.400			0.200	2.400		1.700	own / [14]
NaCl-electrolysis	t chlorine						3.000					[15]
glass	t product		0.060	0.070	1.200	0.300	0.030	0.900	6.000	9.000	5.000	own / [14]
cement	t product		0.012	0.008	0.105		0.275	0.111	0.216	0.002	0.293	[14]
leaded gasoline	t fuel			1.000	0.500	2.000		0.500	150.000	0.050	5.000	[8]
unleaded gasoline	t fuel			1.000	0.500	2.000		0.500	5.000	0.050	5.000	[8]
Diesel	t fuel			0.050		5.000		5.000	5.000		7.000	after [8]
municipal waste incineration	t waste	9.5	0.001	0.019	0.014	0.019	1.500	0.024	0.190	0.000	0.314	own / [8]

*) All emission factors for particulate emissions are company data. Metal emission factors were then calculated using metal content from literature

Fig. 1: Trends of lead emissions due to traffic. Dark shaded area indicates additional emissions due to transit traffic from eastern neighboring countries, which continue using leaded fuel.

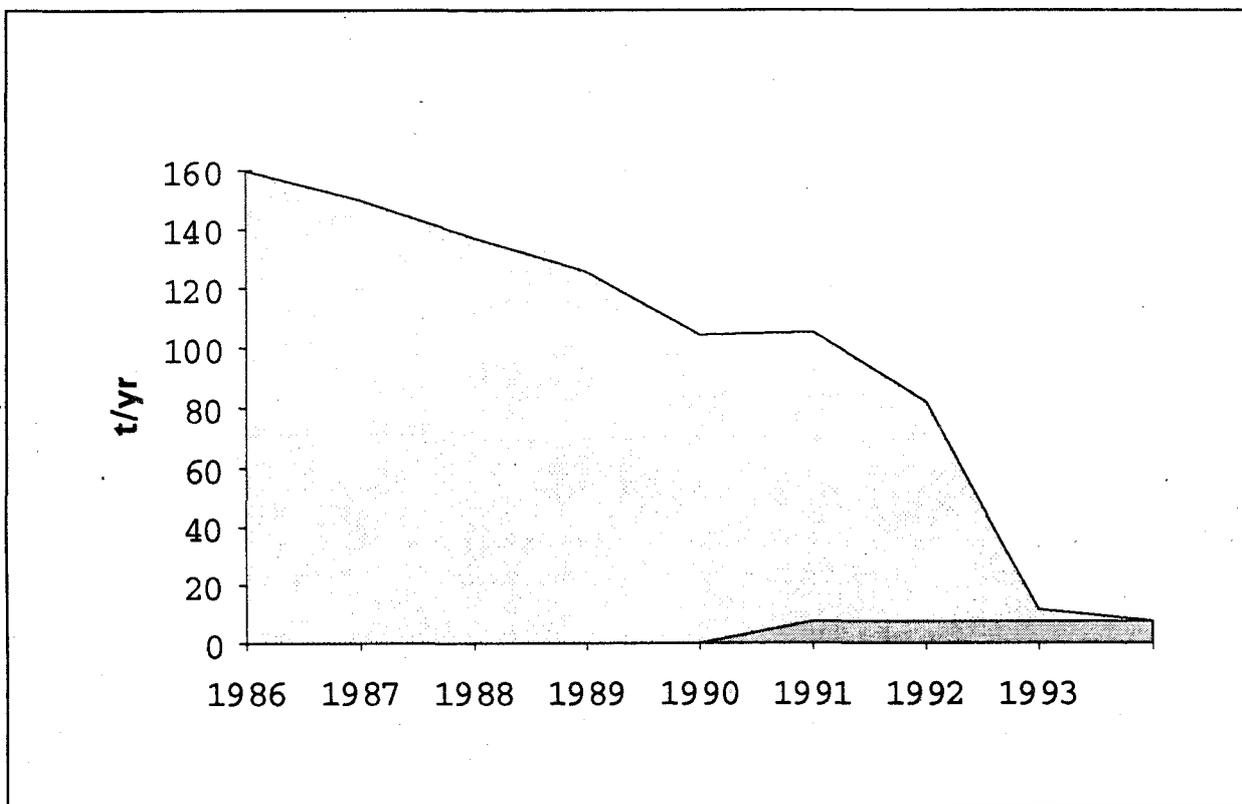


Fig. 2: Trends of particulate emissions in two Austrian steel works.

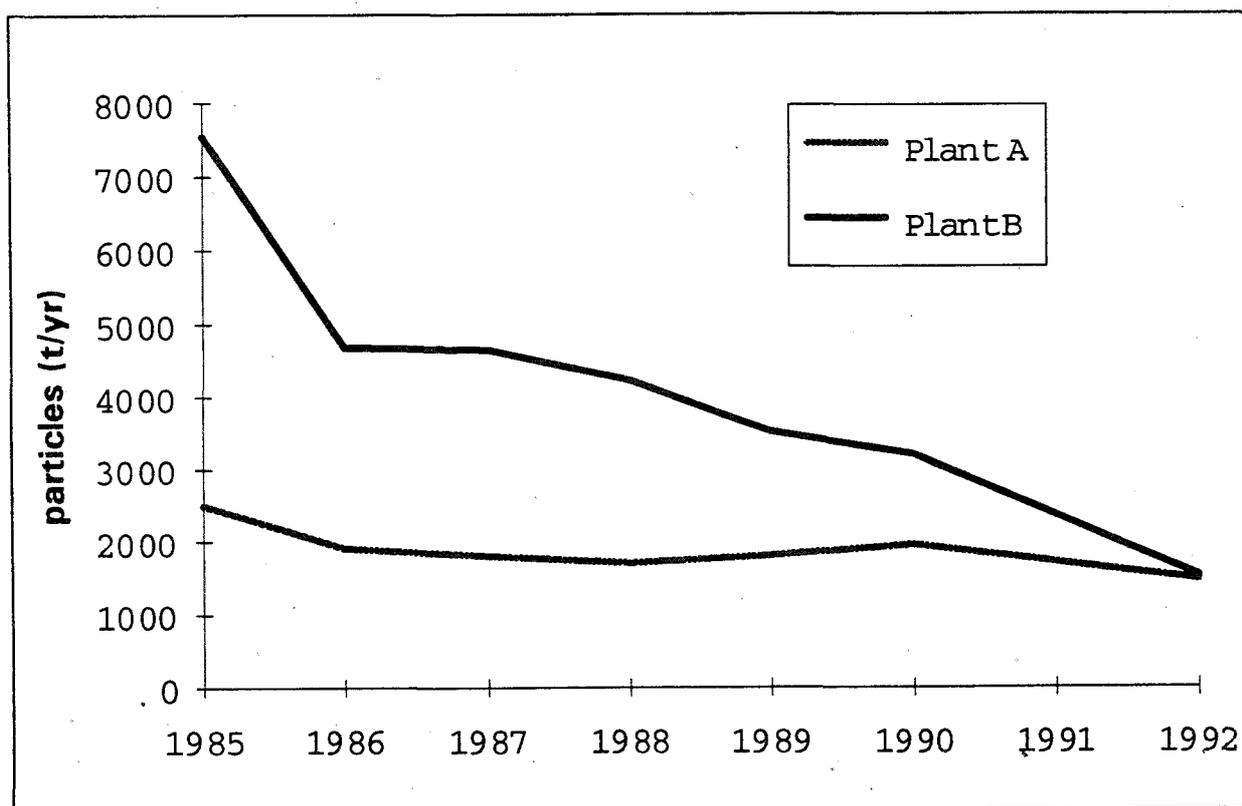


Fig. 3: Austrian emissions (total) in comparison to other European countries (AT=Austria, CS=Czech and Slovak Republics, SF=Finland, NO=Norway, PO=Poland, SE=Sweden, UK=United Kingdom).

