

**SCHRIFTENREIHE
UMWELT NR. 185**

Boden

**Bodenverschmutzung
durch den Strassen-
und Schienenverkehr
in der Schweiz**

**La pollution des sols par les trafics
routier et ferroviaire en Suisse**



Herausgeber

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
(BUWAL)

Auftraggeber

Bundesamt für Strassenbau (ASB)
Schweizerische Bundesbahnen (SBB)

Forschungsstelle

Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie
und Umwelthygiene (FAC), Bern-Liebefeld

Projektleitung

A. Desaulles (FAC)

Sachbearbeitung/Redaktion

K. Bühler, K. Scherp, S. Schnell, A. Zurwerra
(Büro für Umweltfragen, Düringen)

Dank

An dieser Stelle möchten wir uns herzlich bei all jenen bedanken, die in irgendeiner Form am Zustandekommen dieses Berichtes mitgewirkt haben. Ein besonderer Dank gebührt Frau A. Hausmann (SBB) für ihren Einsatz bei der Suche nach Literatur und ergänzenden Angaben für das Kapitel Schienenverkehr.

Besonders danken möchten wir auch allen Personen, die uns über Untersuchungen informiert haben und uns Messwerte zur Verfügung gestellt haben. Den Mitgliedern der Begleitkommission Dr. F. Borer (AfU Kt. SO), Dr. L. Froidevaux (ASB), J. Perrelet (BAV), A. Zach (SBB), F. Reutimann (BUWAL) und Dr. J. Zihler (BUWAL), die für eine letzte inhaltliche Durchsicht besorgt waren, danken wir ebenfalls. Für die französische Übersetzung sei Frau A. de Buman gedankt.

Diese Publikation wurde auch als Schlussbericht des Forschungsauftrags Nr. 57/90 beim Bundesamt für Strassenbau veröffentlicht.

Download PDF

www.umwelt-schweiz.ch/publikationen
(eine gedruckte Fassung ist nicht erhältlich)
Code: SRU-185-D

Inhaltsverzeichnis

KURZFASSUNG	V
RESUME.....	X
FIGURENVERZEICHNIS.....	XVI
TABELLENVERZEICHNIS.....	XVIII
SYMBOLE UND ABKÜRZUNGEN.....	XXI
1 Einleitung.....	1
1.1 Projektbegründung.....	1
1.2 Auftrag und Zielsetzung.....	1
2 Methodik und Vorgehen.....	2
2.1 Abgrenzung und Darstellung	2
2.2 Datenerfassung und Datenlage.....	3
2.2.1 Datenbeschaffung mittels Fragebogen	4
2.2.2 Literaturrecherche mittels elektronischer Datenbanken	5
2.2.3 Resultate der Datenbankabfragen	6
2.3 Vergleichbarkeit der Daten	8
2.3.1 Vergleichbarkeit von Bodenanalysen	8
2.3.2 Vergleichbarkeit von Pflanzenanalysen.....	9
3 Emission verkehrsbedingter Schadstoffe	12
3.1 Emittenten und Emissionsspektren im Strassenverkehr	12
3.1.1 Emissionen durch die Verbrennung von Treibstoffen	12
3.1.2 Reifenabrieb.....	14
3.1.3 Abrieb der Bremsbeläge.....	16
3.1.4 Abrieb des Strassenbelages.....	18
3.1.5 Blei-, Zink- und Cadmium-Emissionen durch den Strassenverkehr in der Schweiz.....	18
3.2 Emittenten und Emissionsspektren im Schienenverkehr	19
3.2.1 Abrieb der Bremsbeläge.....	19
3.2.2 Emissionen durch Unterhaltsarbeiten an Leitungen, Masten und Stahlkonstruktionen.....	20
3.2.3 Emissionen der Fahrleitungen und der Stromabnehmer	21
3.2.4 Schmiermittel für die Weichenschmierung	21
3.2.5 Zusammenstellung der Emissionen durch den Schienenverkehr.....	22
3.3 Emissionsgeschichte einzelner Schadstoffe.....	23

4	Transport und Ausbreitung verkehrsbedingter Schadstoffe.....	24
4.1	Einleitung.....	24
4.2	Eigenschaften verkehrsbedingter Aerosole.....	25
4.2.1	Depositionsmechanismen verkehrsbedingter Aerosole.....	28
4.3	Nah- und Ferntransport.....	29
4.3.1	Nahtransport.....	29
4.3.2	Ferntransport.....	30
4.4	Experimentelle Untersuchungen.....	32
4.4.1	Untersuchungen der Bleigehalte in Strassenstäuben und Wischschlämmen.....	32
4.4.2	Experimentelle Untersuchungen von Aerosolen in der Schweiz.....	33
4.4.3	Experimentelle Untersuchungen der Deposition.....	34
4.4.4	Stoffbilanzen verkehrsbedingter Schwermetallemissionen.....	36
5	Schadstoffgehalte entlang von Strassen.....	37
5.1	Schadstoffgehalte in Böden.....	37
5.1.1	Totalgehalte von Schwermetallen.....	38
5.1.2	Organische Schadstoffe.....	57
5.1.3	Diskussion der Schadstoffgehalte in Böden entlang von Strassen.....	59
5.2	Schadstoffgehalte in Pflanzen.....	66
5.2.1	Bleigehalte.....	71
5.2.2	Diskussion der Bleigehalte in Pflanzen.....	76
5.2.3	Untersuchung weiterer Schwermetalle.....	86
5.2.4	Schwermetallbelastung von Kompost aus strassennahem Pflanzenschnittgut.....	88
5.3	Bleigehalte in Tieren.....	88
5.3.1	Bleigehalte in Wirbellosen.....	89
5.3.2	Bleigehalte in Rindern und Schafen.....	91
6	Schadstoffgehalte entlang von Bahnstrecken.....	92
6.1	Schwermetallgehalte im Boden.....	92
6.1.1	Diskussion der Schwermetallgehalte in Böden entlang von Bahnlinien.....	105
6.1.2	Distanzabhängigkeit der Schwermetallgehalte in Böden entlang von Bahnlinien.....	106
6.1.3	Schwermetallgehalte in Böden um Fahrleitungsmasten.....	107
6.1.4	Bodenprofile im Nahbereich von Bahnlinien.....	111
6.1.5	Schwermetallgehalte in Böden entlang von Strecken mit Diesel- und Dampftrieb.....	111
6.2	Schadstoffgehalte in Pflanzen.....	112
7	Beurteilung und Schlussfolgerungen.....	115
7.1	Verkehrsbedingte Schadstoffbelastung in Böden.....	115
7.1.1	Ausmass der Belastung entlang von Strassen.....	115
7.1.2	Ausmass der Belastung entlang von Bahnstrecken.....	115

7.2	Verkehrsbedingte Schadstoffbelastung in Pflanzen.....	117
7.2.1	Beurteilung der Schwermetallgehalte der Pflanzen entlang von Strassen.....	119
7.2.2	Beurteilung der Schwermetallgehalte entlang von Bahnstrecken.....	121
7.3	Verkehrsbedingte Schadstoffbelastung von Tieren	122
7.4	Mutmassliche Entwicklung der verkehrsbedingten Schadstoffbelastung.....	122
7.5	Beurteilung der Datenlage und Forschungsbedarf	124
7.6	Schlussfolgerungen zur verkehrsbedingten Schadstoffbelastung	126
8	Literaturverzeichnis.....	127
9	Anhänge	137
9.1	Fragebogen zur verkehrsbedingten Schadstoffbelastung.....	137
9.2	Pilotstudie SBB	138
9.3	Lesehilfe zu den Box- und Whisker Plots.....	144

KURZFASSUNG

Im vorliegenden Bericht sind die Belastungen von Böden, Pflanzen und Tieren durch den Strassen- und Schienenverkehr auf vergleichbare Art und Weise dargestellt. Auf der Basis der verfügbaren Untersuchungen in der Schweiz und unter Beizug ausländischer Arbeiten wurden für verschiedene Schadstoffe Kontaminationsbereiche abgeschätzt. Neben der Darstellung des aktuellen Kenntnisstandes enthält der Bericht Anregungen zum zukünftigen Forschungsbedarf und gelangt zu folgenden Schlussfolgerungen:

- Verkehrsbedingte Schadstoffbelastungen in Böden, Pflanzen und Tieren sowie deren Verlagerung über Nahrungsketten bis zum Menschen sind eine Realität. Teilweise werden Schwellenwerte überschritten.
- Der Grad und die räumliche Ausdehnung der Schadstoffbelastung sind stoffspezifisch und von zahlreichen weiteren Faktoren wie Emissionscharakteristik, Klima, Topographie, Vegetation und Bodeneigenschaften abhängig.
- Die Ausdehnung der verkehrsnahen Bodenbelastung durch Schwermetalle ist deutlich geringer als in einer ersten Näherung von VOGEL et. al. (1989) angenommen und kann differenziert werden. Entlang von Strassen überwiegt bei weitem die Bleibelastung gefolgt von Cadmium und Zink. Bei Bahnstrecken sind gelesenahe Flächen mit Kupfer und ansatzweise mit Zink belastet. Generell ist die Schwermetallbelastung entlang von Strassen gegenüber Bahnstrecken höher.
- Seit der Einführung von bleifreiem Benzin ab Mitte der 80er Jahre nimmt die Bleibelastung deutlich messbar ab, bleibt aber in Böden im Gegensatz zu Pflanzen und Tieren latent gespeichert und muss deshalb weiter überwacht werden.
- Aussagen über die verkehrsbedingte aktuelle Belastung durch organische Schadstoffe sind aufgrund der spärlichen Datenlage nicht möglich. Es ist jedoch anzunehmen, dass beim Strassenverkehr die Kontamination mit steigender Verkehrsdichte zunehmen wird.
- Der vorliegende Bericht erlaubt keine Beurteilung bezüglich Ausmass und Bedeutung der verkehrsfernen Schadstoffbelastung durch Ferntransport der Emissionen aus dem Strassen- und Schienenverkehr.

Vorgehen und Datengrundlage

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurde eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt, innerhalb derer ca. 500 Publikationen auf ihre Brauchbarkeit bezüglich unserer Fragestellungen untersucht wurden. Um eine möglichst vollständige Übersicht der relevanten Untersuchungen entlang der schweizerischen Verkehrswege zu erhalten, wurden schriftliche Anfragen direkt an kantonale und eidgenössische Ämter, Hochschulen und private Organisationen gerichtet. Dadurch konnten auch unveröffentlichte, interne Arbeiten und Messberichte in die Auswertungen miteinbezogen werden. Die Anzahl der insgesamt ausgewerteten Untersuchungen beträgt 145 für den Strassenverkehr und 20 für den Schienenverkehr; davon stammen 47 bzw. 8 aus der Schweiz.

Emissionen und Transport

Im Jahre 1990 wurden in der Schweiz durch den Strassenverkehr zwischen 300 und 350 t Blei emittiert. Diese Menge (vgl. Tab. 3.1-14) entstammt zu 81 - 93 % aus den Treibstoffen und zu 8 - 17 % aus dem Strassenbelagsabrieb. Die verbleibenden 0.3 - 2 % der Bleiemissionen werden durch den Reifen- und den Bremsbelagsabrieb erzeugt. Die Zinkemissionen von jährlich 103 - 288 t werden hauptsächlich durch den Reifenabrieb (67 %) und durch den Strassenabrieb (33 %) verursacht. Durch den Reifenabrieb dürften noch zusätzlich zwischen 17 - 73 kg Cadmium jährlich emittiert werden. Diese Abschätzungen müssen jedoch mit etwas Vorsicht aufgenommen werden. Sie basieren auf

Untersuchungen deren Prämissen nicht immer transparent dargelegt wurden. Die von einzelnen Autoren verwendeten Emissionsfaktoren sind mit einer beträchtlichen Unsicherheit belastet, da sie sich in den wenigsten Fällen auf eine genügende experimentelle Abstützung berufen können.

Die Emissionen des Schienenverkehrs stammen vorwiegend aus dem Abrieb von Bremsbelägen, Wagen- und Lokomotivrädern, Stromabnehmern, Schienen und Fahrleitungen. Ferner gelangen Schadstoffe durch die Weichenschmierung und durch Renovationsarbeiten an Leitungen und Masten in die Umwelt. Obschon die Zusammensetzungen der emittierten Stoffe der einzelnen Quellen grossteils bestimmt worden sind, konnten keine quantitativen Aussagen gemacht werden, weil die Frachten der einzelnen Stoffflüsse nur unvollständig bekannt sind.

Der Strassenverkehr emittiert Schwermetalle zum grossen Teil in Form von Aerosolen. Diese entstehen einerseits bei der Suspension der Abriebteilchen von Autopneus, Brems- und Strassenbelägen und andererseits durch Kondensation der Verbrennungsprodukte der Motoren. Bei den Abriebprozessen werden vorzugsweise grosse Partikel erzeugt, welche relativ rasch sedimentieren. Sie werden entweder noch auf der Strasse selbst deponiert, von wo sie in die Strassenabwässer und Strassenwischschlämme gelangen, oder sie lagern sich im unmittelbaren Bereich der Strasse auf Pflanzen und Böden ab.

Die bei der Kondensation der Verbrennungsprodukte von Motoren entstehenden Teilchen haben ein wesentlich breiteres Grössenspektrum und bestehen zur Hauptsache aus Kohlenstoff, organischen Bestandteilen und Bleiverbindungen (PbBr₂, PbBrCl etc.). Teilweise aggregieren diese primären Partikel in den turbulenten Strömungen im Auspuffsystem zu grossen Teilchen mit einem ähnlichen Depositionsverhalten wie die Abriebteilchen. Problematisch für die Umwelt sind dabei die emittierten Bleiverbindungen, aber auch ein Teil der emittierten organischen Substanzen (PAK, PCB).

Bei der Treibstoffverbrennung wird ein beträchtlicher Anteil der freiwerdenden Schadstoffe in Form sehr feiner Teilchen emittiert. Diese können über mehrere Tage in Suspension verbleiben und dabei über weite Strecken verfrachtet werden. Für die Bleifrachten in den einzelnen Stoffflüssen haben HUNTZICKER et al. (1975) die prozentualen Anteile abgeschätzt. Die von diesen Autoren angegebenen Werte sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt:

Tab. A: Prozentuale Anteile der Bleifrachten

24.5 %	verbleiben in den Fahrzeugen, im Motorenöl und im Auspuffsystem
7.5 %	werden auf der Strasse deponiert und von dort mit dem Regenwasser oder bei der Strassenreinigung weitertransportiert
32.5 %	werden im unmittelbaren Nahbereich des Emittenten deponiert (< ca. 7 m)
8.5 %	verbleiben im lokalen Bereich
27.0 %	werden durch Windverfrachtungen in entfernte Gebiete getragen. Ca. 5 % davon werden ursprünglich als Gase emittiert und wandeln sich im Verlauf des Transports infolge von photochemischen Reaktionen in Aerosole um

Schadstoffgehalte entlang von Strassen

Die in der Schweiz durchgeführten Untersuchungen zum Schwermetallgehalt in Böden entlang von Strassen behandeln vor allem die Blei-, Cadmium- und Zinkbelastungen entlang von Autobahnen. Daneben wurden in einzelnen Arbeiten auch noch die Gehalte an Kupfer und Mangan bestimmt. Die aktuelle Datenlage (Tab. B) erlaubt eine Auswertung der mittleren Gehalte in den Bodenschichten 0 bis 5 cm und 0 bis 20 cm.

Tab. B: Ausgewertete Transekte von Bodenuntersuchungen entlang von Schweizer Strassen

Schwermetall	Anzahl Transekte (Einzelmessungen)	
	0 - 20 cm	0 - 5 cm
Pb	32 (172)	17 (114)
Cd	20 (113)	12 (69)
Zn	20 (115)	12 (69)
Cu	9 (57)	4 (22)
Mn	5 (25)	5 (32)

Eine Übersicht der Untersuchungen in der Schweiz und graphische Darstellungen der Schwermetallgehalte finden sich in Kapitel 5. Eine ausgeprägte Abhängigkeit der Totalgehalte (HNO₃-Auszug) in den Oberböden von der Distanz zur Fahrbahn ist für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Zink feststellbar. Überschreitungen der Richtwerte der VSBo (1986) im Nahbereich von vorwiegend an Autobahnen durchgeführten Untersuchungen (0 - 12 m ab Strassenrand) wurden nur bei den Totalgehalten von Blei und Cadmium regelmässig registriert. Für Zn sind keine systematischen Richtwertüberschreitungen erkennbar. Einzelne Untersuchungen, insbesondere für die Bodenschicht 0 - 5 cm, zeigen jedoch im Nahbereich der Fahrbahn (N1 Kirchberg, 1987-89; N1/N2 Egerkingen/Härkingen 1990) mehrfache Richtwert-Überschreitungen. Die folgende Tabelle gibt eine Übersicht über die mittleren Ausdehnungen der belasteten Nahbereiche entlang starkbefahrener Autostrassen.

Tab. C: Belastete Bereiche ab Strassenrand

Schwermetall	Richtwertüberschreitungen 0-20 cm		Feststellbare Erhöhungen 0-5 cm
	systematisch	einzelne	
Blei	bis 8 m	bis 12 m	bis 8 m
Cadmium	bis 1 m	bis 6 m	bis 10 m
Zink	keine	bis 5 m	bis 10 m
Kupfer	keine merklichen Erhöhungen		
Mangan	keine merklichen Erhöhungen		

Untersuchungen der löslichen Gehalte wurden selten durchgeführt (Kap. 5.1.1.2) und sind nur schwer interpretierbar. Die löslichen Gehalte der Schwermetalle sind im wesentlichen durch die chemischen Eigenschaften des Bodens bestimmt. So verzeichnet man z.B. entlang der Strassenränder in aufgeschütteten neutralen Böden wesentlich tiefere lösliche Gehalte als in entfernten Waldböden mit einem höheren Säuregrad.

Schadstoffgehalte entlang von Bahnstrecken

Entlang von Bahndämmen sind in der Schweiz bis heute nur wenige Bodenuntersuchungen durchgeführt worden. Um die dürftige Datenlage etwas zu verbessern, führte die FAC im Rahmen der vorliegenden Studie eine Pilotuntersuchung an insgesamt sechs verschiedenen Standorten durch. Ziel war eine erste Übersicht der Bodengehalte von Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Co, Ni und V entlang der

Bahnstrecken der Schweiz. Die Beobachtungsstandorte repräsentieren unterschiedlich betriebene Bahnstrecken des Schweizerischen SBB-Netzes. Die Beobachtungsstellen Möhlin (AG), Steinen (SZ), Erstfeld (UR) und Quinto (TI) befinden sich an der Gotthard-Gütertransitlinie. Hindelbank (BE) liegt an der vielbefahrenen Strecke Bern - Zürich. Die Beobachtungen in Escholzmatt (LU) geben einen Einblick in die Verhältnisse, wie sie an einer schwächer frequentierten Strecke, die schon seit langer Zeit in Betrieb steht, zu erwarten sind.

Die ersten Resultate zeigen, dass einzig für Kupfer eine klar erkennbare Abhängigkeit der Bodenkonzentrationen von der Distanz zum Bahntrasse registriert werden kann. Der Richtwert der VSBo (1986) wird im Nahbereich der Schienenstrecken leicht überschritten.

Tab. D: Belastete Bereiche entlang von Eisenbahnstrecken für Kupfer

Systematische Richtwert-Überschreitung	bis 7 m
Einzelne Richtwert-Überschreitungen	bis 10 m

Entlang der starkbefahrenen Gotthardlinie sind gegenüber dem Umland erhöhte Schwermetallgehalte von Blei, Cadmium und Zink sowohl in den Oberböden als auch in den tieferen Bodenschichten feststellbar. Die beobachteten Werte sind jedoch bescheiden und liegen alle unterhalb der Richtwerte der VSBo (1986). Bei diesen leichten Erhöhungen der Bodengehalte könnte es sich um Überreste von Schwermetalleinträgen aus der Zeit des Dampfbetriebs handeln. Untersuchungen entlang von Eisenbahnstrecken in Ontario (Canada) haben gezeigt, dass entlang von mit Dampf- und Diesellokomotiven betriebenen Strecken, erhöhte Bodengehalte von Blei, Kupfer und vor allem von Zink zu verzeichnen sind (Kap. 6.1.5).

Im Rahmen der erwähnten Pilotuntersuchung wurden an verschiedenen Standorten auch Messungen in der unmittelbaren Umgebung von Fahrleitungsmasten durchgeführt (Kap. 6.1.3). Für keines der untersuchten Metalle konnte dabei ein signifikant erhöhter Bodengehalt festgestellt werden.

Schadstoffgehalte in Pflanzen und Tieren

In der Schweiz und im Ausland wurden vorwiegend in den sechziger und siebziger Jahren Untersuchungen zur Pb-Belastung von Pflanzen durch den Strassenverkehr vorgenommen. Messresultate anderer Schwermetalle liegen nur sehr spärlich vor. Die Sammel-, Analyse- und Messverfahren sind vielfältig und die Resultate dementsprechend schwer vergleichbar. So können durch das Waschen von Proben mit Wasser je nach Waschdauer 30 - 65 % des aufgelagerten Bleis abgewaschen werden. In der vorliegenden Studie wurden in der Schweiz durchgeführte Messungen von 50 Standorten ausgewertet.

Oberirdische Pflanzenorgane werden vorwiegend durch Interzeptions-Deposition mit bleihaltigen Teilchen kontaminiert. Bleianreicherungen konnten durch Jahresringuntersuchungen an Bäumen oder durch Untersuchungen an Schilfbeständen nachgewiesen werden.

Schweizerische Untersuchungen zur Bleibelastung wurden an Wiesenpflanzen, Gemüse- und Getreidesorten, Obst und Schilf durchgeführt. Eine Distanzabhängigkeit der Bleigehalte zur Fahrbahn ist deutlich vorhanden.

Beidseits stark frequentierter Strassen konnte aufgrund verschiedener Messungen für die Zeit vor der Einführung des bleifreien Benzins eine deutlich mit Blei belastete Zone von ca. 10 m ausgeschieden werden. Untersuchungen aus der Zeit nach der Einführung des bleifreien Benzins zeigen eine Reduktion der Pb-Werte auf einen Drittel (< 5 mg/kg) der bisherigen Gehalte. In landwirtschaftlich ge-

nutzten Flächen entlang von Strassen und Strassenböschungen werden die effektiven Bleibelastungen durch die Abweidung resp. durch die Entfernung des Schnittgutes etwas verfälscht.

In der Schweiz existiert nur eine einzige Untersuchung zur Schwermetall-Belastung von Pflanzen entlang von Bahnstrecken. Die Belastungen erwiesen sich in diesem Fall als relativ gering.

Untersuchungen zur Bleibelastung von Wirbeltieren wurden in der Schweiz an Kühen und Schafen vorgenommen, welche mit kontaminiertem Heu gefüttert wurden. Die Ergebnisse zeigen, dass ein Grossteil des aufgenommenen Bleis mit den Exkrementen ausgeschieden wird. Anreicherungen fanden bei den Versuchstieren bereits nach vierwöchiger Versuchsdauer in den Nieren (19fach), in der Leber (21fach) und in der Milch (4fach) statt. Die gemessenen Gehalte lagen über den BGA-Richtwerten (BRD) für Fleisch. Bei trächtigen Schafen konnte ein Pb-Transport in die Placenta nachgewiesen werden, und frühgeborene Föten wiesen dementsprechend hohe Pb-Gehalte auf.

Pb-Gehalte wirbelloser Tiere unterscheiden sich je nach Lebensweise und Art. In Regenwürmern konnten 10 - 100fach höhere Gehalte gemessen werden als im Pflanzenmaterial desselben Standortes. Eine Beziehung zwischen der Distanz zur Fahrbahn und der Bleibelastung konnte bei Laufkäfern und Spinnen festgestellt werden. Durch die Mobilität dieser Tiere selbst und als Glieder in der Nahrungskette, kann die Pb-Belastung aus dem Lebensraum Strassenrand hinausgetragen werden.

Bei Regenwürmern konnten anhand von Auszählungen Änderungen der Artenvielfalt, der Biomasse und der Verteilung dieser Tiere in ihrem Lebensraum in Abhängigkeit von der Distanz zur Fahrbahn festgestellt werden. Die Biomasse von Regenwürmern ist im Nahbereich der Strasse (0 - 10 m) um das 2 - 3fache kleiner als in einer Distanz von 100 m.

Beurteilung der Datenlage und Forschungsbedarf

In der Schweiz wurden vor allem die Böden entlang der Autobahnen und Nationalstrassen auf ihre Gehalte an Pb, Cd und Zn untersucht. Wenig bekannt sind Schadstoffgehalte entlang von Kantons- und Gemeindestrassen, die sich bezüglich Bauweise und Nutzungen im Nahbereich der Strasse oft deutlich unterscheiden. Über die Schadstoffgehalte weiterer Schwermetalle wie Cu, Mn, Ni, V, Cr, Co, Br, Ce und Sm ist sehr wenig bekannt, obwohl nach WARD (1989b) bei diesen Metallen mit einem verkehrsbedingten Anstieg in Böden gerechnet werden muss.

Ungenügend sind auch die Kenntnisse der Bodenbelastungen entlang von Strassen durch organische Schadstoffe. Einzelne Arbeiten haben gezeigt, dass die Bodengehalte verschiedener PCB und PAK zumindest unmittelbar am Strassenrand erhöht sind. Der Untersuchung der Belastung durch solche Stoffe muss grösseres Gewicht zukommen. Die zu bestimmenden Substanzen und Substanzgruppen müssen zusammen mit geeigneten Untersuchungsstandards spezifiziert werden.

Belastungen von Pflanzen und Tieren im Strassenbereich wurden v. a. für Blei festgestellt. Beeinträchtigungen durch andere Schwermetalle sind nur in Einzelfällen (Cadmium) untersucht worden. Daten über Belastungen durch organische Schadstoffe sind uns keine bekannt. Auch hier besteht zur Zeit ein Forschungsbedarf. Neben den Belastungen durch einzelne Schadstoffe müssen auch deren Wechselwirkungen untersucht werden. Um die Vergleich- und Übertragbarkeit der Messdaten zu erhöhen sollten jedoch als erstes die Analysemethoden stärker standardisiert sowie gewisse Pflanzen bzw. Sorten als typische Indikatoren festgelegt werden.

Entlang von Eisenbahnstrecken sind dank der im Rahmen dieses Berichts von der FAC durchgeführten Pilotuntersuchungen (Kap. 9.2) erste Beurteilungen der Belastungen durch Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Co, Ni, V, Mo, Mn und Fe in mittleren Abständen (5 - 30 m) vom Bahngelände möglich. Die bestehenden Daten sollten durch weitere Beobachtungen im unmittelbaren Nahbereich (0 - 5 m) sowie auch in grösseren Entfernungen ergänzt werden. Schliesslich ist mit Nachdruck darauf hinzuweisen, dass im vorliegenden Bericht nur das Ausmass verkehrsbedingter Schadstoffbelastungen in unmittelbarer Verkehrsnähe abgeschätzt wurde. Eine landesweite Abschätzung des verkehrsbedingten Schadstoffanteils, der durch Ferntransport weitab von Strassen und Bahnlinien deponiert wird, fehlt noch.

RESUME

Ce rapport présente les charges induites par les circulations routière et ferroviaire auxquelles sont soumis le sol, les plantes et les animaux. La présentation vise à rendre aisée la comparaison entre les valeurs. On a estimé les zones de contamination pour différents polluants sur la base des travaux de recherches disponibles menés en Suisse et à l'étranger. En plus de la présentation de l'état actuel des connaissances, le rapport contient des suggestions d'objets de recherches futures. Il aboutit aux conclusions suivantes:

- La contamination des sols, des plantes et des animaux ainsi que sa prolongation à travers la chaîne alimentaire jusqu'à l'homme sont des réalités. Certaines valeurs-seuils sont dépassées.
- Le degré et l'extension spatiale de la contamination sont spécifiques à chaque polluant et dépendent d'un grand nombre d'autres facteurs tels que les caractéristiques d'émission, le climat, la topographie, la végétation et les propriétés particulières des sols.
- L'étendue de la contamination par métaux lourds en bordure des routes est bien moindre que celle décrite dans une première approche par VOGEL et al. (1989); en outre, elle peut être différenciée. Le long des routes, c'est avant tout la contamination par plomb qui domine, suivie par celle due au cadmium et au zinc. Le long des lignes de chemin de fer, les surfaces proches des voies sont contaminées par le cuivre; localement, on note aussi une très légère augmentation de la teneur en zinc. Généralement, la contamination est plus importante le long des routes qu'à proximité des voies ferrées.
- Depuis l'introduction de l'essence sans plomb, à partir du milieu des années 80, la contamination par plomb a sensiblement diminué. Dans le sol toutefois, à l'inverse de ce qui se passe dans les plantes et chez les animaux, le plomb est stocké et c'est la raison pour laquelle il est important de continuer à contrôler ce type de pollution.
- En raison de l'insuffisance de la documentation sur le sujet, il n'est pas possible de faire des énoncés sur la charge actuelle en polluants organiques engendrés par la circulation. Il est toutefois très vraisemblable que, le long des routes, elle augmentera avec l'accroissement du trafic.
- Le présent rapport ne permet pas d'appréciation concernant l'étendue et l'importance de la contamination induite par la circulation des régions éloignées, ceci à travers un transport à longue distance des émissions induites par les trafics routier et ferroviaire.

Méthode de travail et données de base

Dans le cadre du présent projet, une très large recherche de littérature a été menée: plus de 500 publications susceptibles d'être utiles pour notre problématique ont été examinées. Des questionnaires de recherche de littérature ont été envoyés aux Offices fédéraux et cantonaux, aux hautes écoles et à des organisations privées, ceci afin d'obtenir la documentation la plus complète possible concernant les observations faites le long des voies de communications suisses. Par ce biais, nous avons pu inclure pour notre évaluation les travaux et rapports de mesures internes et non publiés. Au total, ce sont 145 études (dont 47 suisses) concernant la circulation routière et 20 études (dont 8 suisses) au sujet de la circulation ferroviaire qui ont été retenues.

Emissions et transport

En 1990, la circulation routière a émis en Suisse entre 300 et 350 tonnes de plomb. Cette quantité provient pour 81 à 93 % des carburants et pour 8 à 17 % de l'abrasion du revêtement des routes (cf Tab. 3.1-14). Le solde de 0.3 à 2% est produit par l'abrasion des pneus et des systèmes de freinage des véhicules. Les émissions de zinc qui s'élèvent annuellement à 103 jusqu'à 288 tonnes proviennent principalement de l'abrasion des pneus (67 %) et du revêtement des routes (33 %). Chaque année entre 17 et 73 kilos d'émissions de cadmium sont produits par l'abrasion des pneus. Ces estimations doivent toutefois être considérées avec prudence: elles se basent sur des recherches dont les prémisses ne sont pas toujours présentées de manière transparente. Les facteurs d'émission utilisés par certains auteurs sont entachés d'une assez grande insécurité car ils ne se réfèrent pas toujours à un nombre suffisant d'expériences.

Les émissions du trafic ferroviaire proviennent avant tout de l'abrasion des systèmes de freinage, des roues des wagons et des locomotives, des capteurs d'électricité, de l'usure des rails et des lignes électriques. Ensuite vient la contamination de l'environnement par la lubrification des aiguillages et les travaux d'entretien des mâts et des lignes électriques. Bien que les compositions des émissions de certains types d'émetteurs soient connues qualitativement, nous n'avons pas pu faire d'estimations quantitatives car les charges particulières de certains composants sont insuffisamment connues.

Le trafic routier émet des métaux lourds en grande partie sous forme d'aérosols. Ceux-ci proviennent d'une part de la suspension des particules d'abrasion des pneus, des systèmes de freinage et du revêtement routier, et d'autre part, de la condensation des produits de combustion consommés par les moteurs. Lors du processus d'abrasion, ce sont surtout de grandes particules qui sont émises, lesquelles sédimentent relativement rapidement. Elles sont soit directement déposées sur la route elle-même et déversées dans les eaux résiduaires, soit déposées sur les plantes et le sol en bordure de route.

Les particules provenant de la condensation de l'essence consommée par les moteurs ont des grandeurs très variables; elles sont constituées principalement de carbone, de composés organiques et de différents composés du plomb ($PbBr_2$, $PbBrCl$ etc.). Une partie de ces particules primaires s'aggrègent en partie dans les flux turbulents à l'intérieur du système d'échappement des gaz et forment de grandes particules qui se déposent de la même manière que les particules d'abrasion. Pour l'environnement, ce sont surtout les émissions des combinaisons à base de plomb qui sont problématiques ainsi qu'une partie des substances organiques (composés aromatiques polycycliques, PCB).

Lors de la combustion des carburants, une part considérable des polluants libérés est émise sous la forme de très fines particules. Celles-ci peuvent rester plusieurs jours en suspension et par conséquent être transportées sur de longues distances. HUNTZICKER et al. (1975) ont estimé les charges de plomb dans les différents flux de matières en % de l'émission totale de ce métal lourd. Les valeurs estimées sont reportées dans la table ci-dessous.

Tab. A: Pourcentage des charges de plomb dans les différents flux de matières

24.5 %	restent à l'intérieur des véhicules, dans l'huile de moteur et le système d'échappement des gaz
7.5 %	sont déposés sur la route et rejoignent les eaux résiduaires de la route
32.5 %	sont déposés dans l'espace adjacent à l'émetteur (< env. 7 m)
8.5 %	restent dans l'espace local
27.0 %	sont transportés par le vent dans des espaces éloignés. Environ 5% de cette quantité est originellement émise sous forme de gaz et se transforme en aérosols par réactions chimiques lors du transport

Teneur en polluants le long des routes

Les études menées en Suisse concernant la teneur en métaux lourds des sols situés le long des routes traitent avant tout des charges en plomb, cadmium et zinc le long des autoroutes. En plus de l'estimation de la contamination par ces métaux, on trouve dans certains travaux des valeurs de la teneur en cuivre et en manganèse. Les données actuellement à notre disposition permettent l'estimation des teneurs moyennes dans les couches de 0 à 5 cm et de 0 à 20 cm.

Tab. B: Transects considérés le long des routes suisses

Métaux lourds	Nombre de transects (nombre d'échantillons)	
	0 - 20 cm	0 - 5 cm
Pb	32 (172)	17 (114)
Cd	20 (113)	12 (69)
Zn	20 (115)	12 (69)
Cu	9 (57)	4 (22)
Mn	5 (25)	5 (32)

Le chapitre 5 contient une vue d'ensemble des études réalisées en Suisse ainsi que des représentations graphiques de la forte dispersion de la teneur en métaux lourds. On constate une dépendance marquée entre la teneur totale (extrait de HNO_3) dans le sol de surface et la distance à la piste de circulation uniquement dans le cas du plomb, du cadmium et du zinc. On a enregistré des dépassements systématiques des valeurs indicatives de l'Osol (1986) dans l'espace adjacent à la route uniquement en ce qui concerne la teneur totale en plomb et en cadmium. En ce qui concerne la teneur en zinc, des dépassements systématiques des valeurs indicatives n'ont pas été relevés. Toutefois, quelques travaux montrent, en particulier pour la couche 0 - 5 cm dans la zone proche de la route, de nombreux dépassements des valeurs indicatives (N1 Kirchberg, 1987-89; N1/N2 Egerkingen/Härkingen 1990). La table qui suit donne une vue d'ensemble de l'extension moyenne des espaces contaminés situés le long d'autoroutes fortement fréquentées.

Tab. C: Zones contaminées le long des routes

Métaux lourds	Dépassements des valeurs indicatives 0-20 cm		augmentations constatées 0-5 cm
	systématiques	ponctuels	
Plomb	jusqu'à 8 m	jusqu'à 12 m	jusqu'à 8 m
Cadmium	jusqu'à 1 m	jusqu'à 6 m	jusqu'à 10 m
Zinc	aucun	jusqu'à 5 m	jusqu'à 10 m
Cuivre	pas d'augmentation remarquable		
Manganèse	pas d'augmentation remarquable		

Les études portant sur la teneur des sols en métaux lourds sous forme soluble le long des routes sont peu nombreuses et ne sont que très difficilement interprétables (chap. 5.1.1.2). La quantité soluble de métaux lourds est surtout déterminée par les propriétés chimiques du sol. Ainsi, on note par exemple des quantités sous forme soluble nettement plus faibles dans les remblais constitués de terre caractérisée par un pH neutre que dans les sols forestiers plus acides et éloignés des sources d'émission.

Teneur en polluants le long des lignes ferroviaires

Jusqu'à aujourd'hui, peu d'études du sol ont été menées en Suisse le long des voies de chemin de fer. Dans le cadre de ce projet, une étude-pilote a été lancée par la Station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement (FAC) afin d'élargir la modeste base de données à notre disposition: six différents sites ont été étudiés. Le but consistait à obtenir une première vue d'ensemble des teneurs du sol en Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Co, Ni et V le long des lignes ferroviaires suisses. Les sites d'observations représentent les principaux types d'exploitation des lignes ferroviaires du réseau CFF. Quatre endroits sont situés sur la ligne de transit du Gotthard: Möhlin (AG), Steinen(SZ), Erstfeld (UR) et Quinto (TI). Hindelbank (BE) se trouve sur le tronçon très fréquenté de la ligne Berne-Zurich. Les observations recueillies à Escholzmatt donnent une idée de la situation à laquelle on peut s'attendre le long d'un tronçon peu fréquenté qui est déjà depuis longtemps exploité.

Les premiers résultats montrent que ce n'est que pour le cuivre qu'il existe une dépendance nette entre la concentration mesurée dans le sol et la distance au chemin de fer. Les valeurs indicatives de l'Osol (1986) sont légèrement dépassées à proximité des rails.

Tab. D: Cuivre: zones contaminées le long des voies ferrées

Dépassements systématiques des valeurs indicatives	jusqu'à 7 m
Dépassements ponctuels des valeurs indicatives	jusqu'à 10 m

Le long de la ligne de transit très fréquentée du Gotthard, on constate, dans les couches superficielles du sol comme d'ailleurs aussi plus profondes, des teneurs relativement plus élevées en plomb, cadmium et zinc. Toutefois les valeurs observées sont faibles et se situent encore toutes nettement en-dessous des valeurs indicatives de l'Osol (1986). Ces quantités légèrement plus importantes de métaux lourds pourraient être un héritage de l'époque des trains à vapeur. En effet, des études effectuées sur les lignes

de chemin de fer dans l'Ontario (Canada) ont montré que les teneurs en plomb, cuivre et surtout en zinc étaient plus élevées dans le sol le long des tronçons empruntés par les locomotives à vapeur et diesel (chap. 6.1.5).

Dans le cadre de l'étude-pilote citée, on a procédé en différents endroits à des mesures aux environs immédiats des poteaux électriques (chap. 6.1.3): aucune augmentation significative n'a été constatée à ces endroits.

Teneur en polluants dans les plantes et chez les animaux

En Suisse et à l'étranger, particulièrement dans les années 60 et 70, on a entrepris des travaux sur la contamination des plantes par le plomb. On ne dispose que de très peu de mesures des autres métaux lourds. Les procédures de collectes, d'analyses et de mesures sont variées et les résultats très difficiles à comparer et à interpréter correctement. Ainsi par exemple, le lavage par eau des échantillons peut réduire de 30 à 65 % la teneur en plomb suivant la durée du rinçage. Dans cette étude, on a évalué les mesures faites en Suisse à 50 endroits.

Les parties des plantes en contact avec l'air sont contaminées en premier lieu par des particules dérivées du plomb selon le processus interception-déposition. On peut montrer l'augmentation de la teneur en plomb par des analyses des cernes des arbres ou des études sur les peuplements de roseaux.

En Suisse, on a procédé à des analyses de contamination par plomb pour l'herbe des prairies, des légumes, des fruits et des roseaux. Il existe une dépendance claire entre la teneur en plomb et la distance entre le lieu de mesure et la route.

Sur la base de différentes mesures, on peut dire que pour la période précédant l'introduction de la benzine sans plomb, il existe une zone contaminée par le plomb d'environ 200 m le long de chaque côté des routes très fréquentées. Des études réalisées après l'introduction de l'essence sans plomb montrent une réduction d'un tiers (< 5 mg/kg) des teneurs relevées jusque là. Dans les zones agricoles situées le long des routes ainsi que sur les talus bordant ces dernières, les résultats obtenus sont quelque peu faussés en raison de la pâture et du fauchage.

En Suisse, il n'existe que peu d'études concernant la contamination par métaux lourds le long des lignes de chemin de fer: les charges relevées sont relativement modestes.

En ce qui concerne les vertébrés, on a étudié en Suisse la contamination par plomb de vaches et de moutons nourris avec du foin contaminé. Les résultats montrent qu'une grande partie du plomb ingéré par les animaux est éliminée avec les excréments. On note une augmentation des teneurs en Pb chez les animaux soumis à l'expérience déjà après 4 semaines dans les reins (19 fois), dans le foie (21 fois) et dans le lait (4 fois). Pour la viande, les teneurs relevées dépassent les valeurs indicatives du Bundesgesundheitsamt (RFA). Chez les brebis portantes, on a constaté un passage du plomb dans le placenta; ce métal se retrouve dans les mêmes proportions dans les foetus.

Chez les invertébrés, la teneur en plomb est différente selon l'espèce et la manière de vivre de l'animal. La concentration mesurée chez les vers de terre peut être 10 à 100 fois celle de la flore du même lieu. Pour les carabes et les araignées, on a pu établir une relation entre le taux de contamination et la distance à la voie de chemin de fer. Une partie du plomb à l'intérieur de l'espace vital adjacent aux routes peut être transportée, en raison d'une part, de la mobilité de ces animaux et, d'autre part, du fait que ces derniers font eux-mêmes partie de la chaîne alimentaire.

Chez les vers de terre, on a constaté, sur la base de recensements, des modifications de la variété des espèces, de leur biomasse et de la répartition de ces animaux dans leur espace vital. L'importance de ces changements est dépendante de la distance qui sépare l'observation et la ligne ferroviaire. Aux abords de la route (0 - 10 m), la biomasse des vers de terre est de 2 à 3 fois moindre qu'à une distance de 100 m.

Evaluation des données disponibles et recherches à envisager

En Suisse, on a surtout étudié la teneur des sols en Pb, Cd et Zn le long des autoroutes et des routes nationales. Le degré de contamination le long des routes communales et cantonales, espaces qui se différencient souvent beaucoup par le bâti et le type d'exploitation du sol, est peu connu. On sait très peu de choses sur la contamination par les autres métaux lourds tels que Cu, Mn, Ni, V, Cr, Co, Br, Ce et Sm bien que WARD (1989b) note une augmentation de la quantité de ces substances dans les sols liée à l'intensification du trafic.

Les connaissances touchant la contamination du sol le long des routes par des polluants organiques sont aussi insuffisantes. Quelques travaux montrent une augmentation des teneurs en différents PCB et des composés aromatiques polycycliques du moins aux abords immédiats des routes. On doit étudier avec davantage de rigueur ce type de pollution. Les substances et les groupes de substances à déterminer doivent être spécifiés, les procédures d'analyses doivent être standardisées et appropriées.

En ce qui concerne les plantes et les animaux vivant près des routes, on a observé surtout une contamination par le plomb. Les atteintes par d'autres métaux lourds n'ont été étudiées que dans quelques cas isolés (cadmium). Nous n'avons aucune documentation sur l'importance de la contamination par les polluants organiques, carence qu'il est très souhaitable de combler par de futures recherches. Parallèlement à la pollution par des substances particulières, il faut aussi envisager d'étudier leurs interactions. Il est primordial, afin de faciliter la comparaison des données et d'augmenter leur représentativité, de standardiser plus rigoureusement les méthodes d'analyses et de définir comme indicateurs-types des plantes ou des familles de plantes bien précises.

Grâce à l'étude-pilote menée par la Station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement dans le cadre du présent travail (chap. 9.2), il a été possible de faire les premières estimations de la contamination par Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Co, Ni, V, Mo, Mn et Fe des sols le long des lignes CFF pour des distances aux rails moyennes (5 à 30 m). Il est souhaitable que ces mesures soient complétées par des observations supplémentaires d'une part dans un espace plus proches aux voies (0 - 5 m) et d'autre part dans des régions nettement plus éloignées. Enfin, il faut insister sur le fait que dans ce rapport, seule l'importance de la contamination aux abords immédiats des émetteurs a été estimée. Ce qui fait encore défaut, c'est une évaluation de la part de la pollution imputable à la circulation, transportée à partir des routes et des lignes ferroviaires et ensuite déposée dans l'environnement éloigné des voies de transport.

FIGURENVERZEICHNIS

Fig. 2.2-1:	Ablauf der Datenerfassung und -verarbeitung	3
Fig. 2.3-1:	Pb-Gehalt von Grasproben in Abhängigkeit von der Waschkdauer mit Leitungswasser und der Entfernung zur Strasse (SUCHODOLLER, 1967).....	10
Fig. 3.1-1:	Gesamtschweizerische Blei-Emissionen aus Treibstoffen zwischen 1950 und 2010 (BUS, 1987)	13
Fig. 3.3-1:	Relative Entwicklung der Schadstoffemissionen verschiedener Emittentengruppen zwischen 1950-2010 (BUS 1987, Fig.14)	23
Fig. 4.1-1:	Stoffflüsse zwischen Atmosphäre, Boden und Vegetation.....	24
Fig. 4.2-1:	Partikelhäufigkeiten in Abgasen von Motoren (BALTENSBERGER, 1985).....	25
Fig. 4.2-2:	Bleigehalte in Grössenfraktionen von Aerosolpartikeln in Abgasen und bei der Rezeption.....	27
Fig. 4.2-3:	Typen von Depositionen	28
Fig. 4.3-1:	Typische Depositionsbereiche beim Strassenverkehr.....	29
Fig. 4.3-2:	Turbulenzen durch Strassen- und Schienenverkehr	30
Fig. 4.3-3:	Mittlere Verweilzeiten von Aerosolen in ungestörter Luft (JAENICKE, 1986).....	31
Fig. 4.4-1:	Metallgehalte in Aerosolen in der Umgebung von Bern (GÄLLI PURGHART, 1989).....	34
Fig. 4.4-2:	Jährliche Depositionsraten entlang einer Autobahn (CONTAT et al., 1991)	36
Fig. 5.1-1:	Typische Schwermetallgehalte in Böden in Abhängigkeit von der Entfernung zur Strasse (SCHACHTSCHABEL et al., 1984).....	37
Fig. 5.1-2:	Standorte von Schadstoffuntersuchungen in Böden entlang von Strassen.....	38
Fig. 5.1-3:	Übersicht der Standorte der Pb-Messungen an Strassen	42
Fig. 5.1-4:	Pb-Gehalte in Abhängigkeit von der Distanz zum Strassenrand.....	43
Fig. 5.1-5:	Logarithmische Darstellung der Pb-Gehalte.....	45
Fig. 5.1-6:	Übersicht der Standorte der Cd-Messungen an Strassen	46
Fig. 5.1-7:	Cd-Gehalte in Abhängigkeit von der Distanz zum Strassenrand.....	47
Fig. 5.1-8:	Logarithmische Darstellung der Cd-Gehalte.....	48
Fig. 5.1-9:	Übersicht der Standorte der Zn-Messungen an Strassen	49
Fig. 5.1-10:	Zn-Gehalte in Abhängigkeit von der Distanz zum Strassenrand.....	50
Fig. 5.1-11:	Logarithmische Darstellung der Zn-Gehalte.....	51
Fig. 5.1-12:	Übersicht der Standorte der Cu-Messungen an Strassen	52
Fig. 5.1-13:	Cu-Gehalte in Abhängigkeit von der Distanz zum Strassenrand.....	53
Fig. 5.1-14:	Mn-Gehalte in Abhängigkeit von der Distanz zum Strassenrand.....	54
Fig. 5.1-15:	Einfluss des Fahrverhaltens auf den Bleiausstoss eines Personenwagens mittleren Alters (40'000 km) (HIRSCHLER & GILBERT, 1964)	60
Fig. 5.1-16:	Einfluss von Strassentyp und Verkehrsdichte auf die Schadstoffgehalte des Bodens und des Aufwuchses für Pb	61
Fig. 5.1-17:	Einfluss der Windrichtung auf die Pb-Deposition (POPE et al., 1979).....	62
Fig. 5.1-18:	Gewichts- und Volumenkonzentrationen bei unterschiedlichen Raumgewichten und Skelettanteilen (NEFTEL et al., 1991)	63
Fig. 5.1-19:	Evolution der jährlichen Depositionsraten von Blei in Ittigen (N1) (CONTAT et al., 1991)	64
Fig. 5.1-20:	Entwicklung der Bleigehalte im Boden nach der Autobahneröffnung (1986) bei Watford (GB) (WARD, 1989a).....	65
Fig. 5.2-1:	Pb-Belastung der Vegetation entlang von Strassen in Abhängigkeit von der Entfernung zur Fahrbahn (HORAK et al., 1976).....	67
Fig. 5.2-2:	Standorte der Untersuchungen von Blei und Cadmium in Pflanzen entlang von Strassen.....	68
Fig. 5.2-3:	Pb-Gehalte von Wiesenpflanzen entlang von Schweizer Strassen.....	72
Fig. 5.2-4:	Pb-Gehalte von Gemüseproben entlang von Schweizer Strassen.....	74

Fig. 5.2-5:	Pb-Gehalte von Getreide entlang von Schweizer Strassen	74
Fig. 5.2-6:	Pb-Gehalte von Obst entlang von Schweizer Strassen	75
Fig. 5.2-7:	Pb-Gehalte von Schilf entlang der N6	76
Fig. 5.2-8:	Vergleich von Pb-Gehalten in Blättern und Wurzeln von Gemüseproben (QUINCHE et al., 1969).....	77
Fig. 5.2-9:	Abhängigkeit des mittleren jährlichen Pb-Gehaltes von der Distanz zur Fahrbahn und der Verkehrsdichte (HORAK et al., 1976)	78
Fig. 5.2-10:	Pb-Gehalte in Rotem Wiesenklees in Abhängigkeit von der Windrichtung (WARD et al., 1979)	79
Fig. 5.2-11:	Pb-Gehalt von Grasproben entlang der N1 in Abhängigkeit von der Strassenlage (TIEFBAUAMT BE, 1991).....	80
Fig. 5.2-12:	Einfluss der Niederschläge auf die Pb-Belastung von Ligusterblättern (IMPENS et al., 1973).....	81
Fig. 5.2-13:	Mittlere Pb-Gehalte von Pflanzenproben in Abhängigkeit vom Sammelmonat und von der Distanz zur Fahrbahn (HORAK et al., 1976)	84
Fig. 5.2-14:	Pb-Gehalte in den Jahrringen einer Eiche entlang der Autobahn im Vergleich mit einer Eiche aus einem unbelasteten Gebiet in Nordschottland (WARD & HOMER, 1989)	84
Fig. 5.2-15:	Pb-Gehalte in einem Schilfbestand während der ersten Betriebsjahre der N6 (VON KÄNEL, 1977)	85
Fig. 5.2-16:	Cd-Gehalte von Grasproben entlang der N4 im Kanton Zug (TIEFBAUAMT ZG, 1990)	86
Fig. 5.2-17:	Schwermetallgehalte von Autobahnkompost (KANT. LAB. AG, 1990).....	88
Fig. 5.3-1:	Individuenzahl und Biomasse von Wirbellosen an der Tauernautobahn in Österreich (KASPE-ROWSKI & FRANK, 1990).....	90
Fig. 6.1-1:	Untersuchungsstandorte entlang von Bahnstrecken	94
Fig. 6.1-2:	Bleigehalte in Böden entlang von Bahnstrecken	96
Fig. 6.1-3:	Cadmiumgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken.....	97
Fig. 6.1-4:	Zinkgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken	98
Fig. 6.1-5:	Kupfergehalte in Böden entlang von Bahnstrecken	99
Fig. 6.1-6:	Chromgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken	100
Fig. 6.1-7:	Cobaltgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken	101
Fig. 6.1-8:	Nickelgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken.....	102
Fig. 6.1-9:	Vanadiumgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken	103
Fig. 6.1-10:	Kupfergehalte entlang der untersuchten Bahntrasse	107
Fig. 6.1-11:	Probenahmeplan entlang dem Bahntrasse.....	108
Fig. 6.1-12:	Vergleich der Schwermetallgehalte in Oberböden (0 - 20 cm) der Umgebung von Fahrleitungsmasten	108
Fig. 6.1-13:	Schwermetallgehalte entlang einer Bahnstrecke mit Diesel- und Dampftrieb (NRIAGU, 1978b)	112
Fig. 7.4-1:	Pb-Immissionen an der N1 (Herbstwerte) und Verbrauch von bleihaltigem Benzin (TIEFBAUAMT BE, 1991)	123

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. A:	Prozentuale Anteile der Bleifrachten.....	VI
Tab. B:	Ausgewertete Transekte von Bodenuntersuchungen entlang von Schweizer Strassen.....	VII
Tab. C:	Belastete Bereiche ab Strassenrand.....	VII
Tab. D:	Belastete Bereiche entlang von Eisenbahnstrecken für Kupfer.....	VIII
Tab. A:	Pourcentage des charges de plomb dans les différents flux de matières.....	XII
Tab. B:	Transects considérés le long des routes suisses.....	XII
Tab. C:	Zones contaminées le long des routes.....	XIII
Tab. D:	Cuivre: zones contaminées le long des voies ferrées.....	XIII
Tab. 2.1-1:	Übersicht der dargestellten Schadstoffe.....	2
Tab. 2.2-1:	Ergebnisse der Umfrage.....	4
Tab. 2.2-2:	Hauptsächlich untersuchte Schadstoffe (Schweiz und Ausland).....	4
Tab. 2.2-3:	Anzahl Studien mit Messungen in Böden, Pflanzen und Tieren.....	4
Tab. 2.2-4:	Untersuchte Stoffe in Schweizer Böden.....	5
Tab. 2.2-5:	Elektronische Datenbanken mit berücksichtigten umweltrelevanten Daten.....	6
Tab. 2.2-6:	Weitere elektronische Datenbanken mit umweltrelevanten Daten.....	6
Tab. 2.2-7:	Datenumfang in den durchsuchten elektronischen Dateien.....	7
Tab. 2.2-8:	Gesamtzahl ausgewerteter Untersuchungen.....	8
Tab. 2.3-1:	Extrahierte Stoffanteile bei verschiedenen Extraktionsverfahren.....	8
Tab. 2.3-2:	Bereich der Variationskoeffizienten für Schwermetallgehalte im HNO ₃ -Auszug.....	9
Tab. 2.3-3:	Einfluss der Waschtechnik auf die Entfernung von Pb und Zn von Brombeer- und Rhododendronblättern.....	10
Tab. 2.3-4:	Veränderungen des Pb-Gehaltes von ungewaschenen Grasproben durch Trocknung (SOMMER et al., 1971).....	11
Tab. 3.1-1:	Bleigehalte von Motorenbenzin (BUS, 1987).....	12
Tab. 3.1-2:	Gehalte an Blei, Zink und Cadmium in Diesel.....	13
Tab. 3.1-3:	Gesamtschweizerische jährliche Blei-, Zink- und Cadmium-Emissionen aus dem Diesel-Treibstoff.....	13
Tab. 3.1-4:	Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Laufflächen eines Reifens (JAUS, 1982).....	14
Tab. 3.1-5:	Maximaler Blei- und Cadmiumanteil in Zinkoxid für die Reifengummiherstellung.....	14
Tab. 3.1-6:	Jährlicher Reifenabrieb in der Schweiz.....	15
Tab. 3.1-7:	Jährlicher Reifenabrieb auf 7 verschiedenen Strassen in Norddeutschland.....	15
Tab. 3.1-8:	Zusammensetzung von Koksasche aus 100 % Altreifen (UBA, 1978).....	16
Tab. 3.1-9:	Typische Zusammensetzung von Bremsbelägen.....	16
Tab. 3.1-10:	Jährlicher Abrieb von Bremsbelägen auf 7 verschiedenen Strassen in Norddeutschland (MUSCHACK, 1990).....	17
Tab. 3.1-11:	Jährlicher Bremsbelagsabrieb in der Schweiz.....	17
Tab. 3.1-12:	Jährlicher Abrieb der Strassenbeläge auf 7 verschiedenen Strassen in Norddeutschland.....	18
Tab. 3.1-13:	Jährlicher Strassenbelagsabrieb in der Schweiz.....	18
Tab. 3.1-14:	Jährliche Blei-, Zink und Cadmium-Emissionen durch den Strassenverkehr in der Schweiz.....	19
Tab. 3.2-1:	Bestandteile von 12 verschiedenen Bremsbelägen für Scheibenbremsen und K-Bremsen in Gewichtsprozenten (ORE, 1974a).....	20
Tab. 3.2-2:	Verbrauch an Bremssohlen bei den SBB (ORE, 1974b).....	20
Tab. 3.2-3:	Metall- und Phosphorgehalt der Weichenschmiermittel (EMPA, 1989).....	22
Tab. 3.2-4:	Zusammenstellung der schienenverkehrsbedingten Emissionen.....	22
Tab. 4.2-1:	Emissionsraten von Bleipartikeln.....	26
Tab. 4.2-2:	Anteile verschiedener Bleiverbindungen in Aerosolen fern von Emissionsquellen.....	27

Tab. 4.4-1:	Bleigehalte in Grössenfraktionen des Strassenstaubs (RAMEAU, 1973).....	32
Tab. 4.4-2:	Medianwerte von Bleigehalten in Strassenstäuben (HO, 1990)	33
Tab. 4.4-3:	Metallgehalte in Strassensammlerschlämmen (AUE BL, 1986).....	33
Tab. 4.4-4:	Schwermetallniederschläge in den EG-Staaten (LAHMANN, 1990).....	35
Tab. 4.4-5:	Prozentuale Anteile der Bleifrachten (HUNTZICKER et al., 1975).....	36
Tab. 5.1-1:	Charakteristik der Schadstoffuntersuchungen in Böden	40
Tab. 5.1-2:	Angaben zu den Messorten von Bleigehalten	42
Tab. 5.1-3:	Angaben zu den Messorten von Blei mit anderen Probtiefen	43
Tab. 5.1-4:	Angaben zu extremen Pb-Messwerten	44
Tab. 5.1-5:	Angaben zu den Messorten.....	46
Tab. 5.1-6:	Angaben zu den Messorten von Cadmium in anderen Probtiefen.....	47
Tab. 5.1-7:	Angaben zu extremen Cd-Messwerten	47
Tab. 5.1-8:	Angaben zu den Zn-Messorten.....	49
Tab. 5.1-9:	Angaben zu den Messorten von Zink in anderen Probtiefen	50
Tab. 5.1-10:	Angaben zu extremen Zn-Messwerten	50
Tab. 5.1-11:	Angaben zu den Cu-Messorten.....	52
Tab. 5.1-12:	Angaben zu den Messorten von Kupfer in anderen Probtiefen.....	52
Tab. 5.1-13:	Angaben zu den Messorten von Mangangehalten.....	54
Tab. 5.1-14:	Lösliche Gehalte von Pb in verschiedenen Distanzen zum Strassenrand (AfU SO, 1991).....	56
Tab. 5.1-15:	Lösliche Gehalte von Cd in verschiedenen Distanzen zum Strassenrand.....	56
Tab. 5.1-16:	Lösliche Gehalte von Zn in verschiedenen Distanzen zum Strassenrand.....	56
Tab. 5.1-17:	Messungen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen und polychlorierten Biphenylen an der N1 (Auswertung eines Transekts aus AfU SO, 1991)	58
Tab. 5.1-18:	Kontaminationsbereiche für Schwermetalle ab Strassenrand.....	59
Tab. 5.1-19:	Jährliche Zuwachsrate von Schwermetallen entlang der N1 bei Kirchberg (NEFTEL et al., 1991)	65
Tab. 5.2-1:	Charakteristik der Untersuchungen von Blei und Cadmium in Pflanzen entlang von Strassen	70
Tab. 5.2-2:	Erhöhte Messwerte in Wiesenproben entlang von Schweizer Strassen.....	73
Tab. 5.2-3:	Pb-Gehalt von Gemüsepflanzen (QUINCHE et al., 1969)	77
Tab. 5.2-4:	Pb-Gehalt von Bäumen in Abhängigkeit von der Fahrbahnbreite (HAMPP, 1973).....	79
Tab. 5.2-5:	Anstieg der Pb-Gehalte nach einem starken Regenfall (ELIAS & CROXDALE, 1980).....	82
Tab. 5.2-6:	Pb-Gehalte von Baumrinden (WARD et al., 1974).....	82
Tab. 5.2-7:	Pb-Gehalte von Gemüse in Feldern mit und ohne Heckenschutz (COLLET, 1978).....	83
Tab. 5.2-8:	Cd-Gehalte in Grasproben in Abhängigkeit von der Distanz zur Strasse und der Verkehrsdichte (LAGERWERFF & SPECHT, 1970).....	87
Tab. 5.2-9:	Ni- und Zn-Gehalte in Grasproben in Abhängigkeit von der Distanz zur Strasse und der Verkehrsdichte (LAGERWERFF & SPECHT, 1970).....	87
Tab. 5.3-1:	Pb-Gehalte in Spinnentieren und Laufkäfern in Abhängigkeit zur Strassendistanz (WADE et al., 1980).....	89
Tab. 5.3-2:	Dichte (n/m^3) und Biomasse (g/m^3) von Regenwürmern an der N1 (AfU SO, 1991).....	89
Tab. 5.3-3:	Pb-Gehalte von Ausscheidungen, Blut und Milch (ZUBER et al., 1970).....	91
Tab. 5.3-4:	Pb-Gehalte in verschiedenen Organen von Kühen nach 36 Tagen Fütterung mit Autobahnheu.....	91
Tab. 6.1-1:	Charakterisierung der Bodenproben	93
Tab. 6.1-2:	Beschreibung der Beobachtungsstandorte.....	93
Tab. 6.1-3:	Messungen anderer Metallgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken.....	104
Tab. 6.1-4:	Zusammenstellung der standortspezifischen Unterschiede in den Schwermetallgehalten in Böden.....	105
Tab. 6.1-5:	Schwermetallgehalte in verschiedenen Bodentiefen in einem Bahndamm (AfU SG, 1990).....	111
Tab. 6.2-1:	Untersuchungen von pflanzlichem Material.....	112
Tab. 6.2-2:	Schwermetallgehalte in Schnittgut entlang von Eisenbahnlinien (THÖNI, 1991).....	113

Tab. 7.1-1:	Belastete Bereiche ab Strassenrand	115
Tab. 7.1-2:	Ausmass der strassennahen Schwermetallbelastung in der Schweiz	115
Tab. 7.1-3:	Belastete Bereiche ab Bahngleise für Kupfer	116
Tab. 7.1-4:	Ausmass der schienennahen Kupferbelastung.....	116
Tab. 7.2-1:	In der Schweiz geltende Schwellenwerte für Schwermetallgehalte in pflanzlichen Nahrungsmitteln (LINDT et al., 1990).....	117
Tab. 7.2-2:	Vorschlag zur Beurteilung von Schadstoffen in Pflanzen (LINDT et al., 1990).....	118
Tab. 7.2-3:	Grenzwerte zur Beurteilung der Schwermetallgehalte in pflanzlichem Schnittgut	119
Tab. 7.2-4:	Zusammenfassende Beurteilung der Pb-Belastung von Pflanzen an Strassen (vor der Einführung des Katalysators).....	120
Tab. 7.2-5:	Schwermetallgehalte der Schnittgutuntersuchungen entlang von Schienen.....	121
Tab. 7.3-1:	In Deutschland geltende Richtwerte für Pb, Cd und Hg in Milch, Fleisch und Fisch	122
Tab. 7.5-1:	Schwermetallmessungen in Oberböden (0 bis 20 cm) entlang von Schweizer Autostrassen.....	124

SYMBOLE UND ABKÜRZUNGEN

AAS:	Atomabsorptionspektrometrie
AfU:	Amt für Umweltschutz
AMA:	AMA City Driving Schedule (Federal Register USA, 1968)
ASB:	Bundesamt für Strassenbau
AWI:	Acceptable Weekly Intake (akzeptierbare wöchentliche Aufnahme)
BAG:	Bundesamt für Gesundheit
BAV:	Bundesamt für Verkehr
BGA:	Bundesgesundheitsamt (BRD)
BLS:	Bern-Lötschberg-Simplon Bahn
Br:	Brom
BUWAL:	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
Cd:	Cadmium
Ce:	Cer
Co:	Cobalt
Cr:	Chrom
Cu:	Kupfer
DTV:	Durchschnittlicher täglicher Verkehr
ETHZ:	Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
FaBo:	Fachstelle Bodenschutz
FAC:	Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld
FAO:	Food and Agriculture Organization
FAW:	Eidg. Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau, Wädenswil
FIV:	Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln
FM:	Frischmaterial
Fz:	Fahrzeuge
GBRT:	Güterbruttoregistertonnen
Hg:	Quecksilber
HS:	Hauptstrasse
KG:	Körpergewicht

KS:	Kantonsstrasse
Lee:	Windabgewandte Seite
Luv:	Windzugewandte Seite
LW:	Lastwagen
MMED:	mass median equivalent diameter
Mn:	Mangan
Mo:	Molybdän
Ni:	Nickel
NS:	Nationalstrasse (Nx: Nationalstrasse Nr. x)
ORE:	Forschungs- und Versuchsamt des Internationalen Eisenbahnverbandes
PAK:	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb:	Blei
PCB:	Polychlorierte Biphenyle
PGE:	Platingruppenelemente
PW:	Personenwagen
RW:	Richtwert
SBB:	Schweizerische Bundesbahnen
Se:	Selen
SEM:	Scanning-Elektronenmikroskop (Raster-Elektronenmikroskop)
Sn:	Zinn
STN:	Scientific and Technical Information Network, FIZ Karlsruhe
StoV:	Verordnung über umweltgefährdende Stoffe vom 9. Juni 1986
TG:	Trockengewicht
Tl:	Thallium
TM:	Trockenmaterial
TS:	Trockensubstanz
TVA:	Technische Verordnung über Abfälle vom 10. Dezember 1990
USG:	Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz)
ÜS	Übrige Strasse(n)
V:	Vanadium
VSBo:	Verordnung über Schadstoffe im Boden (Bodenverordnung)

WHO: World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)

WSL: Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf

Zn: Zink

1 Einleitung

1.1 Projektbegründung

Nach einer ersten groben Schätzung von VOGEL et al. (1989) wird die landesweite verkehrsnahere potentielle Schwermetallbelastung der Böden der Schweiz durch den Strassenverkehr (19'791 km Strassennetz x 50 m Kontaminationsbereich) mit rund 99'000 ha bzw. 3.2 % des produktiven Gebietes veranschlagt. Für den Schienenverkehr (5'130 km x 25 m) sind es 13'000 ha bzw. 0.4 %.

Die Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo, 1986) verlangt die eingehende Beobachtung der Belastungsgebiete, also auch der Bodenbelastung durch den Verkehr. Ferner wird der Aspekt der Bodenkontamination im Rahmen von Umweltverträglichkeitsstudien sehr unterschiedlich behandelt. Gründe dafür sind mangelnde Grundlagen der Fachbüros, Fehlen von Übersichtsdarstellungen und Beurteilungsstandards durch den Bund sowie die Schwierigkeit, Messdaten aus verschiedenen Untersuchungen wegen unterschiedlicher methodischer Ansätze zu vergleichen.

1.2 Auftrag und Zielsetzung

Der Auftrag zur vorliegenden Studie wurde vom Bundesamt für Strassenbau (ASB) und den Schweizerischen Bundesbahnen (SBB) erteilt. Die Arbeiten fanden unter der Leitung der Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC) sowie unter Beizug diverser Fachstellen statt.

Der Projektauftrag besteht in der Erarbeitung einer umfassenden und übersichtlichen Darstellung des aktuellen Kenntnisstandes sowie dem Aufzeigen von Wissenslücken zur Bodenverschmutzung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen durch den Strassen- und Schienenverkehr in der Schweiz. Damit wird eine erste gesamtschweizerische Beurteilungsgrundlage für Umweltverträglichkeitsstudien in diesem Bereich vorgelegt.

Gemäss dem Projektauftrag soll, in einer in sich geschlossenen Arbeit, die Bodenbelastung durch den Strassen- und den Schienenverkehr zwar klar getrennt, jedoch vergleichbar dargestellt werden. Schwergewicht der Studie ist die Aufarbeitung des Wissens über das Ausmass der verkehrsbedingten Bodenkontamination in der Schweiz, ausgehend von den Schadstoffquellen (Treibstoffverbrennung, Schmiermittel, Abrieb). Dargestellt werden Kenntnisse über die Ausbreitung von verkehrsbedingten Schadstoffen sowie deren Einträge in Böden, Pflanzen und Tiere.

Die Klärung folgender Fragen steht im Vordergrund:

- Sind die grob geschätzten Kontaminationsbereiche mit häufig auftretenden Richtwertüberschreitungen von 50 m für Strassen und 25 m für Bahnstrecken (VOGEL et al. 1989) realistisch?
- Können die Kontaminationsbereiche aufgrund verschiedener Schadstoffe, Verkehrscharakteristik, Topographie, Hauptwindrichtung, Vegetation und Nutzung sowie Bodeneigenschaften differenziert werden?

2 Methodik und Vorgehen

2.1 Abgrenzung und Darstellung

Der vorliegende Bericht beschränkt sich auf die Erfassung des Ausmasses der Verschmutzung und geht nicht auf ökotoxikologische Auswirkungen der Schadstoffe ein. Eine Beurteilung der verkehrsspezifischen Belastungen wird aufgrund der Überschreitung von Schwellenwerten vorgenommen.

Es wurden nur Schadstoffbelastungen durch Emissionen aus dem Strassen- und Schienenverkehr ausgewertet. Das Schwergewicht lag hierbei auf der Aufarbeitung des Wissens über das Ausmass der verkehrsbedingten Kontamination von Böden, von Pflanzen und Tieren durch Schadstoffe aus der Treibstoffverbrennung, von Schmiermitteln und aus dem Abrieb von Reifen, Bremsen, Schienen, Fahrleitungen und Strassenbelag. Während sich die Aufarbeitung für den Strassenverkehr auf die Zusammenstellung und Auswertung verfügbarer Daten beschränkte, wurde für den Schienenverkehr eine kleine Pilotstudie durchgeführt, da nur wenige Angaben zum Schienenverkehr gefunden werden konnten (vgl. Kap. 6 und Anhang 9.2). Folgende in Tabelle 2.1-1 zusammengestellte Schadstoffe sind im vorliegenden Bericht behandelt:

Tab. 2.1-1: Übersicht der dargestellten Schadstoffe

	Emission	Transport	Gehalte in		
			Böden	Pflanzen	Tieren
Strassenverkehr	Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Co, F, Hg, Mo, Ni	Pb	Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Co, F, Hg, Mn, Mo, Ni, Tl, PAK, PCB	Pb, Cd, Zn, Ni	Pb
Schienenverkehr	Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, Ni, Sn, Fe,	-	Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Co, Mn, Mo, Ni, V, Fe	Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Co, Mo, Ni, Sn	-

Die Darstellung folgt dem Weg der verkehrsbedingten Schadstoffe von der Quelle bis in Böden, Pflanzen und Tiere. Wo es sinnvoll ist, werden Strassen- und Schienenverkehr getrennt und falls möglich vergleichbar dargestellt.

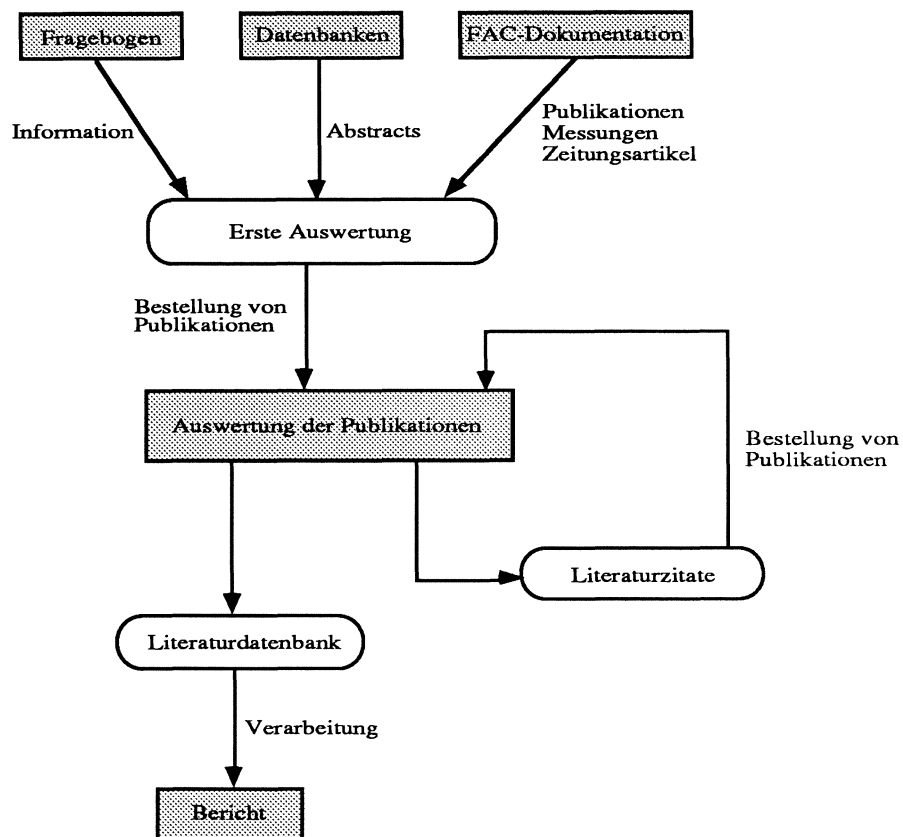
Die Kapitel über Emissionen, Transport und Ausbreitung sind zusammenfassende Übersichten aus der Literatur. Die Darstellung der gesammelten Schadstoffgehalte in Böden und Pflanzen stammen aus verschiedenen schweizerischen Quellen.

Übersichtskarten und -tabellen enthalten Angaben zu Standort und Charakteristik der Schadstoffuntersuchungen. Die Darstellung der Schadstoffgehalte erfolgt entsprechend der Haupteinflussfaktoren "Abstand von der Verkehrsachse" (in m) und "Bodentiefe" (0 - 20 cm und 0 - 5 cm) in Diagrammen mit linearer Skala für Sammeldarstellungen von Schadstofftransekten. Zur Abschätzung der Kontaminationsbereiche mit Richtwertüberschreitungen wurden aus Gründen einer besseren optischen Auflösung doppellogarithmische Graphiken erstellt. Für die Diskussion und für Vergleichszwecke sind Extremwerte und häufig auftretende Schwermetallgehalte in Tabellenform beigefügt.

2.2 Datenerfassung und Datenlage

Die Datenerfassung wickelte sich gemäss Fig. 2.2-1 ab. Einerseits wurden dem bearbeitenden Büro laufend Messdaten und Publikationen von der FAC zugestellt, andererseits wurde eine systematische Datensuche durch Datenbankabfragen sowie schriftliche Anfragen bei Ämtern, Hochschulen und privaten Organisationen angestrebt. Diese schriftlichen Anfragen wurden mittels Fragebogen, welche in deutscher, französischer und englischer Sprache abgefasst wurden, durchgeführt. Durch die auf diese Weise erhaltenen themenbezogenen Fachartikel konnten aufgrund von Literaturziten weitere "Arbeiten" bestellt werden.

Fig. 2.2-1: Ablauf der Datenerfassung und -verarbeitung



2.2.1 Datenbeschaffung mittels Fragebogen

Zur Datenbeschaffung wurden Fragebogen in deutscher, französischer und englischer Sprache (siehe Kap. 9.1) an kantonale Fachstellen, Hochschulen, nationale Naturschutz- und Fachorganisationen sowie Privatinstitutionen und ausländische Fachstellen verschickt. Die Ergebnisse der Umfrage sind in Tab. 2.2-1 aufgeführt.

Tab. 2.2-1: Ergebnisse der Umfrage

Fragebogen	Schweiz	Ausland
verschickt	97	38
positiv beantwortet	28	4
negativ beantwortet	33	4
nicht beantwortet	36	30

In den Tabellen 2.2-2 bis 2.2-4 sind sämtliche in die Auswertung einbezogenen Arbeiten aufgeführt.

Tab. 2.2-2: Hauptsächlich untersuchte Schadstoffe (Schweiz und Ausland)

Untersuchung Strasse	Anzahl Studien	vorwiegend untersuchte Stoffe
Schwermetalle	132	Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Mn
andere	3	PAK, PCB
Gesamt	135	

Untersuchung Schiene	Anzahl Studien	vorwiegend untersuchte Stoffe
Schwermetalle	8	Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Mn
Gesamt	8	

Tab. 2.2-3: Anzahl Studien mit Messungen in Böden, Pflanzen und Tieren

Untersuchung	Gesamt	Schweiz
In Böden	115	18
In Pflanzen	35	15
In Tieren	6	2
Gesamt	156	35

Tab. 2.2-4: Untersuchte Stoffe in Schweizer Böden

Stoffe	Anzahl Studien	Schiene
Pb	18	7
Cd	13	1
Zn	14	0
Cu	7	8

2.2.2 Literaturrecherche mittels elektronischer Datenbanken

2.2.2.1 Form der elektronischen Datenbanken

Verschiedene wissenschaftliche Verleger verkaufen Reviews und Abstracts in elektronischer Form.¹ Diese Daten sind entweder als Magnetbänder oder neuerdings als Compact-Disks (CD-ROMs) erhältlich. Die Abonnementspreise sind zum Teil erheblich und liegen, je nach Umfang und Inhalt der gesammelten Daten, um Fr. 10'000.- bis 50'000.- pro Jahr.

Zur Zeit bieten DATA-STAR, DIALOG und NTS Zugriff zu Datenbanken über das öffentliche PTT-Netz an. Es handelt sich dabei um Datenbankprogramme, die einen interaktiven Zugriff auf die verschiedensten Dateien erlauben. Die Akademie der medizinischen Wissenschaften stellt den Universitäten und den eidgenössischen Verwaltungsbetrieben unter dem Namen DOKDI eine spezielle Dienstleistung zur Verfügung, durch welche man auf Antrag Literaturrecherchen durchführen lassen kann.

Jeder dieser Datenbankanbieter stellt Dateien verschiedener Datenproduzenten zur Verfügung. Die Aufnahmekriterien für Artikel hängen von den Richtlinien der Datenproduzenten ab. Einheitliche Regelungen und Abgrenzungen gibt es keine. Viele Artikel sind mehrfach aufgenommen, andere gar nicht. Für die elektronischen Datenbankabfragen standen uns die folgenden Dateien zur Verfügung:

¹ Eine Übersicht des Angebots findet sich in "Directory of Portable Databases", einer regelmässigen Publikation, die in den meisten wissenschaftlichen Bibliotheken einzusehen ist.

Tab. 2.2-5: Elektronische Datenbanken mit berücksichtigten umweltrelevanten Daten

Kürzel	Dateiname	Produzent	Anbieter
AGRICOLA	Bibliographie of Agriculture	Bibliographie of Agriculture, USA	ETHZ
AGRIS	Agrindex	FAO	ETHZ
CAB	Abstracts of Journals of CAB	Commonwealth Agricultural Bureaux	ETHZ
CHEM	Chemical Abstracts	Chemical Abstracts, Columbus, USA	DATA-STAR, DIALOG, NTS
NTIS	National Technical Information Service	National Technical Information Service, Springfield, USA	ETHZ, DATA-STAR, NTS, DIALOG
POLL	Pollution Abstracts	Cambridge Scientific Abstracts, Bethesda, USA	DATA-STAR
TOXL	Toxline	National Library of Medicine, Bethesda, USA	DATA-STAR
ULT	Umweltliteraturdatenbank	Umweltbundesamt, Umplis, Berlin	DATA-STAR
UFOR	Umweltforschungsdatenbank	Umweltbundesamt, Umplis, Berlin	DATA-STAR

Es existieren noch eine Reihe weiterer Dateien umweltrelevanter Untersuchungen, welche jedoch aus finanziellen Gründen nicht alle abgefragt werden konnten.

Tab. 2.2-6: Weitere elektronische Datenbanken mit umweltrelevanten Daten

	Dateiname	Datenträger
ACID RAIN	Acid Rain Abstracts	CD-ROM
AXSES	InfoATLAS, Agriculture, Biology and Environment Sciences	Tape, Disk
DETEQ	Environment Technology Equipment Databank	CD-ROM
ECODISC	Ecology Abstracts	Tape, Disk
ENVIROLINE	Environment Abstracts	Tape
	Environment Library	CD-ROM
	Environment Periodicals Bibliography	CD-ROM
POLTOX	Pollution and Toxicology	CD-ROM

2.2.3 Resultate der Datenbankabfragen

Die verschiedenen Dateien wurden mit den gleichen Stichwortkombinationen abgefragt. Tabelle 2.2-7 gibt eine Übersicht über den mengenmässigen Umfang der Arbeiten, die den verschiedenen Suchkriterien entsprachen. Von den Arbeiten, die unseren Themenkreis berührten, wurden die Abstracts ausgewertet und Kopien der Arbeiten angefordert.

Tab. 2.2-7: Datenumfang in den durchsuchten elektronischen Dateien

Stichwort	NTIS	POLL	ULIT	UFOR	Agricola	AGRIS	CAB
Soil	34'436	9'387	1'216	855	40'178	32'120	39'833
Pollution	74'726	34'689	3'989	799	9'528	9'876	4'915
Soil with pollution	1'061	274	120	35	1'379	1'477	1'136
Traffic	27'726	1'096	165	320	256	111	437
Pollution and traffic	351	386	15	11	-	-	-
(Soil with pollution) and traffic	39	5	1	1	5	2	11
Rail	6'412	201	15	43	204	31	183
Pollution and Rail	59	26	0	0	0	0	1
(Soil with pollution) and Rail	0	0	0	0	0	0	0
(Soil with pollution) and Pb	68	26	3	0	59	65	90
(Soil with pollution) and Zn	36	274	1	2	47	52	62
(Soil with pollution) and Cd	45	16	12	0	64	76	76
(Soil with pollution) and Cu	30	12	1	0	42	47	54

Trotz breit angelegter elektronischer Datenbanken, war die Ausbeute recht bescheiden. Die meisten Publikationen, die wir auf traditionellem Weg beschaffen konnten, wurden bei der elektronischen Abfrage nicht erfasst. Konkrete Recherchen mittels der Autorennamen zeigten, dass viele der für uns relevanten Arbeiten in keiner der Datenbanken abfragbar waren.

Das Problem liegt in der Art und Weise, wie die einzelnen Datenbankproduzenten die Publikationen erfassen. Registriert werden vor allem Artikel, die in den wichtigsten Journalen erschienen sind sowie Arbeiten, die im Rahmen nationaler Forschungsprojekte durchgeführt wurden. Da die umweltrelevanten Arbeiten meist keine Aufnahme in die traditionellen, streng sektoriellen Journale finden und die Publikationen aus breiter angelegten Schriftenreihen, wie z.B. "Nature", von den Datenbankproduzenten meist nicht erfasst werden, entgehen sie der Aufnahme in die elektronischen Dateien.

Der grösste Teil der von uns verarbeiteten Fachpublikationen ist in Schriftenreihen publiziert, deren Artikel keinen direkten Eingang in die elektronischen Dateien finden. Bei vielen handelt es sich um Konferenz- oder Symposiumsbeiträge, die zusammengefasst mit den Transkriptionen aller anderen Vorträge, in Buchform publiziert werden. Solche Fachbeiträge sind nur durch allgemeine Deskriptoren und Stichworte beschrieben, die der Gesamtheit der enthaltenen Artikel Rechnung tragen. Zu den einzelnen Artikeln sind keine detaillierten Informationen mehr erhältlich, nicht einmal die Namen der einzelnen Autoren sind abrufbar.

Sämtliche im vorliegenden Bericht ausgewerteten Fachbeiträge sind in der Tab. 2.2-8 gruppenweise zusammengestellt.

Tab. 2.2-8: Gesamtzahl ausgewerteter Untersuchungen

Untersuchung	Total		Schweiz	
	Strasse	Schiene	Strasse	Schiene
Immission	110	10	35	7
Emission	15	10	7	1
Transmission	20	0	5	0
Gesamt	145	20	47	8

2.3 Vergleichbarkeit der Daten

2.3.1 Vergleichbarkeit von Bodenanalysen

Die im In- und Ausland veröffentlichten Untersuchungen von Schwermetallgehalten in Böden sind nur schwer miteinander vergleichbar, da oft verschiedene Analysemethoden angewendet und unterschiedliche Bodentiefen untersucht werden.

Den Einfluss verschiedener Extraktionsmethoden haben FITZE et al. (1989) für einige Metalle untersucht.

Tab. 2.3-1: Extrahierte Stoffanteile bei verschiedenen Extraktionsverfahren

Stoff	HF/HClO ₄	HNO ₃	Dithionit	NaNO ₃
Blei	100 %	70.1 %	15.4 %	< 1 %
Zink	100 %	66.2 %	17.8 %	2.8 %
Kupfer	100 %	70.9 %	18.2 %	< 1 %
Mangan	100 %	85.7 %	84.3 %	8.0 %

In der Schweiz schreibt die "Verordnung über Schadstoffe im Boden" (VSBo, 1986) Extraktionsverfahren und als Referenztiefe für Bodenprobenahmen die obersten 20 cm vor. Weitere Standardisierungsempfehlungen sind in der "Wegleitung für die Probenahme und Analyse von Schadstoffen im Boden" (BUWAL, 1987) gegeben.

Die Vergleichbarkeit der Analysenresultate nach VSBo (1986) wurde anhand eines Ringversuchs abgeklärt, bei welchem 9 verschiedene Bodenproben von mehreren Labors untersucht wurden (FAC, 1989). In Tab. 2.3-2 sind die minimalen resp. maximalen Variationskoeffizienten (Streubereiche) aufgeführt, die bei den Analysen der einzelnen Bodenproben beobachtet werden konnten.

Tab. 2.3-2: Bereich der Variationskoeffizienten für Schwermetallgehalte im HNO₃-Auszug

Stoff	Anzahl Labors	Variationskoeffizient		Vergleichbarkeit
		min. der einzelnen	max. Bodenproben	
Blei	45	17 %	54 %	gut
Cadmium	42	42 %	147 %	schlecht
Zink	45	11 %	23 %	gut
Kupfer	45	13 %	118 %	gut
Chrom	41	30 %	39 %	mässig
Nickel	43	18 %	26 %	gut
Molybdän	17	184 %	246 %	schlecht

Der Einfluss von Steingehalt und Raumgewicht von Böden auf die Vergleichbarkeit von Laborresultaten wird in Kap. 5.1.3.7 diskutiert.

2.3.2 Vergleichbarkeit von Pflanzenanalysen

Im Gegensatz zur Entnahme und Analyse von Bodenproben gibt es in der Schweiz keine methodischen Richtlinien zum Sammeln und Analysieren pflanzlichen Probenmaterials bezüglich Schadstoffgehalten. Die verwendeten Techniken sind dementsprechend vielfältig und die Vergleichbarkeit schwierig.

Um die Vergleichbarkeit verschiedener Messungen zu gewährleisten, müssen die untersuchten Pflanzen genau, d. h. bis auf Art oder Sorte bestimmt werden. Bei Untersuchungen von Wiesenproben muss die soziologische Zusammensetzung, der Wuchs und das letzte Schnittdatum angegeben werden. Ein wichtiger, in Fachbeiträgen oft zu wenig genau beschriebener Punkt ist die Behandlung des gewonnenen Probenmaterials. Um den Einfluss von auf der Pflanzenoberfläche angelagerten Schadstoffen zu eliminieren, können die Pflanzenproben vor den Messungen gewaschen werden. Die Wascheffizienz hängt dabei von der Pflanzenoberfläche, der Art der Waschlösung, der Behandlungsdauer und dem Schadstoff selbst ab. So können durch das Waschen mit Leitungswasser nach QUINCHE et al. (1969) 30 - 65 %, nach GARBER (1970) 30 - 50 % und nach KLOKE & RIEBARTSCH (1964) bis zu 80 % des aufgelagerten Bleis abgewaschen werden. Die Effizienz verschiedener Waschverfahren wurde von FLANAGAN et al. (1980) bezüglich Abwaschbarkeit von Blei und Zink geprüft. Die Resultate sind in Tab. 2.3-3 dargestellt.

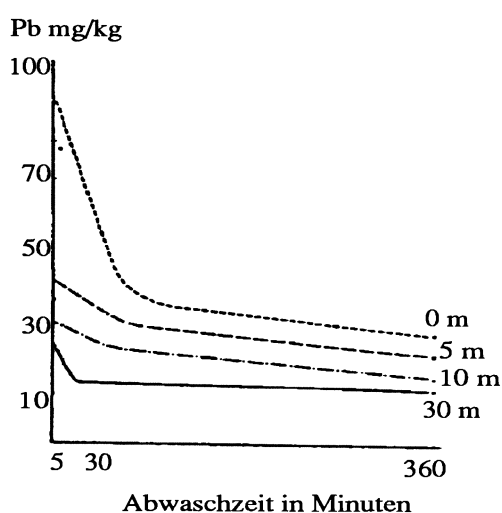
Tab. 2.3-3: Einfluss der Waschtechnik auf die Entfernung von Pb und Zn von Brombeer- und Rhododendronblättern

Waschlösung	Pb abwaschbar	Zn abwaschbar
H ₂ O dest. (2 Min.)	29.4 %	14.1 %
H ₂ O dest. (24 Std.)	75.9 %	37.2 %
H ₂ O dest./Detergent	30.5 %	3.7 %
0.01 N HCl	52.9 %	8.8 %
0.5 N CH ₃ COOH	38.6 %	33.5 %
0.01 M 2NH ₄ -EDTA	34.5 %	41.7 %
0.1 M 2NH ₄ -EDTA	11.0 %	36.3 %
0.1 M 2NH ₄ -EDTA/Detergent	74.4 %	40.3 %

ELIAS & CROXDALE (1980) erreichten bei Föhrennadeln sogar eine mindestens 90 %ige Entfernung der aufgelagerten Pb-Partikel durch das sukzessive Waschen in Methanol, destilliertem H₂O und HCl. Durch eine anschließende Kontrolle mittels Rasterelektronenmikroskop konnten keine Pb-Teilchen auf den Nadeln mehr festgestellt werden.

Der Einfluss der Waschdauer auf den Schadstoffgehalt konnte von SUCHODOLLER (1967) anhand von Grasproben, welche in Leitungswasser gewaschen wurden, eindrücklich demonstriert werden. Die Resultate sind in der nachfolgenden Figur dargestellt.

Fig. 2.3-1: Pb-Gehalt von Grasproben in Abhängigkeit von der Waschdauer mit Leitungswasser und der Entfernung zur Strasse (SUCHODOLLER, 1967)



Bei Probematerial, welches weiter entfernt von der Fahrbahn gesammelt wurde, lässt die Wascheffizienz auch bei längerer Waschdauer nach. In grösseren Entfernungen werden nur noch sehr

kleine Pb-Teilchen abgelagert, welche schwerer abzuwaschen sind als die grossen. So konnten ELIAS & CROXDALE (1980) nachweisen, dass die kleinsten Pb-Teilchen ($< 1 \mu\text{m}$) mit Wasser nicht mehr von Föhrennadeln abgewaschen werden können.

In der Regel wird das Pflanzengut direkt nach dem Sammeln oder nach der Waschprozedur im Trockenschrank bei ca. 80°C getrocknet. Durch das Trocknen in Umluft kann es nach SOMMER et al. (1971) bereits bei tieferen Temperaturen (35°C) zu Pb-Verlusten kommen (siehe Tab. 2.3-4). Die oberflächlich auf den Pflanzenteilen adsorbierten Partikel können in Verlauf der Trocknung im Luftstrom resuspendiert werden.

Tab. 2.3-4: Veränderungen des Pb-Gehaltes von ungewaschenen Grasproben durch Trocknung (SOMMER et al., 1971)

Probe	Grünprobe	Trocknung bei Raumtemperatur	Trocknung bei 35° im Trockenschrank in Umluft	Abnahme des Pb-Gehalts
	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Mischaufwuchs	144	139	69	52 %
Knautgras	121	128	82	32 %
Straussgras	104	106	79	24 %
Rotschwengel	82	-	42	49 %
Mischaufwuchs	470	465	-	-
Mischaufwuchs	11.2	11.6	9.4	16 %

Die Autoren schlagen deshalb vor, die Pflanzenproben nass zu veraschen. Die Methoden des Veraschens variieren bezüglich Temperatur und Dauer z. T. beträchtlich. Die Schwermetallanalysen erfolgen in den meisten Fällen mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS).

Die Pb-Gehalte, welche in der Schweiz gemessen wurden, basieren zum grössten Teil auf Messungen von ungewaschenem Probenmaterial. Diese Messwerte geben einen Eindruck von derjenigen Pb-Belastung der Vegetation am Strassenrand wieder, die hinsichtlich der Beeinträchtigungen auf Mensch, Tier und Pflanzen selbst eine Rolle spielt. In die Auswertungen zum vorliegenden Bericht wurden deshalb nur Messwerte von ungewaschenem Probenmaterial einbezogen.

3 Emission verkehrsbedingter Schadstoffe

In diesem Kapitel werden die Emissionen der geläufigsten Schadstoffe durch den Strassen- und Schienenverkehr dargestellt. Beim Strassenverkehr werden Blei, Zink und Cadmium näher untersucht. Für diese Schadstoffe liegen Angaben über deren zeitliche Entwicklung nach 1950 vor. Für den Schienenverkehr können aus den zur Zeit bekannten Daten keine quantitativen Abschätzungen vorgenommen werden.

3.1 Emittenten und Emissionsspektren im Strassenverkehr

3.1.1 Emissionen durch die Verbrennung von Treibstoffen

Schadstoffe aus Treibstoffen gelangen direkt durch Verdunstung oder nach der Verbrennung als Abgase in die Umwelt.

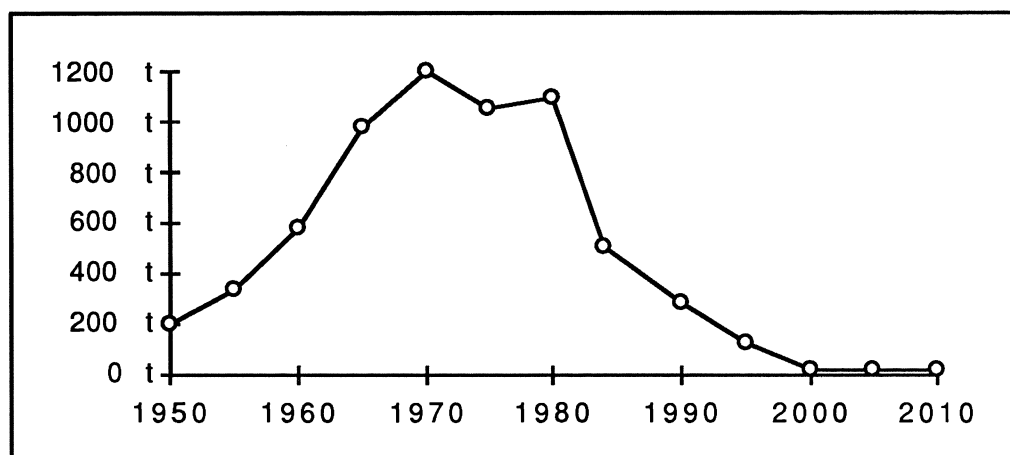
Blei

Die durch den Verkehr verursachten Blei-Emissionen gelangen vorwiegend durch das verbleite Benzin in die Umwelt. Der Anteil des Benzins, welcher verdunstet, beträgt knapp 0.5 % (HUNTZICKER et al., 1975). Der überwiegende Anteil des Bleis wird also durch den Auspuff emittiert. Das Auspuffsystem wirkt dabei als Zwischenspeicher. Bei neuen Auspuffsystemen kann der Schadstoffgehalt in diesem Zwischenspeicher erst nach mehreren tausend Kilometern einen stabilen Wert erreichen (TER HAAR et al., 1972). Obschon infolge der Anreicherung der Bleipartikel im Auspuffsystem und im Motoröl, je nach Alter der Fahrzeugteile, nur ca. 60 - 90 % des Bleis im Benzin emittiert werden (HIRSCHLER et al., 1964), wurden die Blei-Emissionen in den meisten Arbeiten aufgrund der Bleigehalte der Treibstoffe (häufig auch der zulässigen und nicht der effektiven Gehalte) und der Verbrauchsmengen abgeschätzt. Diese Abschätzungen sind also eher als obere Schranke der tatsächlichen Emissionen anzusehen. Der Bleiausstoss erfolgt auch nicht regelmässig. Er erreicht beispielsweise Spitzenwerte bei starken Beschleunigungen (HUNTZICKER et al., 1975), die die mittleren Emissionen um ein Mehrfaches übertreffen können (vgl. Fig. 5.1-15). Der Anteil des verbleiten Benzins an den weltweiten anthropogenen Blei-Emissionen betrug in der Periode 1974/75 61 % oder $2.7 \cdot 10^5$ t (NRIAGU, 1978b). Die Blei-Emissionen durch Treibstoffe in der Schweiz werden im Bericht Nr. 76 vom BUS (1987) für die Periode von 1950 - 2010 gemäss Fig. 3.1-1 angegeben. Dabei wurde von den effektiven Bleigehalten, wie sie in der Tab. 3.1-1 enthalten sind, ausgegangen.

Tab. 3.1-1: Bleigehalte von Motorenbenzin (BUS, 1987)

Jahr/Periode	Super-Benzin verbleit	Normal-Benzin verbleit	Unverbleites Benzin
1950 - 1965	600 mg/l	600 mg/l	-
1970	550 mg/l	450 mg/l	-
1975	390 mg/l	350 mg/l	-
1980	390 mg/l	140 mg/l	-
1984	140 mg/l	140 mg/l	-
1990-2010	140 mg/l	-	4 mg/l

Fig. 3.1-1: Gesamtschweizerische Blei-Emissionen aus Treibstoffen zwischen 1950 und 2010 (BUS, 1987)



Blei-, Zink- und Cadmium-Emissionen aus dem Diesel-Treibstoff des Strassenverkehrs

Schwermetallgehalte von Diesel untersuchte das Amt für Umweltschutz des Kantons Solothurn (AfU SO, 1990b). An fünf Tankstellen im Kanton Luzern wurden Diesel-Proben auf ihren Blei-, Zink- und Cadmium-Gehalt untersucht. Die Ergebnisse dieser Studie sind in Tab. 3.1-2 aufgeführt.

Tab. 3.1-2: Gehalte an Blei, Zink und Cadmium in Diesel

Schwermetall	typische Werte	höchster Wert
Blei	46 - 216 µg/l	5900 µg/l
Zink	30 - 370 µg/l	370 µg/l
Cadmium	nicht nachweisbar	1 µg/l

Die Schwermetall-Emissionen lassen sich aufgrund ihrer Gehalte im Diesel und aufgrund des Verbrauchs durch den Schwerverkehr einfach abschätzen (AfU SO, 1990a). In der Tab. 3.1-3 sind die Blei-, Zink- und Cadmium-Emissionen in der Schweiz zusammengestellt.

Tab. 3.1-3: Gesamtschweizerische jährliche Blei-, Zink- und Cadmium-Emissionen aus dem Diesel-Treibstoff

Gesamtfahrleistungen LW (Bezugsjahr 1990)	2'204·10 ⁶ km
Gesamtverbrauch (30 l Diesel/100 km)	661·10 ⁶ l
Blei	30 - 143 kg
Zink	18 - 245 kg
Cadmium	0 - 1 kg

3.1.2 Reifenabrieb

Der Reifenabrieb eines Fahrzeugs hängt von mehreren Faktoren ab. Einerseits sind gewisse Fahrzeugdaten, wie das Fahrzeuggewicht, die Anzahl Räder, die Anordnung der Achsen, die Einstellung der Lenkgeometrie etc. für den Reifenabrieb massgebend, andererseits spielen der Strassenbelag, die Topographie (Kurven, Steigungen oder Gefälle), die Geschwindigkeit, der Verkehrsfluss und das Fahrverhalten ebenfalls eine wichtige Rolle. In der Literatur werden in der Regel Mittelwerte des Reifenabriebs angegeben, welche aufgrund der durchschnittlichen Laufleistung eines Reifens und dem dabei erlittenen Gewichtsverlust ermittelt werden. Die konkrete Emissionssituation an einem bestimmten Ort kann mit diesen Angaben natürlich nicht erfasst werden.

Die Zusammensetzung eines Reifens

Die Komponenten eines Autoreifens lassen sich in die Karkasse und in die Lauffläche einteilen. Für den Reifenabrieb auf der Strasse interessiert nur die Zusammensetzung der Lauffläche. Diese ist je nach Fahrzeuggattung und Fabrikat unterschiedlich aufgebaut. In der Tab. 3.1-4 wird eine durchschnittliche Zusammensetzung einer PW- und einer LW-Lauffläche aus dem Jahr 1982 wiedergegeben (JAUS, 1982).

Tab. 3.1-4: Durchschnittliche prozentuale Zusammensetzung der Laufflächen eines Reifens (JAUS, 1982)

Inhaltsstoff	Personenwagen	Lastwagen	Erläuterung
Kautschuk	50-60 %	60-70 %	Synthesekautschuk aus ca. 75 % Styrene-butadien-rubber (Buna S), 20 % Butadien-rubber, Rest Sonderkautschuke
Anteil an Synthesekautschuk	85 %	80 %	
Russ	25-30 %	20-30 %	Russ wird durch Zersetzung und Verbrennung von Erdölfraktionen gewonnen
Öle und Harze	5-10 %	0-5 %	6 Teile Leichtöl und 1 Teil Kunstharze (Phenolharze)
Schwefel	1 %	1 %	An Kautschukmoleküle gebunden
Zinkoxid *	2 %	2 %	Als Aktivatorstoff für die Vulkanisation
Hilfsmittel	1 %	1 %	Vernetzungsbeschleuniger wie Sulfenamide und Alterungsschutzmittel wie Paraphenylendiamin

Die Prozentwerte beziehen sich auf die Gummimischung und nicht auf den ganzen Reifen.

* 2 % Zinkoxid entspricht einem Gehalt von 1.6 % Zink

In dem für die Vulkanisation verwendeten Zinkoxid sind, wie Tab. 3.1-5 zeigt, zusätzlich Blei und Cadmium enthalten (Angaben gemäss PROCHIMIE AVENCHES SA, 1990).

Tab. 3.1-5: Maximaler Blei- und Cadmiumanteil in Zinkoxid für die Reifengummiherstellung

Blei	Cadmium
0.05 - 0.2 %*	0.02 - 0.03 % **
0.5 - 2.0 g/kg	< 0.2 - 0.3 g/kg

* je nach Zinkoxidqualität

** aus AfU SO (1990a)

Mit den Angaben der Tabellen 3.1-4 und 3.1-5 lassen sich die maximalen Blei- und Cadmiumgehalte in den Laufflächen eines Reifens ebenfalls angeben, falls die übrigen Inhaltsstoffe der Laufflächen blei- und cadmiumfrei sind (AfU SO, 1990a).

Abschätzung des mittleren Reifenabriebs von Personen- und Lastwagen

Die einfachste Methode den mittleren Reifenabrieb pro gefahrenen Kilometer eines Fahrzeugs zu bestimmen geht über die Messung der Gewichtsabnahme bei der mittleren Laufleistung eines Reifens. Mit dieser Methode wurde der mittlere Reifenabrieb für Personen- und für Lastwagen abgeschätzt. In der Tabelle 3.1-6 ist der Bereich der geschätzten Werte für den Reifenabrieb angegeben. Zusätzlich aufgeführt sind die Bereiche der jährlichen Zink-, Blei- und Cadmium-Emissionen, welche mit den Daten der Tabellen 3.1-4. und 3.1-5 berechnet wurden (gemäss AfU SO, 1990a und JAUS, 1982).

Tab. 3.1-6: Jährlicher Reifenabrieb in der Schweiz

	Personenwagen	Lastwagen	PW und LW
Gesamtfahrleistungen 1990	43'813·10 ⁶ km	2'204·10 ⁶ km	
Mittlere Laufleistung eines Reifens	40'000 - 75'000 km	80'000 - 140'000 km	
Mittlerer Abrieb pro Reifen	1.2 - 2 kg	9.6 - 12 kg	
Mittlerer Reifenabrieb eines Fahrzeugs pro km	64 - 200 mg/km	686 - 1500 mg/km*	
Jährlicher Reifenabrieb	2'800 - 8'760 t	1'510 - 3'310 t	4'310 - 12'070 t
Mittlere Zink-Emissionen pro km	1.0 - 3.2 mg/km	11 - 24 mg/km	
Jährliche Zink-Emissionen	45 - 140 t	24 - 53 t	69 - 193 t
Mittlere Blei-Emissionen pro km	0.6 - 8.mg/km	6.9 - 60 mg/km	
Jährliche Blei-Emissionen	28 - 350 kg	15 - 133 kg	43 - 483 kg
Mittlere Cadmium-Emissionen pro km	0.25 - 1.2 mg/km	2.8 - 9 mg/km	
Jährliche Cadmium-Emissionen	11 - 53 kg	6 - 20 kg	17 - 73 kg

* unter der Annahme einer mittleren Zahl von 10 Rädern eines Lastwagens

Der Vergleich des Reifenabriebs auf 7 unterschiedlichen, verschieden stark befahrenen Strassen ist in der Tabelle 3.1-7 wiedergegeben (MUSCHACK, 1990).

Tab. 3.1-7: Jährlicher Reifenabrieb auf 7 verschiedenen Strassen in Norddeutschland

Strassentyp	Reifenabrieb
Bewohnter Weg	55 kg/km
Bewohnte Strasse	68 kg/km
Verteiler	100 kg/km
Hauptverteiler	153 kg/km
Hauptstrasse	242 kg/km
4-spurige Hauptstrasse	347 kg/km
Autobahn	657 kg/km

Der jährliche Reifenabrieb auf den verschiedenen untersuchten Strassen fällt wie erwartet sehr unterschiedlich aus. Leider werden in dieser Arbeit keine näheren Angaben über die untersuchten Strassen, noch über den durchschnittlichen Verkehr auf diesen Strassen gemacht. Auch werden keine näheren Angaben über die Art und Weise gegeben, mit der die Reifenabriebmengen abgeschätzt worden sind.

Zusätzlich wird in dieser Arbeit (MUSCHACK, 1990) der Gehalt an Blei, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink im Reifenabrieb angegeben. Dabei sind die Werte für den Bleianteil je nach untersuchter Strasse 30 - 110 % höher als diejenigen des Zinkanteils. Berechnet man die jährlichen Bleiemissionen im Reifenabrieb nach diesen Angaben, so wäre ein Beitrag von 340 t pro Jahr zu erwarten. Möglicherweise hat der Autor dabei die Treibstoffemissionen mitberücksichtigt, da diese im Bereich des angegebenen Wertes liegen. Die hohen Bleigehalte aus dem Reifenabrieb, wie sie der Autor aufführt, stehen im Widerspruch zu einer Aschenanalyse von reinem Gummikoks. Die Zusammensetzung der Asche von reinem Gummikoks, welcher aus Altreifen hergestellt wurde (UBA, 1978) ist in der Tab. 3.1-8 wiedergegeben. Die angegebenen Stoffe machen mehr als 96 % der Asche aus. Unter der Annahme einer vergleichbaren Gummimischung der Laufflächen und der Karkassen, kann somit aus diesen Daten ein Bleigehalt in der Größenordnung des Zinkgehalts für den Reifenabrieb ausgeschlossen werden.

Tab. 3.1-8: Zusammensetzung von Koksasche aus 100 % Altreifen (UBA, 1978)

SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	SO ₃	ZnO
16.7 %	13.4 %	4.8 %	0.5 %	6.7 %	1.9 %	1.1 %	1.1 %	0.6 %	4.5 %	45.0 %

Zur endgültigen Klärung der Schwermetallgehalte des Reifenabriebs müssten die Laufflächen einiger häufig vorkommender Reifen chemisch analysiert werden.

3.1.3 Abrieb der Bremsbeläge

Eine Zusammenstellung der typischen Gemische für asbesthaltige Reibmaterialien, wie sie unter anderem für Bremsbeläge verwendet werden, ist in der Tab. 3.1-9 wiedergegeben (UBA, 1978). Die Metallspäne dienen vorwiegend zur Erhöhung der mechanischen Festigkeit sowie zur besseren Wärmeableitung. Sie bestehen aus Recyclingmaterial und weisen daher starke Schwankungen in der Zusammensetzung auf. Zur Bestimmung der Schwermetall-Emissionen durch den Abrieb von Bremsbelägen aufgrund ihrer Zusammensetzung, müsste also über die Werte vieler Beläge gemittelt werden können.

Tab. 3.1-9: Typische Zusammensetzung von Bremsbelägen

	Anteil am Gesamtbelag	mittlerer Anteil
Chrysotil-Asbest	10-70 %	35 %
Bindemittel *	5-20 %	11 %
Anorganische Füllstoffe **	Anteile stark schwankend	
Metalle in Pulver- oder Spanform ***	Anteile stark schwankend	

* Phenol-, Formaldehyd- und Kresol-Formaldehydharze

** z.B. Kaolin, Schiefermehl, Schwerspat

*** z.B. Kupfer, Messing, Zink

Ergebnisse einer Analyse des Bremsstaubs wurden nur bei MUSCHACK (1990) gefunden, der allerdings keine Einzelheiten über die Messungen angibt (siehe dazu Tabellen 3.1-10 und 3.1-11).

Tab. 3.1-10: Jährlicher Abrieb von Bremsbelägen auf 7 verschiedenen Strassen in Norddeutschland (MUSCHACK, 1990)

Strassentyp	Abrieb der Bremsbeläge	Verhältnis Bremsbelags- zu Reifenabrieb
Bewohnter Weg	2.7 kg/km	5%
Bewohnte Strasse	9.6 kg/km	14%
Verteiler	18 kg/km	18%
Hauptverteiler	27 kg/km	18%
Hauptstrasse	58 kg/km	24%
4-Spurige Hauptstrasse	126 kg/km	36%
Autobahn	164 kg/km	25%

Das schweizerische Strassennetz setzt sich aus 51'200 km Gemeindestrassen (72 %), 18'400 km Kantonsstrassen (26 %) und 1'500 km Nationalstrassen (2 %) zusammen. Setzt man die Gemeindestrassen den Verteilern (oder Hauptverteilern), die Kantonsstrassen den Hauptstrassen, und die Nationalstrassen den Autobahnen in der Tabelle 3.1-10 gleich, so erhält man für den mittleren Bremsbelagsabrieb 20 % des Reifenabriebs. Die Abschätzung des Bremsbelagsabriebs mit Hilfe des bekannten Reifenabriebs (siehe Tab. 3.1-6) ist in der Tab. 3.1-11 wiedergegeben.

Tab. 3.1-11: Jährlicher Bremsbelagsabrieb in der Schweiz

	PW und LW
Jährlicher Bremsbelagsabrieb	860 - 2'400 t
Mittlerer Zinkgehalt	0.14 g/kg
Mittlerer Bleigehalt	1.1 g/kg
Jährliche Blei-Emissionen	0.9 - 2.6 t
Jährliche Zink-Emissionen	0.12 - 0.33 t

3.1.4 Abrieb des Strassenbelages

Angaben über den Abrieb der Strassenbeläge und über dessen Zusammensetzung wurden nur bei MUSCHACK (1990) gefunden.

Tab. 3.1-12: Jährlicher Abrieb der Strassenbeläge auf 7 verschiedenen Strassen in Norddeutschland

Strassentyp	Abrieb des Strassenbelags*
Bewohnter Weg	694 kg/km
Bewohnte Strasse	2'427 kg/km
Verteiler	4'508 kg/km
Hauptverteiler	6'935 kg/km
Hauptstrasse	14'564 kg/km
4-Spurige Hauptstrasse	31'901 kg/km
Autobahn	20'000 kg/km

* Der Abrieb der Strassenbeläge ist relativ hoch, weil Spikesreifen auf einigen der untersuchten Strassen erlaubt waren. Nähere Angaben hierzu fehlen allerdings.

Die Abschätzung des jährlichen Strassenabriebs in der Schweiz wurde analog zur Abschätzung des Bremsbelagsabriebs vorgenommen. Für den mittleren Strassenbelagsabrieb erhält man das 49-fache des Reifenabriebs. Aus den durchschnittlichen Schwermetallgehalten des Strassenabriebs, lassen sich wie in Kapitel 3.1.3 die Schwermetall-Emissionen aus dem Strassenbelagsabrieb ableiten.

Tab. 3.1-13: Jährlicher Strassenbelagsabrieb in der Schweiz

	PW und LW
Jährlicher Strassenbelagsabrieb	210'000 - 590'000 t
Mittlerer Zinkgehalt	0.16 g/kg
Mittlerer Bleigehalt	0.1 g/kg
Jährliche Blei-Emissionen	21 - 59 t
Jährliche Zink-Emissionen	34 - 94 t

3.1.5 Blei-, Zink- und Cadmium-Emissionen durch den Strassenverkehr in der Schweiz

Obschon durch das Fehlen elementarer Angaben die Daten von MUSCHACK (1990) nicht sehr vertrauenserweckend sind, mussten aus Mangel an anderem Datenmaterial der Bremsbelagsabrieb und der Strassenbelagsabrieb aufgrund dieser Arbeit geschätzt werden. Der Tabelle 3.1-14 kann man

entnehmen, dass die Blei-Emissionen im Jahr 1990 noch vorwiegend aus dem Treibstoff stammen, dass ferner Zink hauptsächlich dem Reifen- und Strassenabrieb zu zuschreiben ist.

Tab. 3.1-14: Jährliche Blei-, Zink und Cadmium-Emissionen durch den Strassenverkehr in der Schweiz

Quelle	Blei	Zink	Cadmium
Treibstoff	280 t	18 - 245 kg*	1 kg*
Reifenabrieb	0.04 - 4.8 t	69 - 193 t	17 - 73 kg
Bremsbelagsabrieb	0.9 - 2.6 t	0.12 - 0.33 t	-
Strassenabrieb **	21 - 59 t	34 - 94 t	-
Total	302 - 346 t	103 - 288 t	18 - 74 kg

* Betrifft nur den Dieselparteil

** Die Werte für den Strassenbelagsabrieb fallen hoch aus, weil auf den untersuchten Strassen teils Spikes erlaubt waren.

Der jährliche Reifen- und Strassenabrieb von Zink und Cadmium wurde für Österreich durch BLUM & WENZEL (1989) abgeschätzt. Während sich für Zink vergleichbare Werte ergaben, übertreffen die angegebenen Cadmiumwerte aus Österreich diejenigen in der Schweiz um mehr als das Hundertfache. Da die genauen Angaben über die berücksichtigten Quellen in der Arbeit von BLUM & WENZEL fehlen, kann diese Diskrepanz nicht näher erläutert werden.

3.2 Emittenten und Emissionsspektren im Schienenverkehr

3.2.1 Abrieb der Bremsbeläge

Schienenfahrzeugbremsen unterteilt man generell in die dynamischen Bremsen und in die Reibungsbremsen. Im folgenden wird nur auf die beiden für Schienenfahrzeuge bedeutsamsten Reibungsbremsen, die Klotzbremsen und die Scheibenbremsen näher eingegangen. Die Zusammensetzung der Reibwerkstoffe für Schienenfahrzeuge unterscheidet sich erheblich von derjenigen der Reibbeläge für den Kraftfahrzeugbereich.

Klotzbremsen bestehen entweder aus Grauguss (G-Bremsen) oder zunehmend aus Kunststoffen (K-Bremsen). Der Bremsstaub der Graugussblöcke besteht vorwiegend aus Fe_3C und FeO . Die Zusammensetzung der K-Bremsen ist unterschiedlich. Scheibenbremsen haben wegen brems-technischen Vorteilen bei neuen Reisezugwagen Eingang gefunden. Bei Scheibenbremsen für Bahnen werden organisch gebundene Bremsbeläge verwendet. In ihrer Zusammensetzung entsprechen sie den K-Bremsen. In der Tab. 3.2-1 sind nur die wichtigsten Schwermetalle und diejenigen Bestandteile der 12 untersuchten Bremssohlentypen (Typ 80.101-80.110, 70.101-70.103 und 87.102) angegeben, welche in mehreren Belägen mit einem Anteil von mindestens 10 Gewichtsprozenten enthalten sind (ORE, 1974a).

Tab. 3.2-1: Bestandteile von 12 verschiedenen Bremsbelägen für Scheibenbremsen und K-Bremsen in Gewichtsprozenten (ORE, 1974a)

	Asbest	Blei	Zinn	Antimon	Eisen	Zink	SB, PF, A/N/B*
Bereich	11-32%	0-4%	0-3.5%	0-18%	1.5-44%	0-11%	20-37%
Mittelwert	21%	0.3%	0.27%	1.4%	20%	3%	29%

* SB: Styrenbutadien, PF: Phenolformaldehyd, A/N/B: Acrylonitril-Butadien

Obwohl der Anteil an Asbest der obengenannten Reibbeläge im Bereich von 10 - 35 % liegt, enthält der Abrieb dieser Reibmaterialien nur sehr selten mehr als 1 % Asbest, meistens bedeutend weniger (SANDHOLM, 1983). Durch die thermische Belastung während der Bremsung zersetzen sich die Fasern und wandeln sich in weniger gesundheitsschädliche Stoffe um oder die Fasern zerstäuben aufgrund der mechanischen Beanspruchung. Trotzdem werden spätestens seit 1977 von allen Belagherstellern asbestfreie Bremsbeläge entwickelt. Als Ersatzstoffe für die Asbestfasern werden Metalle (Stahlwolle, Eisenpulver, Messingspäne), anorganische Fasern (Mineralfasern wie Glasfasern oder Schlackenwolle, Keramikfasern), organische Fasern (Zellulose, Aramid-Fasern) oder sonstige Fasern (Wolastonit, Knochenmehl) verwendet. Für jeden technischen Anwendungsfall gibt es heute bereits ein asbestfreies Produkt.

Der Verschleiss der Bremsbeläge bei Scheibenbremsen und K-Bremssohlen ist von den Einsatzverhältnissen abhängig. Im Schnell- und Fernverkehr ist der durchschnittliche Verschleiss der Bremsbeläge bei den SBB etwa 0.1 mm/1'000 km Laufleistung. Im Nahverkehr beträgt der Verschleiss zwischen 0.25 - 0.3 mm/1'000 km. Bei Wagen, die täglich die Alpen überqueren, beträgt der mittlere Verschleiss 0.3 mm/1'000 km. Bei besonders schweren Wagen ist der Verschleiss etwa doppelt so hoch wie bei normalen Wagen (ORE, 1985).

Über den Verschleiss der Graugussklötze liegen keine Angaben vor, dagegen existieren Angaben über den Gesamtverbrauch an Bremssohlen der SBB im Jahre 1973 (ORE, 1974b; siehe Tabelle 3.2-2).

Tab. 3.2-2: Verbrauch an Bremssohlen bei den SBB (ORE, 1974b)

G-Bremsen		K-Bremsen
8'100 t	1.06 Mio Stück	13'100 Stück

Im Jahre 1973 nahm die Zahl der G-Bremsen zugunsten der K-Bremsen um 60'000 Stück ab. Seither hat sich der Anteil der K-Bremssohlen an den Bremssohlen der SBB weiter erhöht. Neuere Angaben über den Verbrauch der einzelnen Bremssohlen fehlen allerdings. Es liegen auch keine Angaben über den mengenmässigen Abrieb der einzelnen Bremsbeläge vor. Darum kann keine mengenmässige Abschätzung des gesamtschweizerischen Abriebs von Bremssohlen bei den Bahnen durchgeführt werden.

3.2.2 Emissionen durch Unterhaltsarbeiten an Leitungen, Masten und Stahlkonstruktionen

Die Angaben in diesem Abschnitt entstammen mehreren Schreiben der Baudirektion der SBB aus den Jahren 1990 und 1991. Sämtliche Masten und Joche der Fahrleitungen sind feuerverzinkt. Zusätzliche

Schutzanstriche (mit Lumiflex ds, silbergrau A3 Art. Nr. 772.6.3) werden nur im Raum Muttenz und an vereinzelt Stellen des Fahrleitungsnetzes angebracht. Die Bauelemente werden zudem nur zum Teil am Einbauplatz angestrichen. Gittermasten und Profilstahlmasten der Übertragungsleitungen werden feuerverzinkt geliefert. Auf diese Verzinkung folgt bei den Gittermasten ein Anstrich mit 100-300 kg Icosit 6630 M pro Mast. Diese Farbe ist schwermetallfrei. Alte Masten werden beim Umbau hauptsächlich durch Betonmasten ersetzt. Diese werden bei Sanierungsarbeiten von Hand gereinigt. Das Sandstrahlen wurde letztmals 1984 angewendet.

Praktisch alle vor den Jahren 1955-1960 erstellten Stahlkonstruktionen weisen eine Grundbeschichtung auf Bleimennigbasis auf. Eine Erneuerung dieser Anstriche ist aus technischen Gründen bis heute nur auf der Basis von Bleimennige oder Bleisilicochromat möglich. Bei anderen Bauten wie beispielsweise Brücken, kann zum Teil auf Beschichtungsstoffe mit Zinkstaub nicht verzichtet werden.

Bei den SBB werden zur Zeit folgende Korrosionsschutz-Beschichtungsmaterialien verwendet:

- Zinkstaubbeschichtungen auf Epoxidharzbasis
- Eisenglimmerbeschichtungen auf der Basis von Alkyl- oder Epoxidharz oder von Polyurethan
- Bleisilicochromat- und Bleimennig-Grundbeschichtungen auf Alkylharzbasis
- Bleimennig- und Eisenglimmer-Beschichtungen auf der Basis von Chlorkautschuk oder von PVC-Polymeren.

Für die verwendeten Korrosionsbeschichtungsanstriche liegen weder Datenblätter mit Angaben über ihre Zusammensetzung noch die jährlichen Verbrauchsmengen vor.

Mit den vorliegenden qualitativen Angaben konnten keine mengenmässigen Abschätzungen vorgenommen werden. Da jedoch die angewandten Schutzmassnahmen bei den Renovationsarbeiten generell einen hohen Standard aufweisen, dürften Immissionsbelastungen höchstens lokal von Bedeutung sein.

3.2.3 Emissionen der Fahrleitungen und der Stromabnehmer

Emissionsmengenangaben aus Fahrleitungen und Stromabnehmern liegen keine vor. Die nachgewiesenen Kupfer-Immissionen entlang von Bahnlinien (siehe Kapitel 6.1) scheinen vorwiegend aus dem Fahrleitungsabrieb zu stammen. Da die Fahrleitungen bis vor kurzem cadmiert wurden, muss zudem mit Cadmium im Fahrleitungsabrieb gerechnet werden.

3.2.4 Schmiermittel für die Weichenschmierung

Die in Schmiermitteln enthaltenen Lösungsmittel bestehen laut einer Untersuchung der EMPA (1989) aus einem komplexen Gemisch aliphatischer Kohlenwasserstoffe (Bereich Hexan bis Dodekan) und substituierter aromatischer Verbindungen wie Toluol, Xylol und Trimethylbenzole. Chlorierte Lösungsmittel konnten nicht nachgewiesen werden. In der Tab. 3.2-3 sind die Metall- und Phosphorgehalte dargestellt.

Tab. 3.2-3: Metall- und Phosphorgehalt der Weichenschmiermittel (EMPA, 1989)

Aluminium	8.4 g/100 g
Kupfer	0.6 g/100 g
Zink	0.4 g/100 g
Blei	0.3 g/100 g
Calcium	0.2 g/100 g
Phosphor	0.2 g/100 g

Der jährliche Schmiermittelverbrauch pro Weiche beträgt in der Schweiz, je nach Beanspruchung, zwischen 1 - 4 kg.

3.2.5 Zusammenstellung der Emissionen durch den Schienenverkehr

In der Tab. 3.2-4 sind die emittierten Stoffe der Bahnen, geordnet nach den jeweiligen Emittenten, angegeben. Die Prozentangaben beziehen sich auf den gewichtsmässigen Anteil des Stoffes an der Gesamtemission des jeweiligen Emittenten.

Tab. 3.2-4: Zusammenstellung der schienenverkehrsbedingten Emissionen

Emittenten	Eisen	Kupfer	Blei	Zink	Phosphor	Aluminium	Asbest
Rad	>90%	?	?	?	?	?	-
Schiene	>90%	?	?	?	?	?	-
Bremsscheibe	>90%	?	?	?	?	?	-
Graugussklötze	>90%	?	?	?	0.5-1.5%	?	-
K-Bremsen	1.5-44%	?	0-4%	0-11%	?	?	11-32%*
Fahrleitung	-	>90%	-	-	-	-	-
Stromabnehmer	?	?	?	?	?	?	?
Korrosionsschutz- anstriche	?	?	mittel	mittel	-	-	-
Weichenschmierung		0.6%	0.3%	-	-	8.4%	-

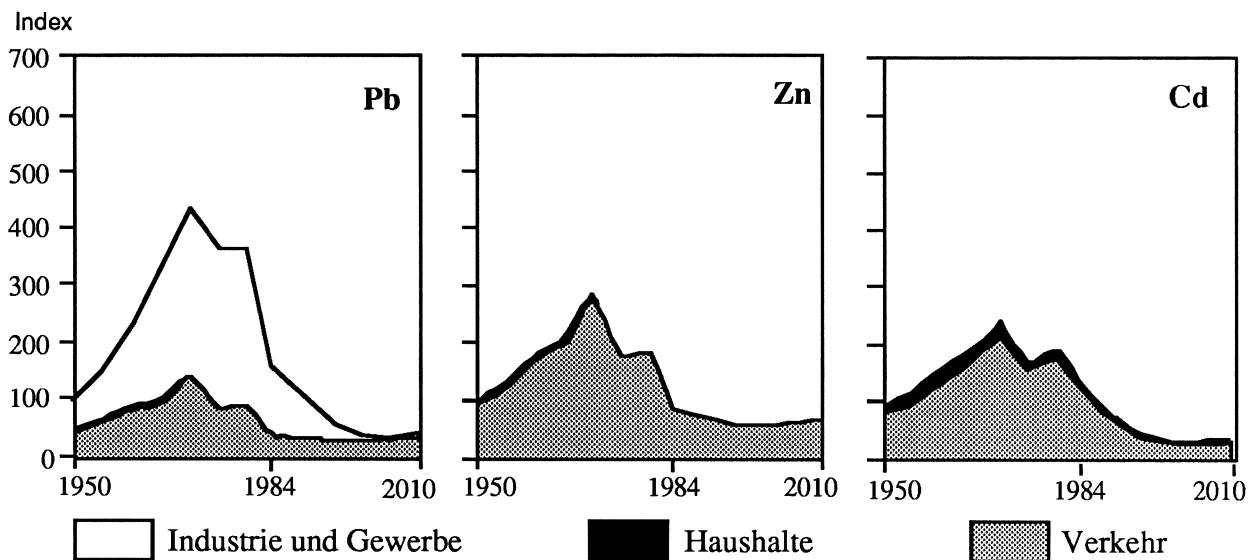
* Nur die asbesthaltigen Beläge sind berücksichtigt!

Die lückenhaften Angaben zu den Emissionen lassen keine quantitativen Aussagen über die Emissionen der einzelnen Emittenten zu.

3.3 Emissionsgeschichte einzelner Schadstoffe

Die Schadstoffemissionen in der Schweiz haben besonders seit den 50er Jahren stark zugenommen. Ein Faktor war dabei das überproportional zur Bevölkerungszunahme gewachsene Verkehrsaufkommen. Eine direkte Folge dieser Verkehrszunahme war beispielsweise der in Fig. 3.3-1 dargestellte drastische Anstieg der Blei-Emissionen (BUS, 1987).

Fig. 3.3-1: Relative Entwicklung der Schadstoffemissionen verschiedener Emittentengruppen zwischen 1950-2010 (BUS 1987, Fig.14)



Der Höchstwert der verkehrsbedingten Blei-Emissionen wurde 1970 mit 1'200 t erreicht. Dabei stammte der weitaus grösste Anteil des Bleis aus dem verbleiten Benzin. Die Einführung von unverbleitem Benzin als Folge der verschärften Abgasvorschriften, bewirkte eine messbare Verringerung der Blei-Emissionen. Bis ins Jahr 2000 werden die Blei-Emissionen durch die Verbrennung verbleiten Benzins auf 15 t zurückgehen und somit weniger als 2 % des Wertes von 1970 betragen.

Die Zink-Emissionen stammen fast vollständig aus der Quellengruppe Industrie (Metallindustrie). 1970 wurde mit 2'100 t der höchste Wert erreicht. Die Zink-Emissionen werden im Jahr 2'000 mit 460 t angegeben und liegen somit unter dem Wert von 690 t des Jahres 1950. Die durch den Verkehr verursachten Zn-Emissionen wurden im Bericht des BUS (1987) vernachlässigt. Die Abschätzung der verkehrsbedingten Zn-Emissionen für 1990 ergaben 69 - 193 t durch den Reifenabrieb, 0.04 - 4.8 t durch den Bremsbelagsabrieb und 34 - 94 t durch den Strassenabrieb.

Bei Cadmium wurde das Maximum der Gesamtemissionen in der Schweiz 1970 mit 8.3 t erreicht. Seither ist ein abnehmender Trend feststellbar. Im Jahr 2000 sollen die Cd-Emissionen nur noch die Hälfte derjenigen von 1950 (3.4 t) ausmachen. Die Cd-Emissionen stammen grossteils aus der Metallindustrie und den Kehrrichtverbrennungsanlagen. Die durch den Verkehr verursachten Cadmium-Emissionen wurden im Bericht des BUS (1987) vernachlässigt. Ihre Abschätzung ergibt insgesamt weniger als 400 kg für das Jahr 1990.

4 Transport und Ausbreitung verkehrsbedingter Schadstoffe

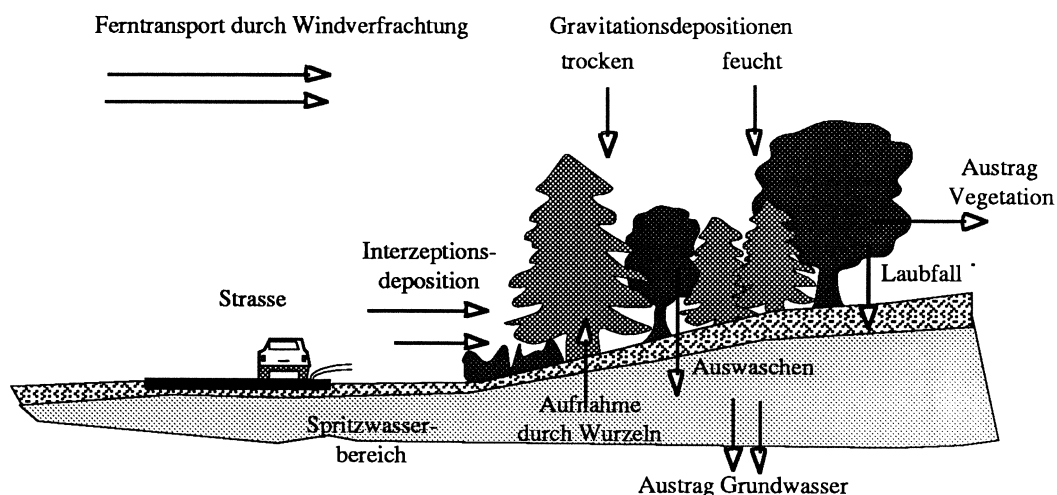
4.1 Einleitung

Unter "Transport" und "Ausbreitung" von Schadstoffen (Transmission) fasst man die Gesamtheit der Mechanismen zusammen, die einen bestimmten Schadstoff vom Ort der Emission zu den Orten der Immission transportieren. Unter dem Begriff der Immission versteht man den Stoffübergang aus dem Transportmedium in einen Rezeptor (JUTZI, 1991; SCHÜPBACH & JUTZI 1991). Diese Immission ist nur in wenigen Fällen direkt messbar. Als Ersatz dafür wird die Konzentration eines Stoffes in der unmittelbaren Umgebung eines Rezeptors angegeben.

Bei Untersuchungen von Schwermetallbelastungen versteht man unter der Immission abwechselnd die Konzentrationen der Schwermetalle in der Luft (ng/m^3), im Boden (mg/kg) oder manchmal auch die Schwermetallkonzentrationen in und auf Pflanzenteilen. Bei der Untersuchung der Transportmechanismen tritt in diesem Fall an die Stelle des einfachen Wirkungsmodells: Emission-Transmission-Immission, wie es z.B. für Luftschadstoffe verwendet werden kann, ein wesentlich komplexeres Stoffflussmodell. Es besteht im wesentlichen aus den drei Speicherkompartimenten: Atmosphäre, Vegetation und Boden, sowie aus sämtlichen Stoffflüssen zwischen diesen Kompartimenten. Unter dem Begriff der Transmission müssen folglich sämtliche Mechanismen zusammengefasst werden, die am Transport der Schwermetalle von den Emissionsquellen bis zum Boden resp. bis in die Pflanze teilnehmen.

Eine zentrale Rolle kommt dabei den verschiedenen Depositionsmechanismen zu. Unter den Depositionen wird meist die Ablagerung einer Luftverunreinigung auf einem Rezeptor, manchmal aber auch deren Übergang in den Rezeptor verstanden. In der folgenden Übersicht werden die Stoffflüsse dargestellt, die beim Transport und dem Übergang verkehrsbedingter Schwermetalle auf Pflanzen und Böden auftreten.

Fig. 4.1-1: Stoffflüsse zwischen Atmosphäre, Boden und Vegetation



Der atmosphärische Schadstofftransport umfasst Stoffe mit unterschiedlichen Eigenschaften aus den verschiedensten Quellen und ist im einzelnen sehr komplex (SMITH, 1976). Für einzelne der im

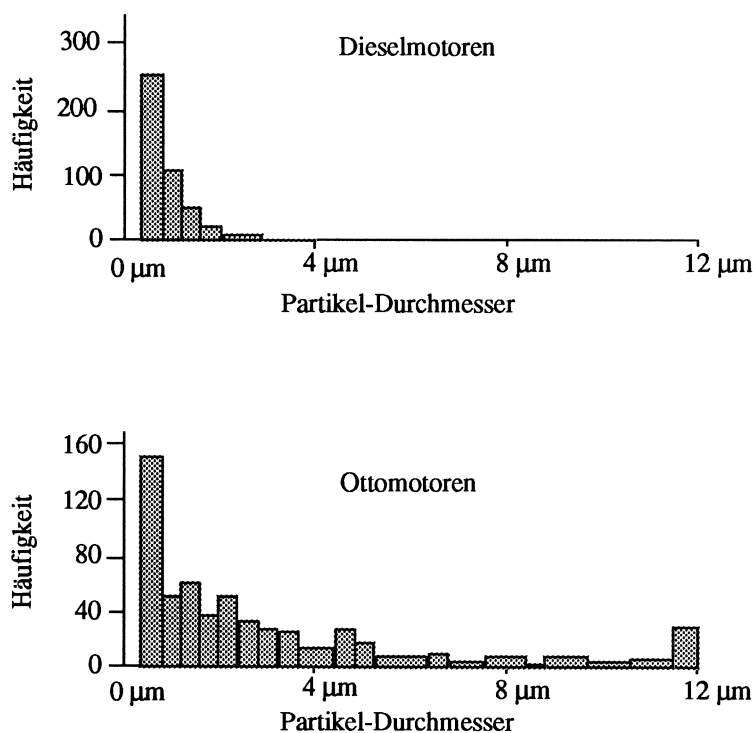
obigen Schema auftretenden Mechanismen sind quantitative, auf physikalischen Grundgesetzen aufbauende Modelle entwickelt worden, anhand derer das charakteristische Verhalten der einzelnen Transportmechanismen genauer untersucht werden kann. Eine Integration der exakten, mathematischen Ansätze zu einem integralen, alle bekannten Effekte berücksichtigenden Modell ist kaum realisierbar (FRIEDLANDER, 1977). Zu viele, in der Praxis unbestimmbare Parameter, müssten berücksichtigt werden. Die aus den theoretischen Überlegungen gewonnene Erkenntnis erleichtert jedoch die Abschätzung der Einflussbereiche der einzelnen Stoffflüsse innerhalb einer lokalen Stoffbilanz sowie deren qualitatives Verhalten.

4.2 Eigenschaften verkehrsbedingter Aerosole

Schwermetalle werden durch den Verkehr hauptsächlich in Form von Aerosolen (Staub, Rauch, Dunst) emittiert. Diese bilden sich einerseits als sekundäre Teilchen bei der Kondensation der molekularen, gasförmigen Stoffe, die bei der Verbrennung von Treibstoffen in Motoren freigesetzt werden. Andererseits entstehen primäre Aerosolpartikel auch durch Aufspalten oder Abreiben fester oder flüssiger Materie. Bereits deponierte Staubpartikel können wieder aufgewirbelt werden, wobei die bereits agglomerierten Teilchen zum Teil wieder aufgebrochen werden.

Detaillierte Untersuchungen der Partikelemissionen von Ottomotoren wurden von verschiedenen Autoren durchgeführt (HABIBI, 1970 und 1973; BOYER & LAITINEN, 1975; POPE et al., 1979; BALTENSBERGER, 1985). Bei der Kondensation von Partikeln aus der Gasphase entstehen im allgemeinen viel feinere Teilchen als bei physikalischen Abriebprozessen. Während in den Verbrennungsgasen auch kleinste Teilchen der Größenordnung $0.001 \mu\text{m} - 1 \mu\text{m}$ vorkommen, entstehen bei Abriebprozessen vor allem Teilchen von über $10 \mu\text{m}$.

Fig. 4.2-1: Partikelhäufigkeiten in Abgasen von Motoren (BALTENSBERGER, 1985)



Neben der grossen Anzahl von kleinen Teilchen findet man in den Verbrennungsgasen von Ottomotoren auch noch eine beträchtliche Anzahl von grossen Partikeln. Die Untersuchungen (BALTENS-PERGER, 1985, siehe Fig. 4.2-1) der inneren Struktur ergaben, dass es sich bei diesen Teilchen vor allem um Aggregate von Kohlenstoff mit einer graphitartigen Struktur handelt, die vermutlich durch orientiertes Kristallwachstum im Abgassystem entstanden sind. Angelagert an diese Teilchen konnten mittels Röntgendiffraktometrie auch Kristalle von Bleisalzen (PbBrCl , PbSO_4) identifiziert werden. In diesen grossen Partikeln ist, auch wenn sie zahlenmässig nur einen kleinen Teil ausmachen, der Grossteil der emittierten Teilchenmasse konzentriert.

Mit Hilfe eines speziell angefertigten Depositionssammlers untersuchte HABIBI (1970, 1973) die Emissionsteilchen von Personenwagen. Die emittierten Abgase durchströmten zuerst mit konstanter Geschwindigkeit von ca. 2 m/s eine 7 m lange Depositionsröhre. In dieser Röhre sedimentierten die grossen Teilchen, die dann getrennt analysiert werden konnten. Der Autor konnte feststellen, dass innerhalb der ersten 4 m hauptsächlich Teilchen der Grössenordnung von 300 μm bis 3'000 μm deponiert wurden und dass der Bleigehalt in diesen Teilchen ungefähr 10 % der gesamten emittierten Bleimasse ausmachte. Im entfernteren Teil der Röhre (4 - 7 m) fanden sich hauptsächlich Teilchen der Grössen von 5 μm bis 50 μm .

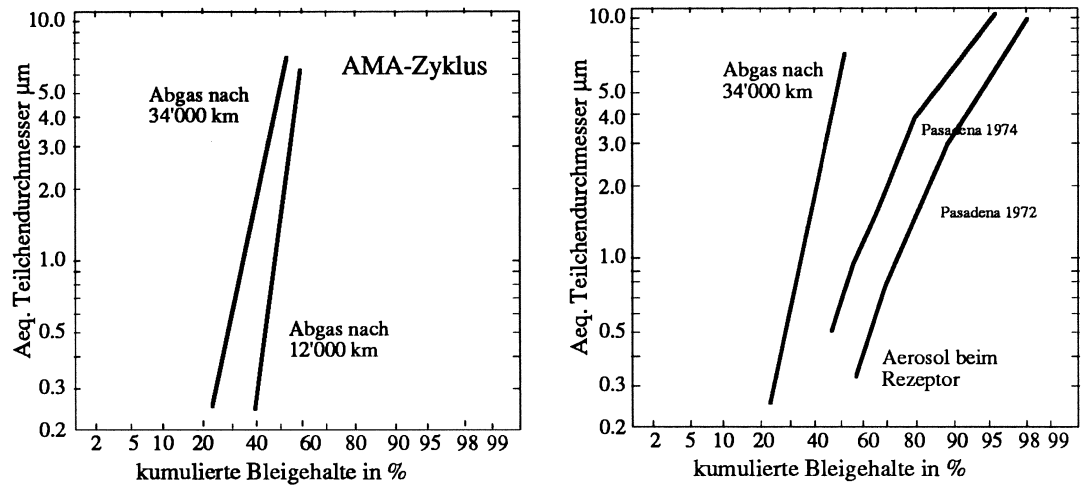
HABIBI (1973) konnte in den Abgasen von Personenwagen ebenfalls feststellen, dass die mittlere Teilchengrösse (aerodynamisch äquivalenter Kugeldurchmesser) der emittierten Aerosole wesentlich von der Betriebsdauer des Fahrzeuges abhängt (siehe Tab. 4.2-1). Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich speziell die grösseren Teilchen im Auspuffsystem ansammeln und Aggregate bilden. Bei hohen Drehzahlen und entsprechenden Gasgeschwindigkeiten im Auspuffsystem wird ein Teil dieser Partikel resuspendiert. Dies führt zu dem verschiedentlich beobachteten hohen Partikelaustritt bei grosser Motorleistung. Gemäss den Beobachtungen von HIRSCHLER & GILBERT (1964) und TER HAAR et al. (1972) verbleiben ca. 25 % der verbrannten Bleiverbindungen im Motorenöl und im Auspuffsystem der Fahrzeuge (HUNTZICKER et al., 1975).

Tab. 4.2-1: Emissionsraten von Bleipartikeln

Kilometerstand	Mittlere Pb Emission	Mittlerer Durchmesser (MMED)	Anteil > 9 μm	Anteil < 1 μm	Anteil < 0.3 μm
8'000 km	0.09-0.12 g/km	2.1 μm	27 %	45 %	30 %
26'000 km	0.08-0.09 g/km	3.8 μm	39 %	36 %	25 %
34'000 km	0.07-0.09 g/km	5.7 μm	44 %	36 %	26 %
45'000 km	0.09-0.12 g/km	> 15 μm	57 %	19 %	11 %

Die Massenanteile der verschiedenen Grössenfraktionen im Aerosol sowie ihre Pb-Gehalte sind unterschiedlich und hängen von der Betriebsdauer des emittierenden Fahrzeugmotors ab. HABIBI (1970) und HUNTZICKER et al. (1975) konnten die folgenden, in Fig. 4.2-2 dargestellten Pb-Gehalte in den verschiedenen Grössenfraktionen der emittierten Staubpartikel feststellen:

Fig. 4.2-2: Bleigehalte in Grössenfraktionen von Aerosolpartikeln in Abgasen und bei der Rezeption



Für ein Fahrzeug mittleren Alters (34'000 km) ist ca. 30 % des emittierten Bleis in den Teilchen mit Durchmessern $< 1 \mu\text{m}$ und ca. 50 % in Teilchen $> 10 \mu\text{m}$ konzentriert (Fig 4.2-2.) Diese Daten stimmen auch mit den Angaben von LITTLE & WIFFEN (1977) überein, die beobachteten, dass ca. 1/3 der Bleimasse in Aerosolpartikeln mit Durchmessern $< 0.3 \mu\text{m}$ konzentriert ist. Ungefähr 10 % des beim Verbrennungsvorgang konsumierten Bleis fand sich in Riesenteilchen mit Durchmessern von 300 - 3'000 μm (HABIBI, 1970). Partikel dieser Grössenordnung sedimentieren sehr schnell, und werden vorwiegend im Strassenstaub oder unmittelbar am Strassenrand abgelagert.

Da einerseits die grossen Teilchen sedimentieren und andererseits die kleinen Partikel sich während des Transportes aggregieren und an grössere Teilchen anlagern (FRIEDLANDER, 1977), findet man bereits am Strassenrand eine völlig andere Verteilung der Korngrössen und Schwermetallgehalte. In Figur 4.2-2 sind die kumulierten Bleigehalte unmittelbar am Auspuff der Fahrzeuge denen gegenübergestellt, die man in der Luft in der Umgebung der Rezeptoren wiederfinden kann. Der Anteil der Bleimasse in den grossen Teilchen, der an der Quelle noch 50 % beträgt, geht infolge der Depositionen im Nahbereich auf wenige Prozent zurück.

Während dem Transport ändern sich nicht nur die Grössenverteilungen, sondern auch die chemische Zusammensetzung der Aerosolteilchen. So werden die ursprünglich emittierten Bleihalogenide (PbBrCl , PbBr_2 , etc.) durch verschiedene photochemische Prozesse umgewandelt (NRIAGU, 1978b). In Aerosolen in ländlichen Gebieten konnten folgende chemische Verbindungen identifiziert werden (TER HAAR & BAYARD, 1971):

Tab. 4.2-2: Anteile verschiedener Bleiverbindungen in Aerosolen fern von Emissionsquellen

PbCO_3	30 %	Pb(OH)	4 %
$(\text{PbO})_2\text{PbCO}_3$	28 %	PbSO_4	3.2 %
PbO	21 %	PbBrCl	1.6 %
PbCl_2	5.4 %	$(\text{PbO})_2\text{PbCl}_2$	1 %
PbOSO_4	5 %	andere	0.8 %

4.2.1 Depositionsmechanismen verkehrsbedingter Aerosole

Aerosolteilchen werden entweder beim Kontakt mit natürlichen oder künstlichen Oberflächen auf diesen abgeschieden (Interzeptionsdeposition) oder sie sedimentieren unter dem Einfluss der Schwerkraft als nasser oder trockener Niederschlag in Form von Regentropfen, Schneeflocken, Hagelkörnern oder als grober Staub (Gravitationsdeposition).

Fig. 4.2-3: Typen von Depositionen

Feuchte Deposition	- Ausregnen in Wolken - Auswaschen durch Regen, Schnee und Hagel	Gravitationsdeposition
Trockene Deposition	- durch Gravitation der Aerosolpartikel (Staub, Nebel etc.)	
	durch Impaktion an Nebel und Wolkentröpfchen	Interzeptionsdeposition
	durch Interzeption der Aerosole an Oberflächen - Trägheitsdeposition - Konvektive Diffusion	

Die Ablagerung von Teilchen mit Durchmessern $> 250 \mu\text{m}$ ist im wesentlichen durch die Gravitationsdeposition bestimmt. Sie sedimentieren, wie die Untersuchungen von HABIBI (1970, 1973) gezeigt haben, innerhalb von wenigen Metern von der Emissionsquelle. Bei Partikeln mittlerer Gröszen ($5\text{-}100 \mu\text{m}$) kommt der Trägheitsdeposition in turbulenter Stömung die grösste Bedeutung zu. Die kleinen Teilchen ($< 5 \mu\text{m}$), welche sehr lange in der Luft verbleiben können, werden durch konvektive Diffusion sowie durch feuchte Depositionen (Ausregnen) ausgeschieden. In strassenfernen Gebieten sind vor allem die Stofffrachten in diesen Teilchen verantwortlich für die Schadstoffeinträge.

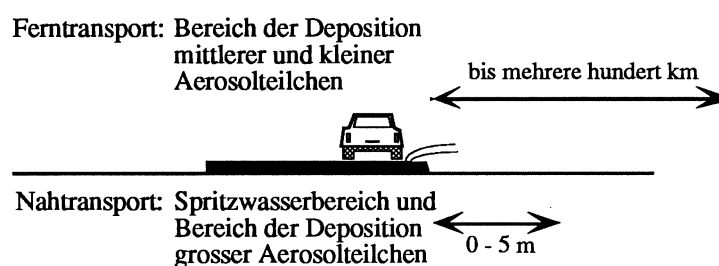
Die Depositionen durch Interzeption verhalten sich wesentlich anders als die Gravitationsdepositionen und sind von diesen klar zu trennen. Bei der Gravitationsdeposition sind die deponierten Mengen proportional zur Grundfläche. Die natürliche Masseinheit für diese Art von Stoffflüssen ist der Quotient der deponierten Menge pro Fläche. Völlig anders verhält sich die Deposition durch Interzeption. Die deponierte Menge von Aerosolen hängt hier nicht von der Grundfläche ab, sondern ist in erster Linie eine Funktion der aktiven Oberfläche der darauf wachsenden Vegetation. Die Stoffmenge, die auf diese Art eingefangen wird und die später durch Abwaschen oder über den Laubfall in den Boden gelangt, ist deshalb nicht proportional zur Grundfläche, sondern hängt wesentlich von der Charakteristik der Vegetationsdecke ab.

Bestimmungen der Frachten von Schwermetallen die durch Interzeption eingetragen werden sind uns keine bekannt. Untersucht wurden bis anhin die Interzeptionsdepositionen von Nebeltröpfchen und der in ihnen eingelagerten Salze (LOVETT et al., 1982; FUHRER, 1986).

4.3 Nah- und Ferntransport

Beim Nahtransport im strassennahen Bereich von einigen Metern spielen vor allem die Einträge durch die Depositionen grosser Aerosolteilchen und der Eintrag durch Spritzwasser und Strassenabwässer eine wichtige Rolle. Die Stofffrachten beim Ferntransport werden vorwiegend durch die atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen bestimmt.

Fig. 4.3-1: Typische Depositionsbereiche beim Strassenverkehr



4.3.1 Nahtransport

Im unmittelbaren Nahbereich von Verkehrswegen ist die Ausbreitung von Schadstoffen im wesentlichen durch die Fahrtwindturbulenzen bestimmt. Entlang von Autostrassen muss zusätzlich der Eintrag durch Strassenabwässer und Spritzwasser mitberücksichtigt werden.

Strassenwischschlämme enthalten neben Schlick, Sand, Split und Laub auch Abriebteilchen von Pneus und dem Strassenbelag sowie Teile der auf der Strasse deponierten Partikel aus den Verbrennungsprozessen. Hohe Konzentrationen von Cu, Pb und Zn konnten anlässlich einer Untersuchung des AUE BL (1985) festgestellt werden (siehe Tab. 4.4-3).

4.3.1.1 Wirkung der Turbulenzen des Fahrtwindes

Solange sedimentierende Teilchen innerhalb der Turbulenzzone der Fahrzeuge verbleiben, werden sie immer wieder aufgewirbelt. Sie werden erst dann endgültig deponiert, wenn sie den Turbulenzbereich eines Verkehrsweges seitlich verlassen oder wenn sie durch Regenwasser weggewaschen oder bei der Strassenreinigung entfernt werden.

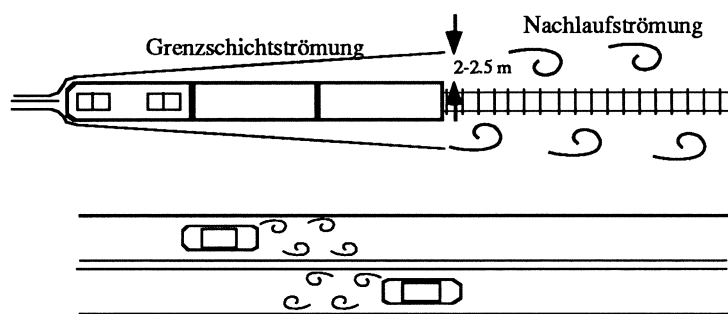
Bewegte Fahrzeuge erzeugen Strömungsvorgänge, die sich in drei Gruppen unterteilen lassen:

- ein Geschwindigkeitsfeld bei der Umströmung der Fahrzeugnase;
- ein Geschwindigkeitsfeld in der Grenzschichtströmung entlang den Seitenflächen;
- ein Geschwindigkeits- und Turbulenzfeld in der Nachlaufströmung.

Die Ausdehnung der von den Fahrzeugen mitgeschleppten Grenzschicht hängt von der Länge des bewegten Objekts und seiner äusseren Form ab. Fahrzeuge schleppen umso weniger Luft mit sich, je kürzer sie sind und je stromlinienförmiger ihr Profil ist. Bei modernen Zügen (Bahn 2000) von ca. 300 m Länge beträgt die Ausdehnung der Grenzschicht am Ende des Zuges ca. 2 - 2.5 m (HAERTER, 1989). Die Ausdehnung dieser Grenzschicht ist bei Personen- und Lastwagen wesentlich geringer.

Verantwortlich für die Verteilung der emittierten Teilchen sind vor allem die Wirbelschleppen, die sich im Nachlauf der Fahrzeuge bilden und die sich noch längere Zeit nach der Durchfahrt eines Fahrzeuges bemerkbar machen (Fig. 4.3-2). Die bei der Durchfahrt eines Eisenbahnzuges entstehenden turbulenten Strömungen sind viel stärker ausgeprägt als bei Personen- und Lastwagen. Sie können sich auch ungestört ausbreiten, da Zugsdurchfahrten nur sporadisch vorkommen und nur selten Interferenzen mit Turbulenzen anderer Fahrzeuge auftreten können.

Fig. 4.3-2: Turbulenzen durch Strassen- und Schienenverkehr

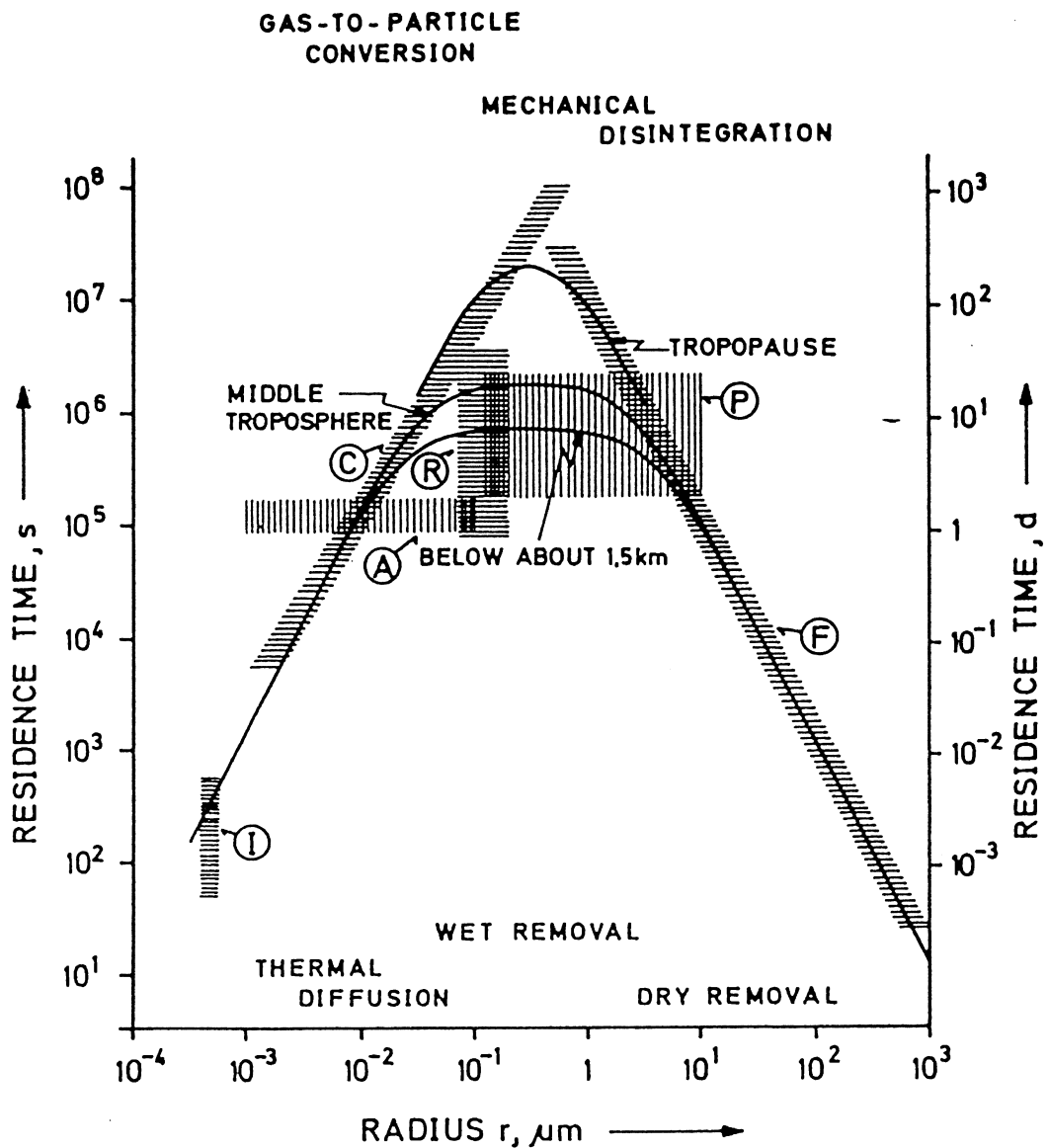


Untersuchungen an Zügen haben gezeigt (HAERTER, 1989), dass man in einem Abstand von 5 m noch mehrere Sekunden nach einer Zugsdurchfahrt Windgeschwindigkeiten von 5 - 10 m/s registrieren kann. Die Ausdehnung und die Reichweiten der Turbulenzen, die durch Kraftfahrzeuge entlang von Autostrassen verursacht werden, hängen von der Fahrgeschwindigkeit und von der Fahrzeughöhe ab und sind deutlich geringer als bei Eisenbahnzügen (THOMPSON & ESKRIGE, 1987). Da durch die ausgeprägteren Turbulenzen von Zügen die Schadstoffe besser verteilt werden, kann man davon ausgehen, dass entlang von Bahndämmen emittierte Stoffe gleichmässiger und in einem breiteren Band deponiert werden.

4.3.2 Ferntransport

Die verkehrsbedingten Emissionen wirken sich auch über grössere Distanzen noch aus. Kleine Partikel, und dazu gehören vor allem die bei der Verbrennung von Kraftstoffen entstehenden Kondensate, können über längere Zeit in der Luft verbleiben und dabei über grosse Distanzen transportiert werden. Gemäss den Untersuchungen von HABIBI (1970) sind ca. 20 % des durch Fahrzeuge emittierten Bleis in Partikeln der Grössen $< 0.2 \mu\text{m}$ enthalten. Diese Fraktionen sind zu einem grossen Teil für den Pb-Eintrag in strassenfernen Böden verantwortlich.

Fig. 4.3-3: Mittlere Verweilzeiten von Aerosolen in ungestörter Luft (JAENICKE, 1986)



In der obenstehenden Figur (JAENICKE, 1986) sind die mittleren Verweilzeiten in der Atmosphäre für Teilchen verschiedener Grösse aufgetragen. Partikel der Grössenordnung 0.01 bis 1 μm verbleiben am längsten, im Mittel bis zu 10 Tagen, in der Atmosphäre. Der Anteil der kleinsten Teilchen verringert sich deshalb, weil diese infolge der ausgeprägteren thermischen Bewegungen vermehrt kollidieren und sich zu grösseren Partikeln aggregieren. Die grossen Teilchen sedimentieren unter dem Einfluss der Schwerkraft oder werden bei der Wolkenbildung in Nebeltröpfchen eingelagert und ausgeregnet.

Der Ferntransport von Aerosolen unterliegt den gleichen physikalischen Gesetzmässigkeiten wie die Ausbreitung gasförmiger Luftschadstoffe. Er kann anhand der gleichen Modelle diskutiert werden, wobei jedoch zu berücksichtigen ist, dass sich die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Aerosole durch Aggregationen und chemische Reaktionen verändern können.

4.4 Experimentelle Untersuchungen

4.4.1 Untersuchungen der Bleigehalte in Strassenstäuben und Wischschlamm

Analysen des Strassenstaubs haben aufgezeigt, dass die Bleikonzentrationen in kleinen Strassenstaubpartikeln wesentlich höher sind, als in den Fraktionen mit grösserer Korngrössen (RAMEAU, 1973; NRIAGU, 1978b; POPE et al., 1979; HOPKE et al., 1980; BIGGINS & HARRISON, 1980). Die folgende Tabelle (RAMEAU, 1973) gibt die Pb-Gehalte der verschiedenen Fraktionen des Staubs einer Strasse wieder. Zirka 90 % der gesamten Bleimasse ist in Teilchen mit Durchmessern < 500 µm enthalten. POPE et al. (1979) untersuchten auch die prozentualen Verteilungen der Gehalte der Schwermetalle Pb, Cd, Zn und Cr.

Tab. 4.4-1: Bleigehalte in Grössenfraktionen des Strassenstaubs (RAMEAU, 1973)

Teilchendurchmesser	Gewichtsanteile im Gesamtstaub	Pb-Gehalt der Fraktion	Verteilung des Bleigehalts auf die Fraktionen
0 - 50 µm	5.8 g/kg	2'550 mg/kg	2.54 %
50 - 75 µm	7.3 g/kg	3'470 mg/kg	4.35 %
75 - 105 µm	14.3 g/kg	2'710 mg/kg	6.66 %
105 - 150 µm	57.4 g/kg	1'310 mg/kg	12.92 %
150 - 210 µm	134.8 g/kg	650 mg/kg	15.06 %
210 - 300 µm	212.3 g/kg	485 mg/kg	17.69 %
300 - 420 µm	172.7 g/kg	445 mg/kg	13.21 %
420 - 600 µm	166.2 g/kg	464 mg/kg	13.25 %
600 - 850 µm	100.1 g/kg	580 mg/kg	9.98 %
850 - 1'200 µm	87.1 g/kg	202 mg/kg	3.02 %
1'200 - 1'700 µm	32.7 g/kg	229 mg/kg	1.29 %
> 1'700 µm	0.5 g/kg	336 mg/kg	0.03 %
Mittlerer Pb-Gehalt im Strassenstaub		580 mg/kg	

Gesamtgehalte verschiedener Metalle (Pb, Cd, Zn, Fe, Mn, Ni, V, Mg, Ca und Al) in Strassenstäuben, ohne Berücksichtigung der Verteilung auf die einzelnen Teilchengrössen, wurden von mehreren Autoren publiziert (STOLZ, 1989; ASAMI, 1989; CONTRERAS & BLANCO, 1990; HEWITT & RASHED, 1990; HARROP et al., 1990).

Die zeitliche Entwicklung der Bleigehalte in Strassenstäuben untersuchte HO (1990) in Hong-Kong. Er verglich die Bleikonzentrationen im Jahre 1987 mit denen der Jahre 1977 - 1978. Die folgende Tabelle gibt die von ihm beobachteten Veränderungen wieder. Die Reduktion der Pb-Konzentration in den Strassenstäuben entspricht in ihrem Ausmass den Reduktionen der Bleiemissionen, wie sie durch den vermehrten Gebrauch von bleifreiem Benzin zu erwarten sind.

Tab. 4.4-2: Medianwerte von Bleigehalten in Strassenstäuben (HO, 1990)

Verkehrsdichte (DTV)	Anzahl Untersuchungen	1977-1978	1987	Gehalt 1987 in %
< 5'000	14	1577 mg/kg	438 mg/kg	39 %
5'000-20'000	12	2633 mg/kg	780 mg/kg	30 %
> 20'000	11	2455 mg/kg	1162 mg/kg	41 %

Im Rahmen einer Studie der Entsorgungsproblematik des Kt. Basel-Land untersuchte AUE BL (1986) Schwermetallgehalte in Schlämmen einzelner Strassensammler, in Abpresswässern sowie in stichfesten Schlämmen, die bei der Strassenreinigung anfallen. Die Resultate zeigen, dass die in den Schlämmen gefundenen Konzentrationen in etwa mit den Konzentrationen in den Strassenstäuben übereinstimmen.

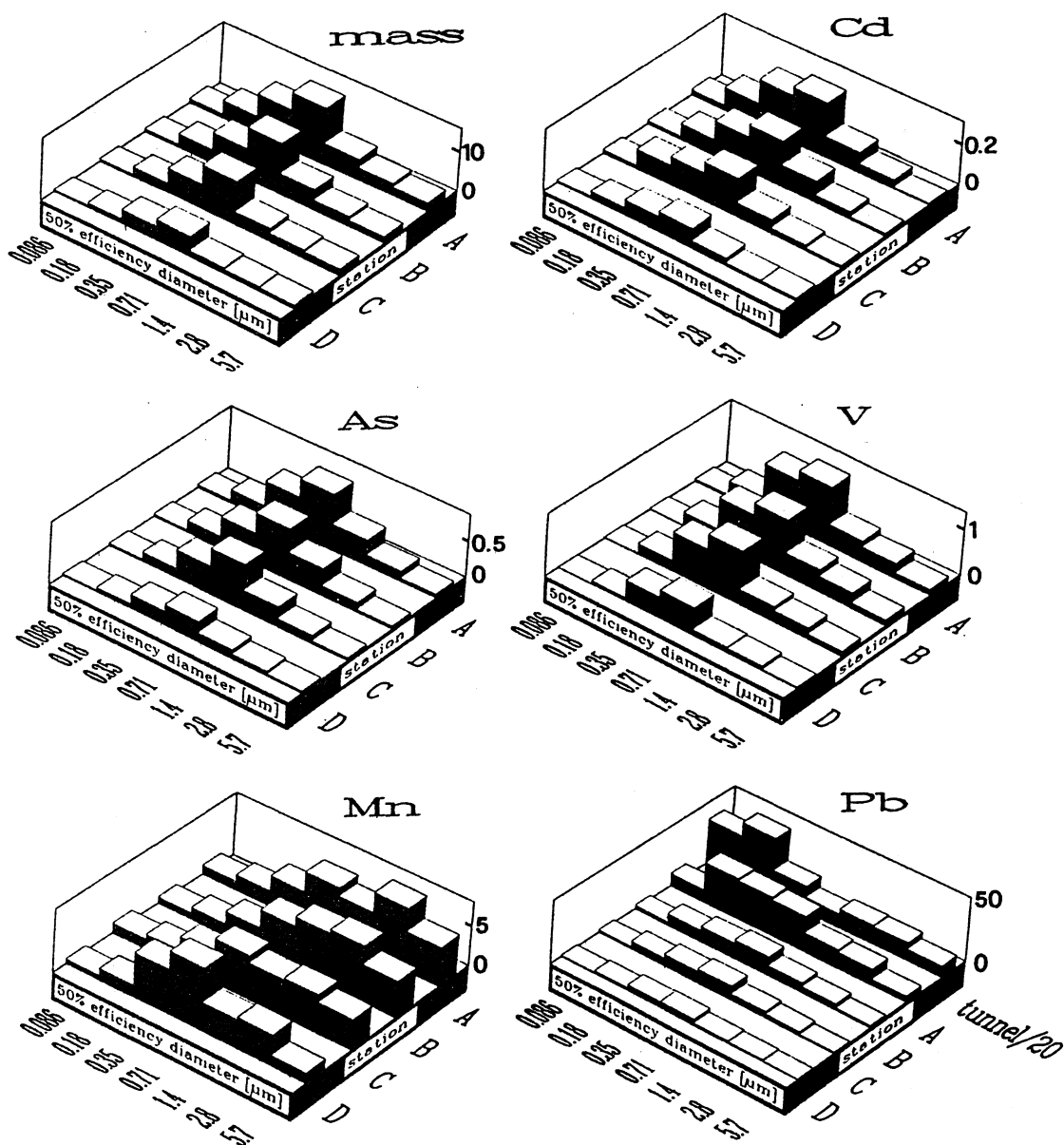
Tab. 4.4-3: Metallgehalte in Strassensammlerschlämmen (AUE BL, 1986)

Stoff	KS Sissach DTV = 15'000	T18 Muttenz DTV = 30'000	N2 Pratteln DTV = 70'000	Grenzwert der Klärschlammverordnung
Blei	720 mg/kg TS	1'500 mg/kg TS	1'820 mg/kg TS	1'000 mg/kg TS
Cadmium	5.3 mg/kg TS	8.6 mg/kg TS	7.6 mg/kg TS	30 mg/kg TS
Zink	812 mg/kg TS	1'500 mg/kg TS	1'030 mg/kg TS	3'000 mg/kg TS
Kupfer	156 mg/kg TS	250 mg/kg TS	250 mg/kg TS	1'000 mg/kg TS
Mangan	285 mg/kg TS	20 mg/kg TS	23 mg/kg TS	-
Nickel	42 mg/kg TS	9.6 mg/kg TS	44 mg/kg TS	200 mg/kg TS
Chrom	12 mg/kg TS	13 mg/kg TS	13 mg/kg TS	1'000 mg/kg TS

4.4.2 Experimentelle Untersuchungen von Aerosolen in der Schweiz

Über die physikalischen und chemischen Zusammensetzungen und Eigenschaften der Aerosole am unmittelbaren Strassenrand sind uns keine spezifischen Untersuchungen bekannt. Grossräumig wurden Aerosole in der Umgebung von Bern von GÄLLI PURGHART (1989) untersucht. In der folgenden Graphik sind der Massenanteil sowie die Metallgehalte der verschiedenen Grössefraktionen von Aerosolen dargestellt, wie sie in der Umgebung von Bern 1985 gemessen wurden. Bei den Beobachtungsstandorten A-D handelt es sich um vorwiegend rurale Gegenden. Der Standort Belpmoos (A) befindet sich in einer Entfernung von 1.5 km von der Autobahn Bern-Thun noch knapp in ihrem Einflussbereich. Der Standort Lischboden (D) liegt fern von Agglomerationen und Strassen in einer Höhe von 1550 m über Meer.

Fig. 4.4-1: Metallgehalte in Aerosolen in der Umgebung von Bern (GÄLLI PURGHART, 1989)



A= Belpmoos, B=Hofmatt, C=Uecht, D=Lischboden

tunnel/20: sind um einen Faktor 20 reduzierte Pb-Werte aus Messungen vom Gotthardtunnel

Am Beobachtungsstandort Belpmoos zeigen sich Partikelverteilungen, die typisch für Aerosole in einer mittleren Entfernung (1.5 km) von Verkehrsachsen sind. Die grossen, für den Eintrag im Nahbereich verantwortlichen Teilchen sind bereits sedimentiert. Die Figur 4.4-1 zeigt, wie sich die Anteile der verschiedenen Partikel während des Transports verändern. Durch Sedimentation und Deposition verringern sich einerseits die Anteile der grösseren Partikel, andererseits erkennt man auch die Verringerung der Anteile der kleinsten Teilchen, welche im Verlaufe des Transports zu grösseren Partikeln aggregieren.

4.4.3 Experimentelle Untersuchungen der Deposition

Bei vielen experimentellen Untersuchungen zur Erfassung der Gravitationsdepositionen werden sogenannte Feucht/Trocken-Sammler nach GEORGI oder Bulk-Sammler (BERGERHOFF) verwendet. Während sich im Regensammler gut reproduzierbare Werte ergeben, stellen sich bei der Messung der trockenen Deposition einige Probleme, die zur Hauptsache darauf zurückzuführen sind,

dass jeder Trockensammler zum Teil auch noch als Interzeptionssammler wirkt. So ergaben sich bei Messungen trockener Deposition mit wassergefüllten Bergerhofftöpfen wesentlich andere Werte, als wenn die Töpfe mit Polyäthylenkugeln gefüllt waren. Weitere Abweichungen konnten auch mit pflanzlichem Material als Rezeptoroberflächen festgestellt werden (HERTZ et al., 1988; ZOBRIST & JACQUES, 1990; JUTZI, 1991). In all diesen Fällen wird zusätzlich noch ein bestimmter Teil der Interzeptionsdeposition erfasst, deren Ausmass durch die Art des verwendeten Rezeptors bestimmt ist. Je grösser die aktive Oberfläche des verwendeten Rezeptors ist, umso grösser ist der Anteil der Interzeptionsdeposition. Dieser Anteil hängt zudem noch von der geometrischen Struktur des Sammelgerätes ab. Messungen, die mit verschiedenen Rezeptoren durchgeführt wurden, sind deshalb kaum miteinander vergleichbar.

In der Schweiz werden Messungen der trockenen und der feuchten Gravitationsdeposition sowie Schwebstaubmessungen vom Bund im Rahmen des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL) kontinuierlich durchgeführt (z. B. BUWAL, 1991). Auch auf kantonaler Ebene werden regelmässige Depositionsdaten von Schwermetallen erhoben.

Die folgende Tabelle gibt eine Übersicht der typischen Bandbreiten der Schwermetallniederschläge, wie sie in verschiedener Nutzungszonen registriert worden sind (LAHMANN, 1990).

Tab. 4.4-4: Schwermetallniederschläge in den EG-Staaten (LAHMANN, 1990)

Gebiet	Arsen	Cadmium	Kobalt	Chrom	Kupfer	Eisen
Abgelegen	0.034-0.57	0.017-0.82			0.07-5.1	5-2'300
Rural		0.16-7.13	0.58-0.68	0.47-6.4	1.92-82	160-2'300
Urban	1.32-2.9	0.38-29.7		0.62-8.1	7-144	50-1'580
Industrie	1.3-2.9	0.67-200		13.4-28	30-911	1'600-14'500
Gebiet	Quecksilber	Mangan	Nickel	Blei	Antimon	Selen
Abgelegen		0.061-4.6	0.2-2.7	0.072-10		
Rural	0.2	15-1400	1.2-36	5-100		0.027-1.15
Urban	0.12-0.34	30-140	2-11	15-7000	13	0.96-1.3
Industrie		80-5'000	7-74	25-270'000	10-1'100	
Gebiet	Zinn	Titan	Thallium	Vanadium	Zink	
Abgelegen		0.51-36		0.4-2.3	0.47-30	
Rural				10	13-830	
Urban	13			6-28	20-640	
Industrie	7-170		0.1-5.2		130-9'600	

Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ d}$

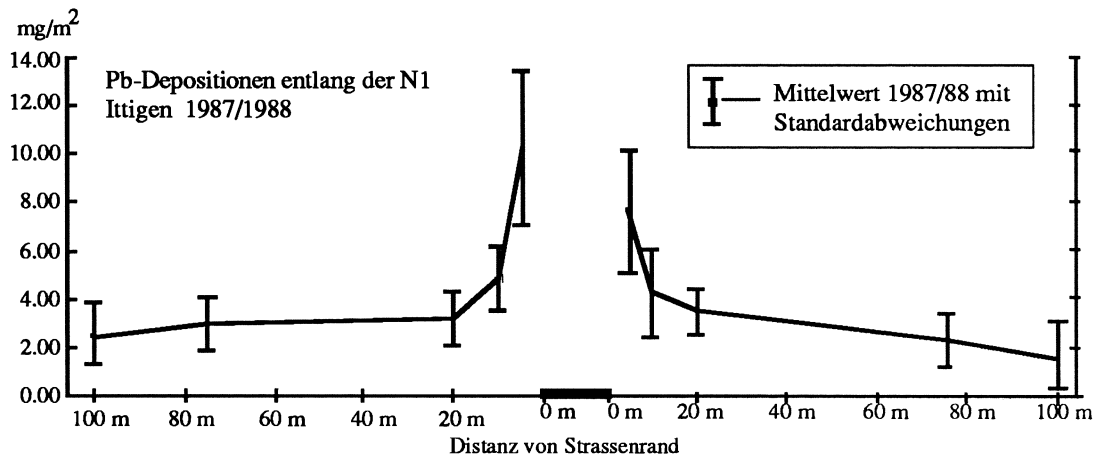
Messkampagnen der trockenen Deposition wurden von weiteren Autoren durchgeführt, wobei Depositionen registriert wurden, die mit den in der Tabelle 4.4-4 präsentierten Wertbereichen übereinstimmen (HERTZ et al. 1988; MIELICH & LUX, 1990; WINTERMEYER & KLOCKOW, 1990; BAKE, 1990).

4.4.3.1 Depositionen im Strassenbereich

Gravitationsdepositionen im unmittelbaren Bereich der N1 (Autobahn) wurden von CONTAT et al. (1991) untersucht. In Ittigen, Rubigen und Hindelbank (alle BE) sowie in Deitingen (SO) wurden während mehreren Jahren die Raten der gesamten Deposition von Blei in verschiedenen Abständen zum Strassenrand gemessen. Die Erhebungen erfolgten mittels Bulksammlern, wobei als Rezeptorfläche Wasser verwendet wurde. Die Figur 4.4-2 zeigt den typischen Abfall der Depositions-

raten bei grösseren Abständen von der Strasse, wie er nicht nur in Ittigen, sondern auch an den anderen Standorten beobachtet werden konnte.

Fig. 4.4-2: Jährliche Depositionsraten entlang einer Autobahn (CONTAT et al., 1991)



4.4.4 Stoffbilanzen verkehrsbedingter Schwermetallemissionen

HUNTZICKER et al. (1975) bilanzierten die Stofffrachten für Blei im Becken von Los Angeles. In ihrer Stoffflussbilanz, bei der nur das bei der Treibstoffverbrennung emittierte Blei berücksichtigt wurde, erhielten sie die folgenden prozentuale Verteilung der Frachten auf die einzelnen Stoffflüsse:

Tab. 4.4-5: Prozentuale Anteile der Bleifrachten (HUNTZICKER et al., 1975)

24.5 %	verbleiben in den Fahrzeugen, im Motorenöl und im Auspuffsystem
7.5 %	werden auf der Strasse deponiert und von dort mit dem Regenwasser oder bei der Strassenreinigung weitertransportiert
32.5 %	werden im unmittelbaren Nahbereich des Emittenten deponiert (< ca. 7 m)
8.5 %	verbleiben im lokalen Bereich
27.0 %	werden durch Windverfrachtungen in entfernte Gebiete getragen. Ca. 5 % davon werden ursprünglich als Gase emittiert und wandeln sich im Verlauf des Transports infolge von photochemischen Reaktionen in Aerosole um

Durch die vermehrte Verwendung von Fahrzeugen, die mit Katalysatoren ausgerüstete sind, dürfte sich der Anteil der im Motor und Auspuffsystem verbleibenden Rückstände noch etwas erhöhen. Diese Verschiebung der prozentualen Anteile beeinflusst die Bleiemission erst in zweiter Linie. Wesentlich wichtiger ist die Reduktion der emittierten Bleimengen infolge der durch die Katalysatoren bewirkten Verwendung von bleifreiem Benzin.

Detaillierte, kleinräumige Schwermetallbilanzen entlang von Strassenstücken sind bis jetzt keine veröffentlicht worden. Solche Bilanzen würden es erlauben, die im Nahbereich einer Strasse registrierten Schwermetalleinträge auf ihre Plausibilität hin zu untersuchen. Dabei müssten neben den Frachten die bei der Treibstoffverbrennung entstehen, auch noch die Einträge durch Reifen- und Strassenabrieb und die Austräge in Strassenabwässern und Wischschlämmen mitberücksichtigt werden. Abschätzungen der Stofffrachten durch Reifen- und Strassenabrieb wurden von verschiedenen Autoren angegeben (AfU SO, 1990a; MUSCHACK, 1990).

5 Schadstoffgehalte entlang von Strassen

In diesem Kapitel werden die gesammelten Daten der Belastungen von Böden, Pflanzen und Tieren durch den Strassenverkehr aufgezeigt und diskutiert. Ausgewertet wurden nur in der Schweiz durchgeführte Untersuchungen zu Schwermetallen, Salzen und organischen Substanzen. Nicht berücksichtigt werden Schädigungen des angrenzenden Ökosystems durch Stoffe, die bei Unfällen in die Umwelt geraten sind oder die beim Strassenunterhalt, z. B. durch Streusalz- und Herbizideinsatz eintreten können.

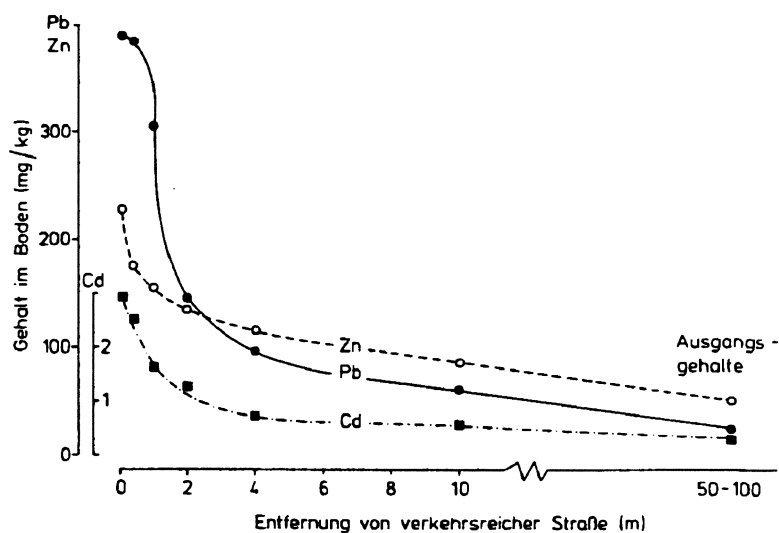
5.1 Schadstoffgehalte in Böden

Über Schwermetallbelastungen der Böden entlang von Strassen liegen besonders für Blei und teilweise auch für Cadmium und Zink zahlreiche Untersuchungen vor, die wie in Fig. 5.1-1 dargestellt, allgemein stets dieselben Ergebnisse zeigen. Im Nahbereich bis zu 10 m beidseits der Strassen sind die Gehalte erhöht und fallen mit zunehmender Distanz zur Fahrbahn rasch ab. Blei zeigt dabei die grössten Unterschiede. Untersuchungen zu anderen Schadstoffen, insbesondere zu organischen Schadstoffen sind weit weniger zahlreich (vgl. Kap. 2.2.1).

Da ausländische Untersuchungen wegen verschiedenen Probenahmetiefen und Aufschlussverfahren oft nicht direkt vergleichbar sind, werden im folgenden - organische Schadstoffe ausgenommen - nur vergleichbare Untersuchungen aus der Schweiz in die Darstellung einbezogen (vgl. Kap. 2.3.1). Erläuterungen zur Darstellung finden sich in Kap. 2.1.

Von besonderem Interesse ist die Frage, ob sich der durch VOGEL et al. (1989) grob veranschlagte Kontaminationsbereich von 25 m beidseits der Strasse durch die in Fig. 5.1-2 und Tab. 5.1-1 aufgeführten Untersuchungen je nach Schwermetall und Standortverhältnissen weiter differenzieren lässt.

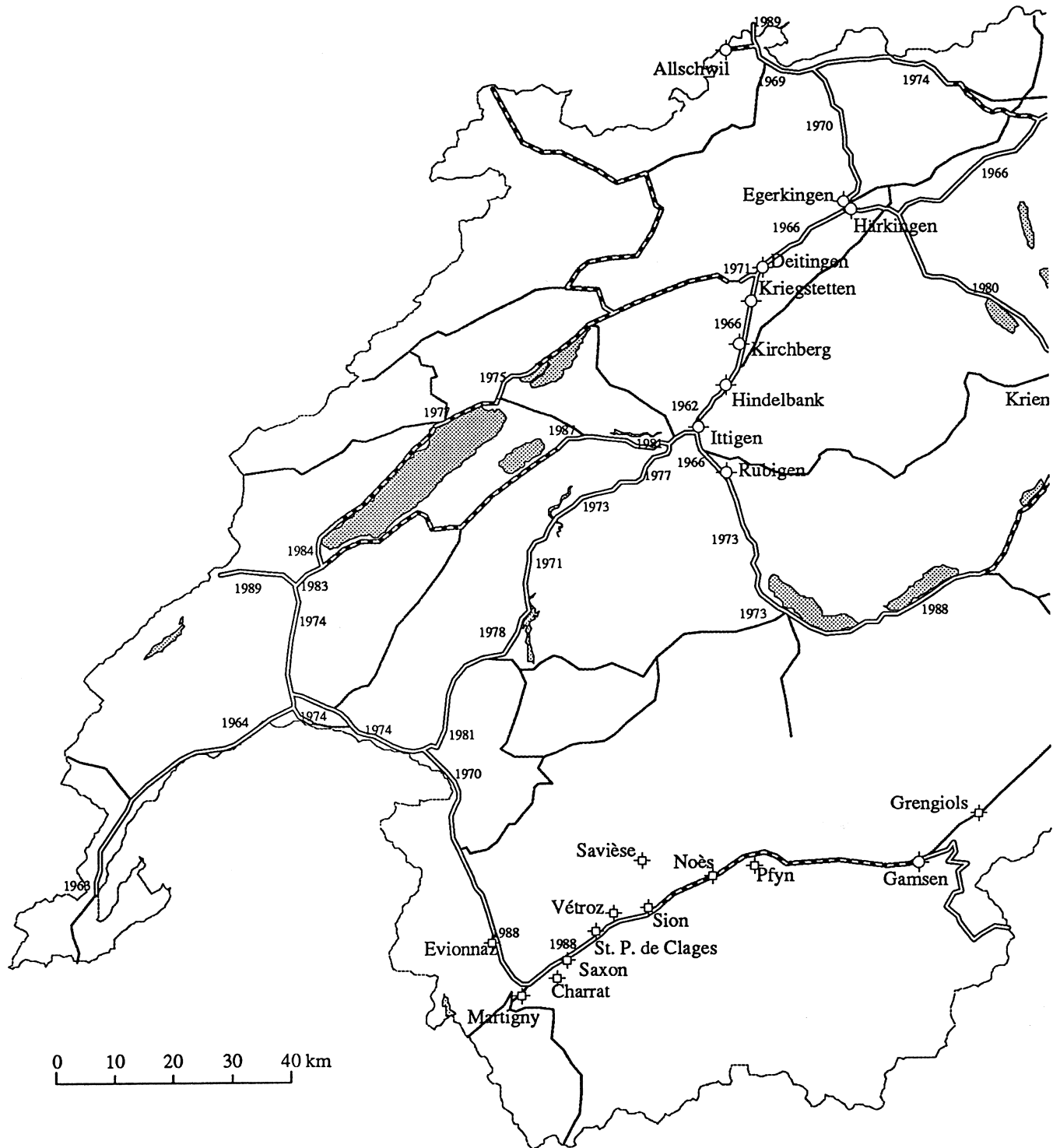
Fig. 5.1-1: Typische Schwermetallgehalte in Böden in Abhängigkeit von der Entfernung zur Strasse (SCHACHTSCHABEL et al., 1984)



5.1.1 Totalgehalte von Schwermetallen

Der Übersichtskarte (Fig. 5.1-2) und der Übersichtstabelle (Tab. 5.1-1) folgen Einzeldarstellungen der Elemente Blei, Cadmium, Zink, Kupfer und Mangan.

Fig. 5.1-2: Standorte von Schadstoffuntersuchungen in Böden entlang von Strassen





Tab. 5.1-1: Charakteristik der Schadstoffuntersuchungen in Böden

Messort	Strassentyp			DTV	Bodenuntersuchungstiefe			Pro- file	Tran- sekte	Stich- proben	Methode	
	NS	HS	ÜS		0-5 cm	0-20 cm	andere Tiefen				HNO3	andere
Kirchberg (BE)				53'000								NaNO3
Rubigen (BE)				31'500			20-40 cm					
Ittigen (BE)				42'000			20-40 cm					
Hindelbank (BE)				42'000			20-40 cm					
Allschwil (BS)				<5'000								
Näfels-Netstal (GL)				16'000								
Landquart (GR)				?								NaNO3
Selfranga (GR)				?								NaNO3
Sufers (GR)				5'720								
Kriens (LU)				25'000			20-30/30-40 cm					
Stans (NW)				22'000			5-10/10-20 cm					?
Widnau (SG)				10'000								
Diepoldsau (SG)				10'000								
Kriesern (SG)				10'000								
Neuburg (SG)				10'000								
Egerkingen 1 (SO)				31'000								NaNO3
Härkingen 1 (SO)				32'000								NaNO3
Kriegstetten (SO)				45'000								NaNO3
Egerkingen 2 (SO)				31'000								
Deitingen 1 (SO)				20'000			0-10 cm					
Härkingen 2 (SO)				32'000			0-10 cm					
Deitingen 2 (SO)				42'000			20-40 cm					
Bironico (TI)				15-25'000			0-10/30-50 cm					
Roveredo (TI)				9'440			5-20 cm					
Buechholz (UR)				13'300								H2O dest.
Gurtellen (UR)				13'300								H2O dest.
Wattingen (UR)				13'300								H2O dest.
Diverse (VS)				?								NaNO3
Gamsen (VS)				?								
Zürich (ZH)				58'300								

NS=Nationalstrasse, HS=Hauptstrasse, ÜS=Übrige Strassen, DTV=Durchschnittlicher täglicher Verkehr

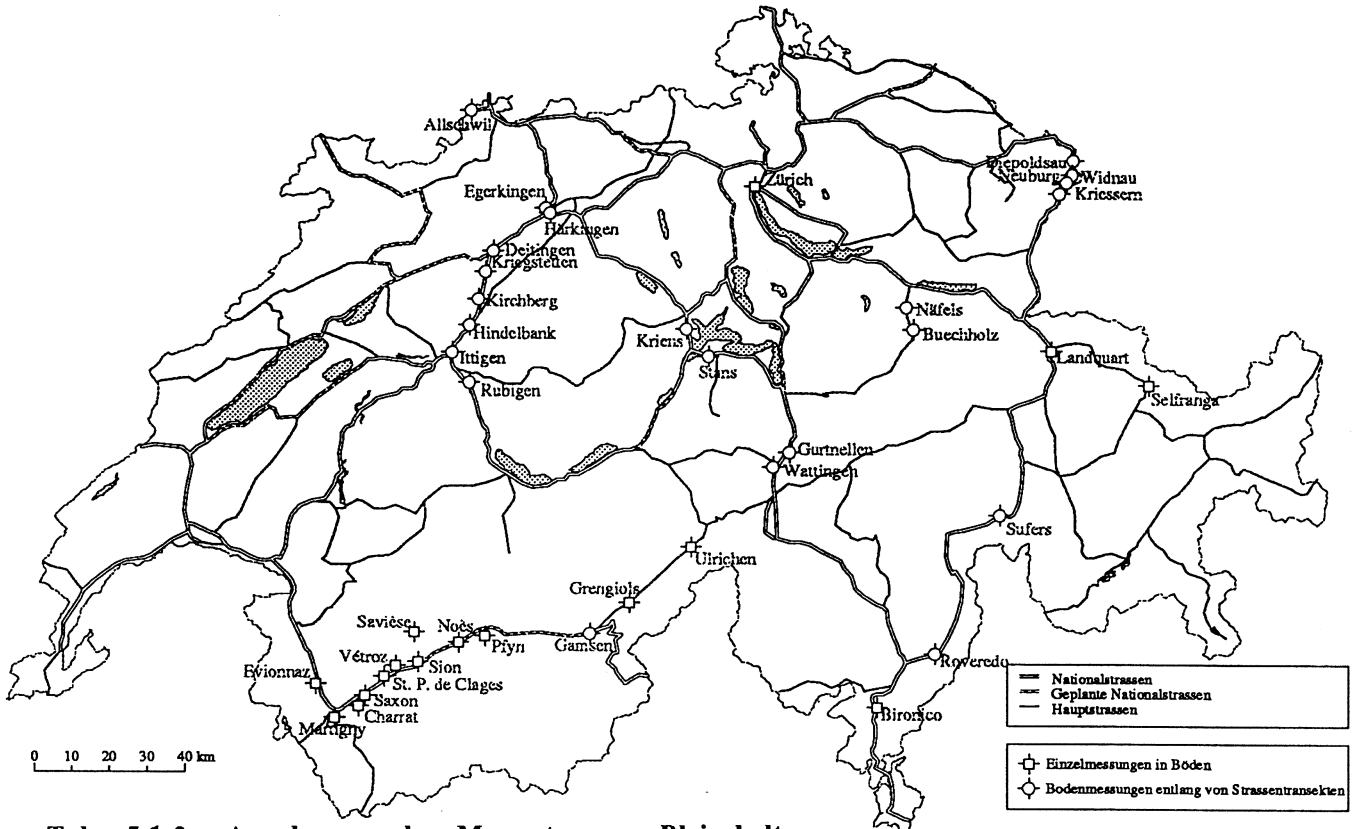
Tab. 5.1-1: (Fortsetzung)

Messort	Schadstoffe													Untersuchung	Referenz	
	Pb	Cd	Zn	Mn	Cu	Cr	Co	Ni	Hg	Tl	F	Mo	PAK			
Kirchberg (BE)	■	■	■	■											1987-1989	Nefitel, 1991
Rubigen (BE)	■														1977/1989	Contat et al., 1991
Ittigen (BE)	■														1977/1989	Contat et al., 1991
Hindelbank (BE)	■														1977/1989	Contat et al., 1991
Allschwil (BS)	■	■	■												1987	FAC, 1987a
Näfels-Netstal (GL)	■	■	■												1990	AfU GL, 1990a
Landquart (GR)	■	■	■		■	■	■	■	■	■			■		1991	AfU GR, 1991a
Selfranga (GR)	■	■	■		■										1991	AfU GR, 1991b
Sufers (GR)	■	■	■		■	■	■	■							1991	Tiefbauamt GR, 1991a
Kriens (LU)	■	■	■												1991	Tiefbauamt LU, 1991
Stans (NW)	■														1987	FAC, 1987b
Widnau (SG)	■	■	■		■	■	■	■	■	■			■		1990	AfU SG, 1990
Diepoldsau (SG)	■	■	■		■	■	■	■	■	■			■		1990	AfU SG, 1990
Kriessern (SG)	■	■	■		■	■	■	■	■	■			■		1990	AfU SG, 1990
Neuburg (SG)	■	■	■		■	■	■	■	■	■			■		1990	AfU SG, 1990
Egerkingen 1 (SO)	■	■	■		■									■	1990	AfU SO, 1991
Härkingen 1 (SO)	■	■	■		■									■	1990	AfU SO, 1991
Kriegstetten (SO)	■	■	■		■									■	1990	AfU SO, 1991
Egerkingen 2 (SO)	■	■	■		■										1985	Kant. Lab. SO, 1985
Deitingen 1 (SO)	■		■												1982	Kant. Lab. SO, 1982
Härkingen 2 (SO)	■	■	■		■										1985	Kant. Lab. SO, 1985
Deitingen 2 (SO)	■														1977/1989	Contat et al., 1991
Bironico (TI)	■														1985	Dipartimento E. Pub.
Roveredo (TI)	■	■	■		■										1977/1989	Tiefbauamt GR, 1991b
Buechholz (UR)	■														1989	Schmidli, 1989
Gurtmellen (UR)	■														1989	Schmidli, 1989
Watingen (UR)	■														1989	Schmidli, 1989
Diverse (VS)	■	■	■			■	■	■	■						1990	AfU VS, 1990
Gamsen (VS)	■	■	■		■			■	■			■		■	1991	Pronat AG, 1991
Zürich (ZH)	■	■	■												1991	Tiefbauamt ZH, 1991

PAK=Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Blei (Pb)

Fig. 5.1-3: Übersicht der Standorte der Pb-Messungen an Strassen



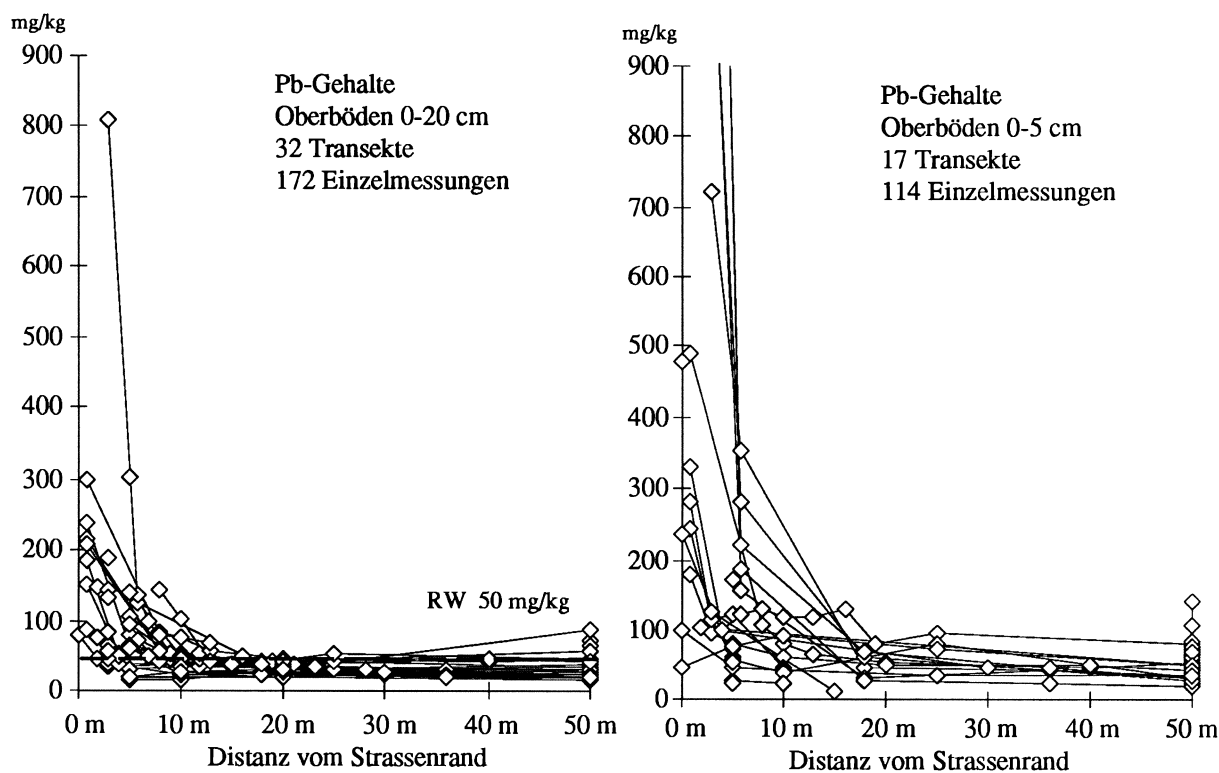
Tab. 5.1-2: Angaben zu den Messorten von Bleigehalten

Ort	Strasse	DTV	Eröffnung	Probentiefe	Transekt	Jahr (e)
Kirchberg	N1	53'000	1963	0-20/0-5cm	5	1987-89
Näfels-Netstal	HS	16'000	?	0-20/0-5cm	1	1990
Egerkingen 1	N2	31'000	1967	0-20/0-5cm	1	1990
Härkingen	N1	32'000	1967	0-20/0-5cm	1	1990
Kriegstetten	N1	45'000	1966	0-20/0-5cm	1	1990
Egerkingen 2	N2	31'000	1967	0-20 cm	1	1985
Allschwil	ÜS	<5'000	?	0-20 cm	2	1987
Widnau	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Diepoldsau	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Kriessern	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Neuburg	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Kriens	N2	25'000	1976	0-20/0-5cm	4(2)	1991
Rubigen	N6	31'500	1972	0-20 cm	2	1977/89
Ittigen	N6	42'000	1966	0-20 cm	4	1977/89
Hindelbank	N1	42'000	1966	0-20 cm	2	1977/89
Deitingen	N1	42'000	1966	0-20 cm	4	1977/89
Wallis	N9/HS	?	?	0-20 cm	Einzelproben	?
Landquart	HS	?	?	0-5 cm	Einzelproben	1991
Selfranga	HS	?	?	0-5 cm	Einzelproben	1991
Buechholz	N2	13'300	1979	0-5 cm	1	1989
Gurtellen	N2	13'300	1971	0-5 cm	1	1989
Watingen	N2	13'300	1980	0-5 cm	1	1989
Roveredo	N13	9'440	1969	0-5 cm	1	1991
Zürich	N1c	58'300	1969	0-20 cm	Einzelproben	1991
Sufers	N13	5'720	1963	0-20 cm	Einzelproben	1991
Stans	N2	22'000	1962	0-5 cm	2	1987

Tab. 5.1-3: Angaben zu den Messorten von Blei mit anderen Probentiefen

Ort	Strasse	DTV	Eröffnung	Probentiefe	Jahr (e)
Kriens	N2	25'000	1976	20-30/30-40 cm	1991
Stans	N2	22'000	1962	5-10 cm	1987
Deitingen 1	N1	48'000	1966	0-10 cm	1982
Härkingen 2	N1	32'000	1967	0-10 cm	1985
Bironico	N2	15-25'000	1973	0-10/30-50 cm	1985
Landquart	HS	?	?	Profil	1991
Selfranga	HS	?	?	Profil	1991
Rubigen	N6	31'500	1972	20-40 cm	1987/89
Ittigen	N6	42'000	1966	20-40 cm	1987/89
Hindelbank	N1	42'000	1966	20-40 cm	1987/89
Deitingen 2	N1	42'000	1966	20-40 cm	1987/89

Fig. 5.1-4: Pb-Gehalte in Abhängigkeit von der Distanz zum Strassenrand



Tab. 5.1-4: Angaben zu extremen Pb-Messwerten

Ort	Strasse	Distanz	DTV	Pb (0-20cm)	Pb (0-5 cm)
Kirchberg (Transekt 1)	N1	3 m	53'000	-	720 mg/kg
Kirchberg (Transekt 2)	N1	3 m	53'000	810 mg/kg	1'950 mg/kg
Kirchberg (Transekt 3)	N1	3 m	53'000	-	1'820 mg/kg
Kirchberg (Transekt 4)	N1	3 m	53'000	-	1'140 mg/kg

Kommentar

Die Bleigehalte in der Bodenschicht 0 - 5 cm sind im Mittel 1.2 bis 2 mal höher als die Gehalte in der Schicht 0 - 20 cm.

Die höchsten bisher registrierten Werte stammen aus Messungen bei Kirchberg und sind in der obenstehenden Tabelle dargestellt. Dieser N1-Abschnitt gehört zu den betriebsältesten Autobahnen der Schweiz und stand zur Zeit der Untersuchungen bereits seit 26 Jahren in Betrieb.

Richtwert für Pb (VSBö, 1986) : 50 mg/kg

Pb-Gehalte in Schweizer Böden

(Meyer, 1991)

Standort	Häufiger Bereich	Median
Unterboden alle	10 - 19 mg/kg	14 mg/kg
Oberboden LW	17 - 35 mg/kg	23 mg/kg
SP	19 - 45 mg/kg	24 mg/kg
WA	17 - 31 mg/kg	21 mg/kg
SI	34 - 185 mg/kg	83 mg/kg
BG	25 - 130 mg/kg	41 mg/kg

LW: Landwirtschaft

SP: Spezialkulturen

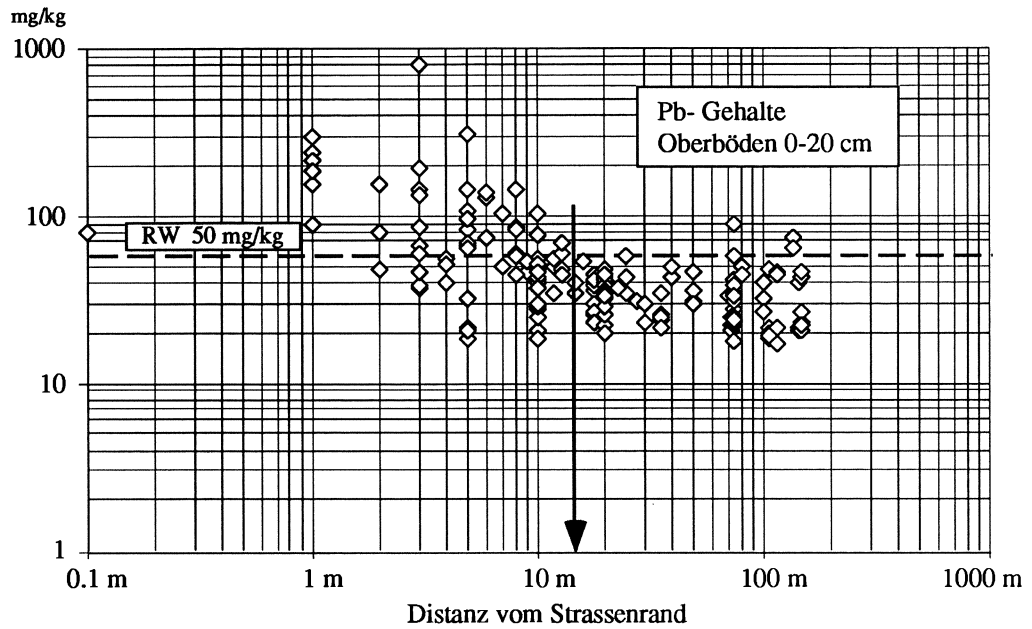
WA: Wald

SI: Siedlungen

BG: Belastungsgebiete

Die Pb-Gehalte, welche aus den Messungen entlang von Strassen der Schweiz resultieren, zeigen eine klare Abhängigkeit von der Fahrbahndistanz. In der doppeltlogarithmischen Darstellung (Fig. 5.1-5) lässt sich deutlich erkennen, dass die Pb-Gehalte in einem Band von 0 - 12 m (Pfeil) systematisch erhöht sind. Im Abstand von 0 - 5 m finden sich bei mehr als der Hälfte der untersuchten Bodenproben Werte, die über dem Richtwert der VSBö (1986) liegen. Bei Distanzen über 12 m entsprechen die Werte den schweizerischen Mittelwerten, wie sie in Wäldern und in landwirtschaftlich genutzten Gebieten registriert werden. Einzelne erhöhte Werte waren auch noch in grösseren Distanzen zu verzeichnen.

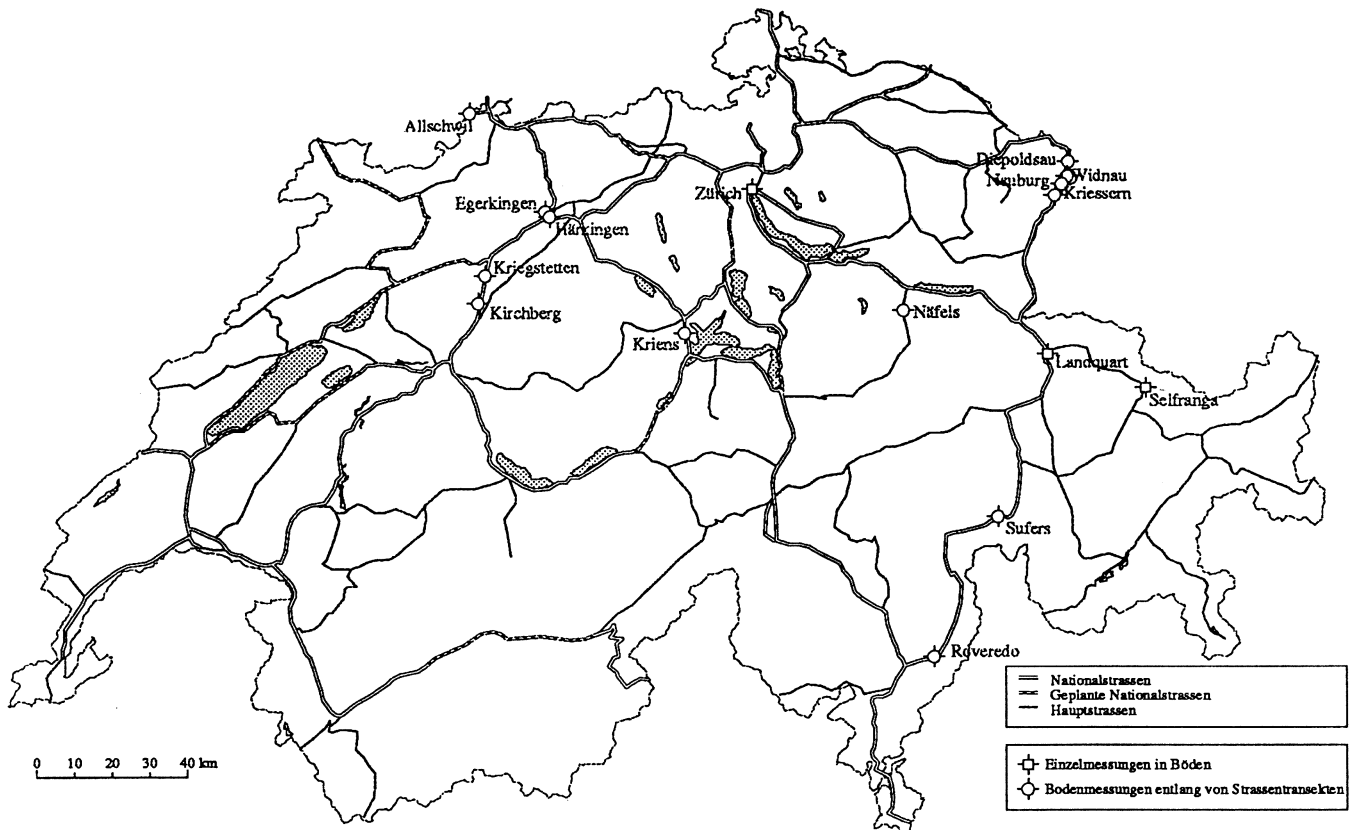
Fig. 5.1-5: Logarithmische Darstellung der Pb-Gehalte



Die doppellogarithmische Darstellung differenziert die Unterschiede der Bodengehalte bei kleinen Abständen sowie bei niedrigen Konzentrationen wesentlich besser als die proportionalen Darstellungen. Sie ist deshalb zur Abschätzung der Belastungsbereiche besser geeignet. Das Ausmass der Richtwertüberschreitungen wird bei logarithmischen Darstellungen jedoch optisch etwas heruntergespielt; diese werden besser durch die üblichen Darstellungen (Fig. 5.1-4) wiedergegeben.

Cadmium (Cd)

Fig. 5.1-6: Übersicht der Standorte der Cd-Messungen an Strassen



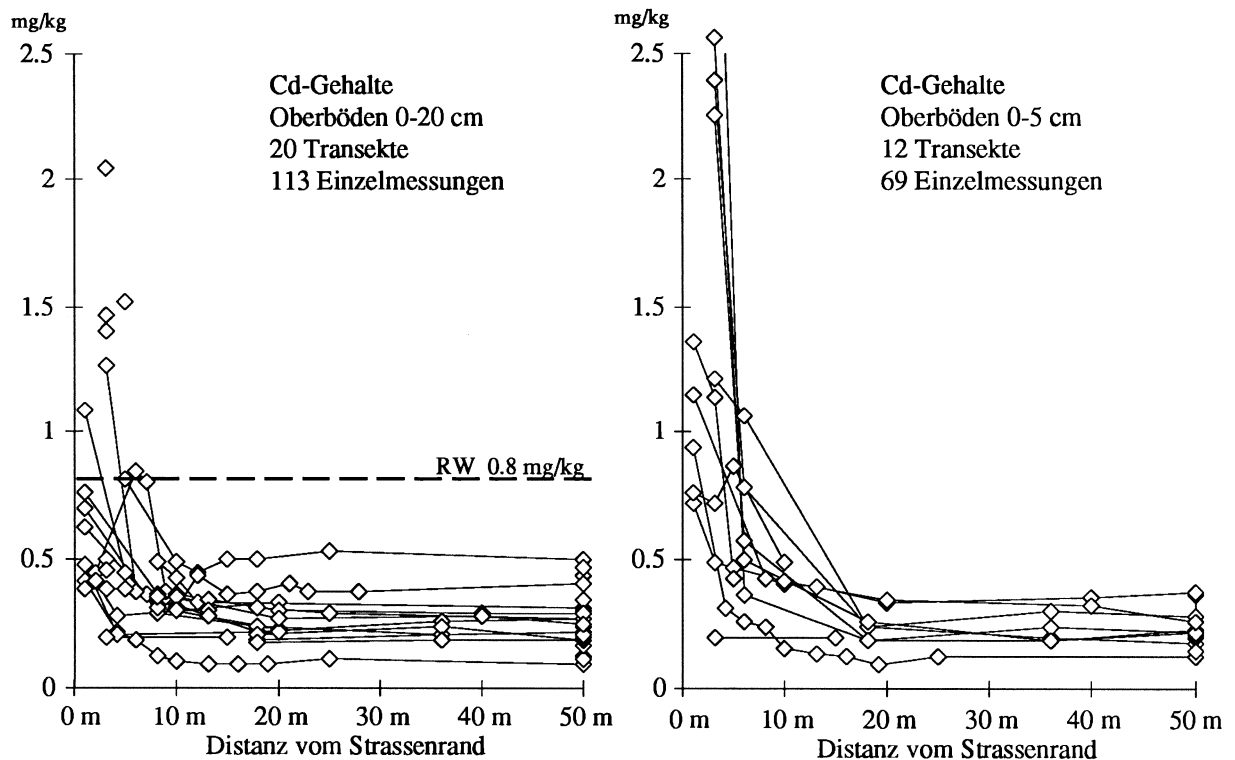
Tab. 5.1-5: Angaben zu den Messorten

Ort	Strasse	DTV	Eröffnung	Probentiefe	Transekt	Jahr (e)
Kirchberg	N1	53'000	1963	0-20/0-5 cm	5	1987-89
Näfels-Netstal	HS	16'000	?	0-20/0-5 cm	1	1990
Kriens	N2	25'000	?	0-20/0-5 cm	4(2)	1991
Egerkingen 1	N2	31'000	1967	0-20/0-5 cm	1	1990
Härkingen 1	N1	32'000	1967	0-20/0-5 cm	1	1990
Kriegstetten	N1	45'000	1966	0-20/0-5 cm	1	1990
Egerkingen 2	N2	31'000	1967	0-20 cm	2	1985
Allschwil	ÜS	<5'000	1964	0-20 cm	1	1987
Widnau	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Diepoldsau	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Kriessern	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Neuburg	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Zürich	N1c	58'300	1969	0-20 cm	Einzelproben	1991
Sufers	N13	5'720	1963	0-20 cm	Einzelproben	1991
Roveredo	N13	9'440	1969	0-5 cm	1	1991
Landquart	HS	?	?	0-5 cm	Einzelproben	1991
Selfranga	HS	?	?	0-5 cm	Einzelproben	1991

Tab. 5.1-6: Angaben zu den Messorten von Cadmium in anderen Probertiefen

Ort	Strasse	DTV	Eröffnung	Probertiefe	Jahr (e)
Kriens	N2	25'000	1976	20-30/30-40 cm	1991
Roveredo	N13	9'440	1969	5-20 cm	1991/92
Härkingen 2	N1	32'000	1967	0-10 cm	1985

Fig. 5.1-7: Cd-Gehalte in Abhängigkeit von der Distanz zum Strassenrand



Tab. 5.1-7: Angaben zu extremen Cd-Messwerten

Ort	Strasse	Distanz	DTV	Cd (0-20cm)	Cd (0-5 cm)
Näfels-Netstal	HS	0.1 m	16'000	2.8 mg/kg	3 mg/kg
Näfels-Netstal	HS	10 m	16'000	2.9 mg/kg	-
Kirchberg (Transekt 1)	N1	3 m	53'000	-	2.4 mg/kg
Kirchberg (Transekt 2)	N1	3 m	53'000	-	3.4 mg/kg
Kirchberg (Transekt 3)	N1	3 m	53'000	-	2.6 mg/kg
Kirchberg (Transekt 4)	N1	3 m	53'000	-	2.3 mg/kg

Kommentar

Die höchsten Cd-Werte wurden in Näfels-Netstal, in Kirchberg und entlang der Westumfahrung von Zürich gemessen. Bemerkenswert sind die speziell hohen Werte, die bei der Kantonsstrasse in Näfels-Netstal registriert wurden.

Richtwert für Cd (VSBö, 1986) : 0.8 mg/kg

Cd-Gehalte in Schweizer Böden
(Meyer, 1991)

Standort	Häufiger Bereich	Median
Unterboden alle	0.1 - 0.3 mg/kg	0.17 mg/kg
Oberboden	LW	0.2 - 0.5 mg/kg
	SP	0.7 - 1.5 mg/kg
	WA	0.1 - 0.5 mg/kg
	SI	0.3 - 0.7 mg/kg
	BG	0.3 - 1.7 mg/kg
		0.31 mg/kg
		0.96 mg/kg
		0.21 mg/kg
		0.37 mg/kg
		0.56 mg/kg

LW: Landwirtschaft

SP: Spezialkulturen

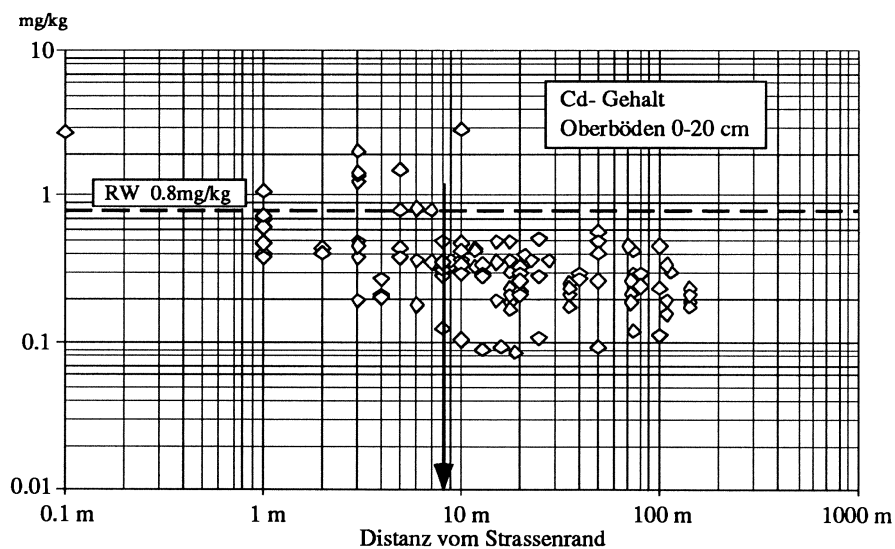
WA : Wald

SI : Siedlungen

BG : Belastungsgebiete

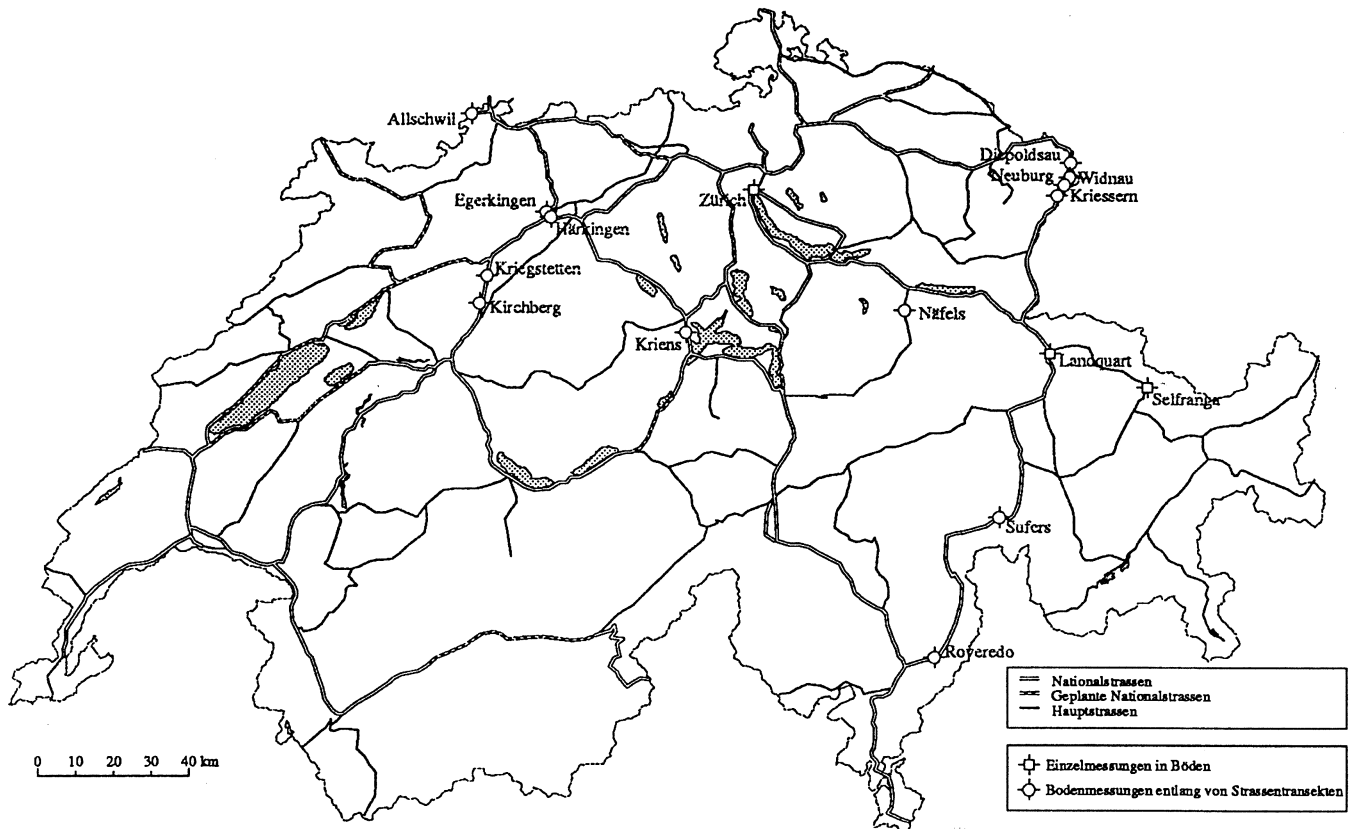
Die Cd-Gehalte, welche aus den Messungen entlang von Strassen der Schweiz resultieren, zeigen eine klare Abhängigkeit von der Fahrbahndistanz. In der doppeltlogarithmischen Darstellung Fig. 5.1-8 lässt sich deutlich erkennen, dass die Cd-Gehalte in einem Band von 0 - 8 m (Pfeil) systematisch erhöht sind. Richtwertüberschreitungen wurden nur innerhalb eines Bandes von 0 - 5 m registriert. Im Abstand von 10 m zur Kantonsstrasse wurde in Näfels ein einzelner hoher Cd-Gehalt registriert, der jedoch kaum in einem ursächlichen Zusammenhang mit dem Verkehr auf der angrenzenden Strasse stehen dürfte, da die zu erwartende, typische Abnahme des Bodengehalts mit dem Abstand zur Strasse nicht beobachtet werden konnte. Die Cd-Gehalte, die in Distanzen grösser als 8 m registriert wurden, entsprechen Werten, wie sie in der Schweiz in Wäldern und in landwirtschaftlich genutzten Gebieten gefunden werden.

Fig. 5.1-8: Logarithmische Darstellung der Cd-Gehalte



Zink (Zn)

Fig. 5.1-9: Übersicht der Standorte der Zn-Messungen an Strassen



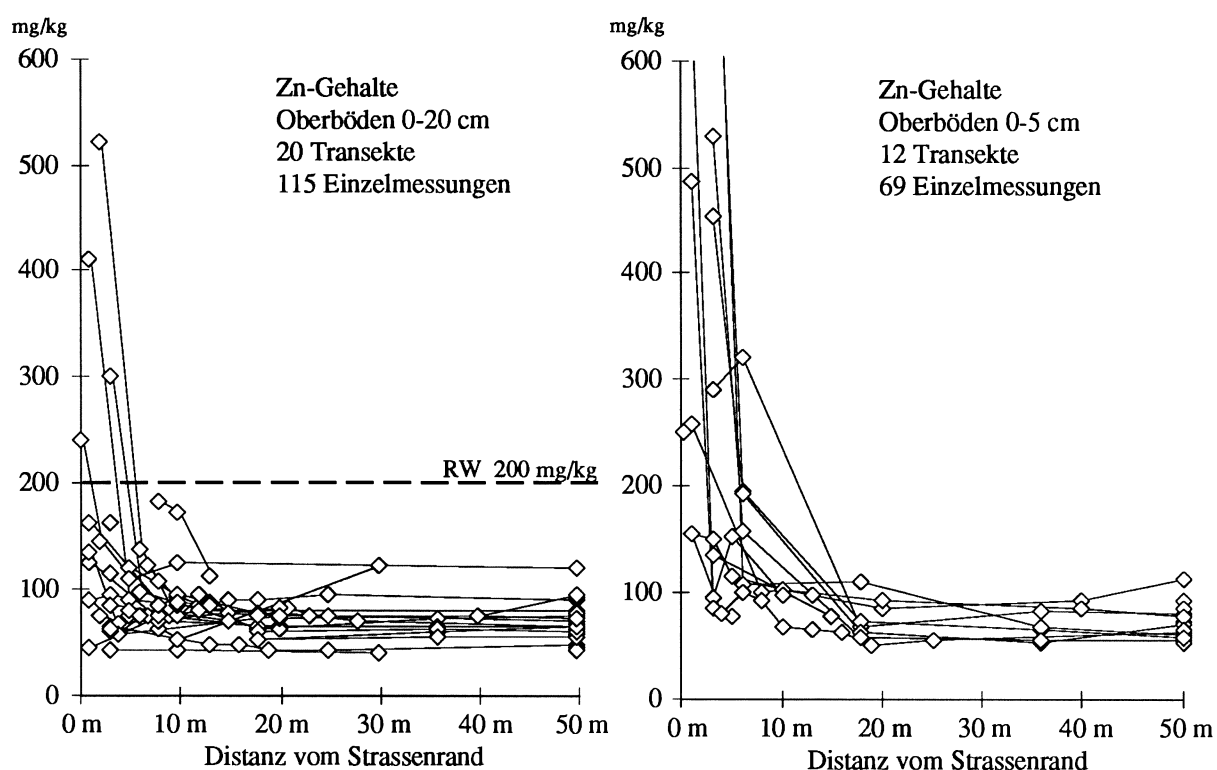
Tab. 5.1-8: Angaben zu den Zn-Messorten

Ort	Strasse	DTV	Eröffnung	Probertiefe	Transekt	Jahr (e)
Kirchberg	N1	53'000	1963	0-20/0-5 cm	5	1987-89
Näfels-Netstal	HS	16'000	?	0-20/0-5 cm	1	1990
Egerkingen 1	N2	31'000	1967	0-20/0-5 cm	1	1990
Härkingen 1	N1	32'000	1967	0-20/0-5 cm	1	1990
Kriegstetten	N1	45'000	1966	0-20/0-5 cm	1	1990
Egerkingen 2	N2	31'000	1967	0-20 cm	1	1985
Allschwil	ÜS	<5'000	?	0-20 cm	2	1987
Widnau	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Diepoldsau	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Kriessern	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Neuburg	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Kriens	N2	25'000	1976	0-20/0-5 cm	4(2)	1991
Zürich	N1c	58'300	1969	0-20 cm	Einzelproben	1991
Sufers	N13	5'720	1963	0-20 cm	Einzelproben	1991
Roveredo	N13	9'440	1969	0-5 cm	1	1991
Landquart	HS	?	?	0-5 cm	Einzelproben	1991
Selfranga	HS	?	?	0-5 cm	Einzelproben	1991

Tab. 5.1-9: Angaben zu den Messorten von Zink in anderen Probentiefen

Ort	Strasse	DTV	Eröffnung	Probentiefe	Jahr
Kriens	N2	25'000	1976	20-30/30-40 cm	1991
Deitingen 1	N1	48'000	1966	0-10 cm	1982
Härkingen 2	N1	32'000	1967	0-10 cm	1985
Roveredo	N13	9440	1969	5-20 cm	1991

Fig. 5.1-10: Zn-Gehalte in Abhängigkeit von der Distanz zum Strassenrand



Tab. 5.1-10: Angaben zu extremen Zn-Messwerten

Ort	Strasse	Distanz	DTV	Zn (0-20cm)	Zn (0-5 cm)
Egerkingen 2	N2	2 m	31'000	522 mg/kg	-
Härkingen 1	N2	1 m	32'000	411 mg/kg	486 mg/kg
Egerkingen 1	N2	1 m	31'000	-	674 mg/kg
Kirchberg	N1	3 m	53'000	-	835 mg/kg
Kirchberg	N1	3 m	53'000	-	455 mg/kg
Kirchberg	N1	3 m	53'000	-	530 mg/kg
Kirchberg	N1	3 m	53'000	-	795 mg/kg

Kommentar

Die Zn-Gehalte in den obersten 5 cm des Bodens sind nicht wesentlich höher als die in der Schicht von 0-20 cm und zeigen auch ein ähnliches Verhalten. Direkt am Strassenrand sind oft hohe Werte festzustellen. Die gemessenen Zn-Gehalte streuen jedoch im Nahbereich der Strassen sehr stark.

Richtwert für Zn (VSBo, 1986) : 200 mg/kg

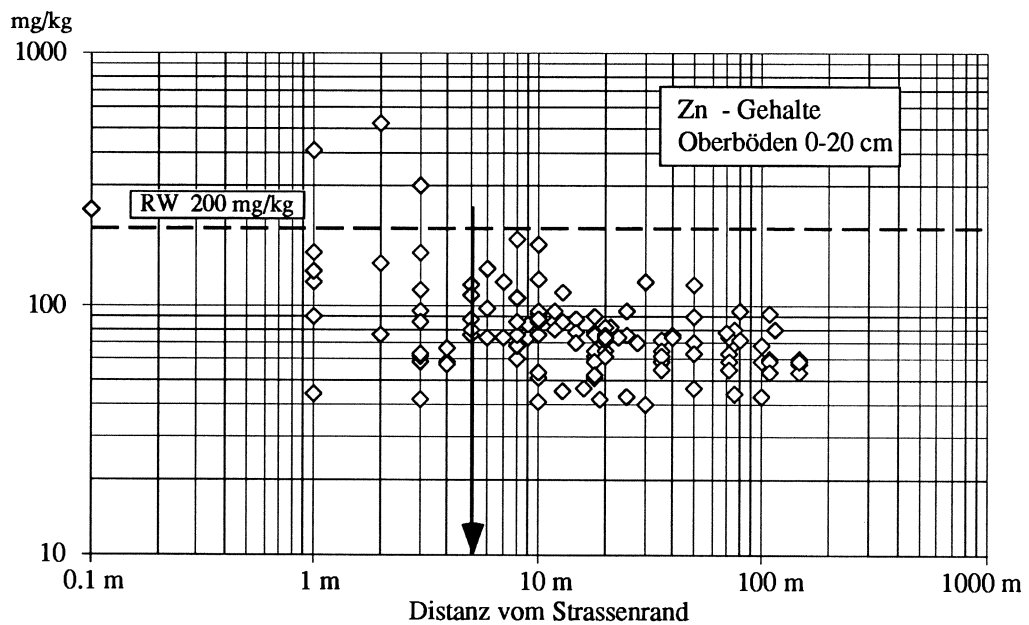
Zn-Gehalte in Schweizer Böden
(Meyer, 1991)

Standort	Häufiger Bereich	Median	
Unterboden alle	28 - 58 mg/kg	41 mg/kg	
Oberboden	LW	44 - 92 mg/kg	62 mg/kg
	SP	60 - 99 mg/kg	74 mg/kg
	WA	31 - 78 mg/kg	48 mg/kg
	SI	66 - 230 mg/kg	123 mg/kg
	BG	67 - 410 mg/kg	145 mg/kg

LW: Landwirtschaft SP: Spezialkulturen
 WA: Wald SI: Siedlungen
 BG: Belastungsgebiete

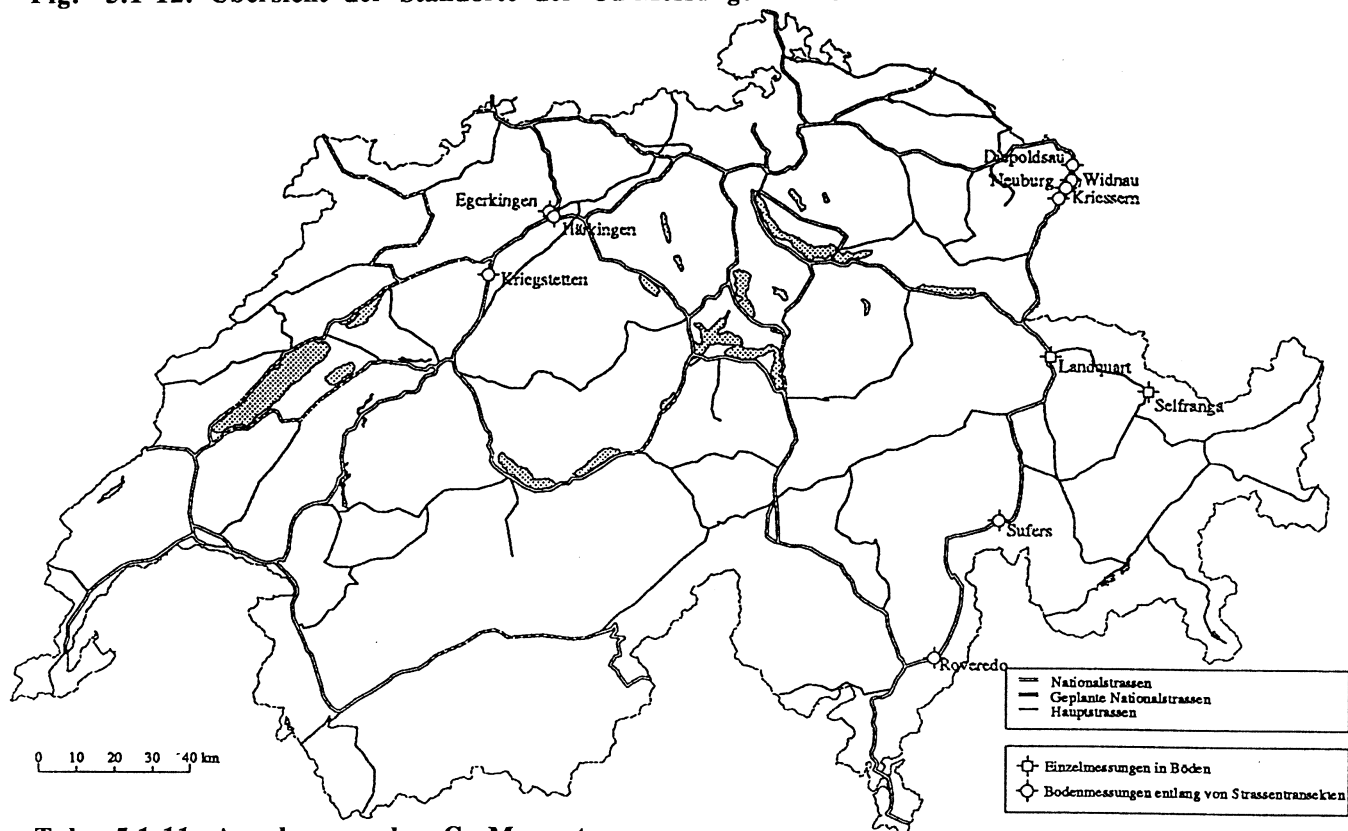
Die Zn-Gehalte der untersuchten Böden zeigen nur in nächster Nähe der Strassenränder eine klare Abhängigkeit von der Distanz. Leicht erhöhte Bodengehalte können anhand der logarithmischen Darstellung Fig. 5.1-11 in einem Bereich bis zu 10 m festgestellt werden. Richtwertüberschreitungen sind nur im Bereich von 0 - 5 m (Pfeil) aufgetreten. Die Schwankungsbreiten in diesem Nahbereich sind jedoch enorm, die Werte variieren zwischen 50 - 500 mg/kg, und dies obwohl in die Untersuchung nur Resultate von Beobachtungen entlang von Nationalstrassen mit vergleichbarer Verkehrsfrequenz eingegangen sind. Eine mögliche Erklärung für dieses Verhalten liegt darin, dass die erhöhten Zn-Gehalte nicht nur auf den Pneubrieb zurückgeführt werden können, sondern zusätzlich durch die Korrosion von Leitplanken und Wildschutzzäunen entlang der Fahrbahnen verursacht sein könnten.

Fig. 5.1-11: Logarithmische Darstellung der Zn-Gehalte



Kupfer (Cu)

Fig. 5.1-12: Übersicht der Standorte der Cu-Messungen an Strassen



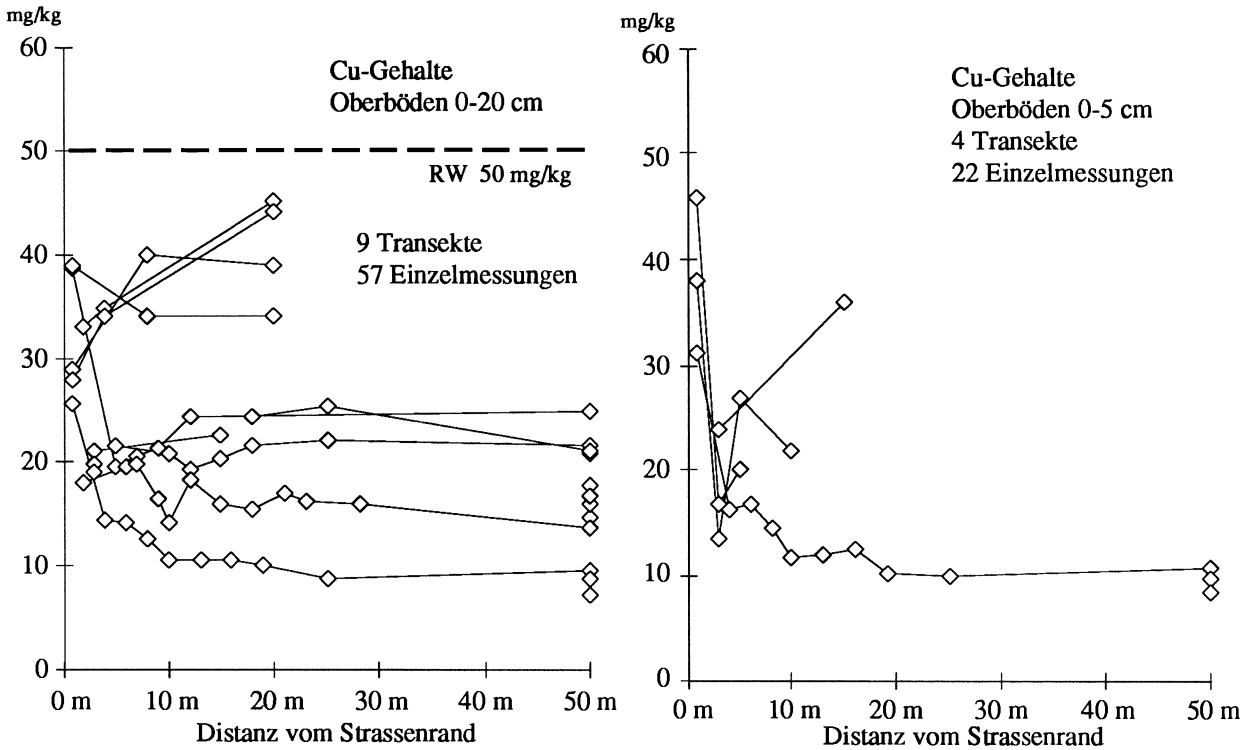
Tab. 5.1-11: Angaben zu den Cu-Messorten

Ort	Strasse	DTV	Eröffnung	Probentiefe	Transekt	Jahr
Egerkingen 1	N2	31'000	1967	0-20/0-5 cm	1	1990
Härkingen 1	N1	32'000	1967	0-20/0-5 cm	1	1990
Kriegstetten	N1	45'000	1966	0-20/0-5 cm	1	1990
Roveredo	N13	9'440	1969	0-20/0-5 cm	1	1991
Egerkingen 2	N2	31'000	1966	0-20 cm	1	1985
Widnau	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Diepoldsau	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Kriessern	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Neuburg	N13	10'000	1964	0-20 cm	1	1990
Sufers	N13	5'720	1963	0-20 cm	Einzelproben	1991
Landquart	HS	?	?	0-5 cm	Einzelproben	1991
Selfranga	HS	?	?	0-5 cm	Einzelproben	1991

Tab. 5.1-12: Angaben zu den Messorten von Kupfer in anderen Probentiefen

Ort	Strasse	DTV	Eröffnung	Probentiefe	Jahr
Härkingen 2	N1	32'000	1967	0-10 cm	1985
Roveredo	N13	9440	1969	5-20 cm	1991

Fig. 5.1-13: Cu-Gehalte in Abhängigkeit von der Distanz zum Strassenrand



Kommentar

Die Cu-Gehalte der untersuchten Böden unterliegen nicht dem typischen Verteilungsmuster der Schwermetalle entlang von Strassen. Sie zeigen die für Bodenanalysen typischen stochastischen Schwankungen und liegen im Bereich der häufigsten Konzentrationen in Schweizer Böden. Im unmittelbaren Fahrbahnbereich ist eine kleine Erhöhung der Cu-Gehalte zu verzeichnen. Die höchsten Werte wurden in Härkingen, Kriegstetten und in Roveredo gemessen. Werte über dem Richtwert wurden bei keiner der Untersuchungen festgestellt.

Richtwert für Cu (VSBö, 1986) : 50 mg/kg

Cu-Gehalte in Schweizer Böden (Meyer, 1991)

Standort	Häufiger Bereich	Median
Unterböden alle	10 - 27 mg/kg	14 mg/kg
Oberböden LW	15 -160 mg/kg	24 mg/kg
SP	180 - 660 mg/kg	376 mg/kg
WA	6 - 23 mg/kg	12 mg/kg
SI	23 - 70 mg/kg	42 mg/kg
BG	20 - 315 mg/kg	53 mg/kg

LW: Landwirtschaft SP: Spezialkulturen
 BG: Belastungsgebiete SI: Siedlungen
 WA: Wald

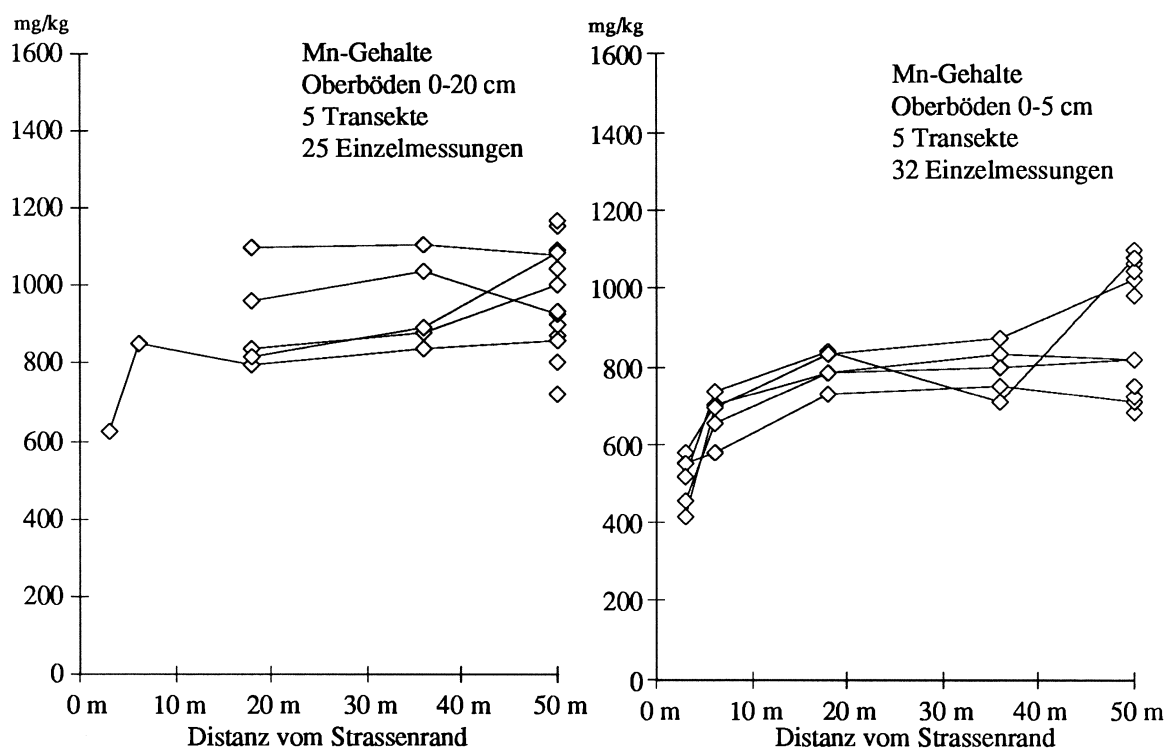
Die in der Schweiz gemessenen Cu-Gehalte entlang von Strassen liegen alle unter dem VSBö-Richtwert für Cu. Unabhängig vom Abstand zum Strassenbord werden Cu-Gehalte registriert, die innerhalb des Bereichs der häufigen Gehalte von Waldböden liegen. Ein Vergleich mit den häufigen Werten aus Landwirtschafts-Oberböden ist wenig sinnvoll, da dort durch das häufige Spritzen der Kulturen der Kupfergehalt oft überhöht ist. Die ausgewerteten Untersuchungsdaten lassen auf keinen relevanten Cu-Eintrag durch den Verkehr schliessen.

Mangan (Mn)

Tab. 5.1-13: Angaben zu den Messorten von Mangangehalten

Ort	Strasse	DTV	Eröffnung	Probetiefe	Transekt	Jahre
Kirchberg	N1	53'000	1963	0-20/0-5 cm	5	1987-89

Fig. 5.1-14: Mn-Gehalte in Abhängigkeit von der Distanz zum Strassenrand



Kommentar

Die Verteilung der Mn-Gehalte der untersuchten Böden zeigt eine für Messungen entlang von Strassen atypische Zunahme der Werte bei wachsendem Abstand zur Fahrbahn. Dieser Effekt ist in den obersten 5 cm des Bodens stark ausgeprägt.

Sämtliche Mn-Messungen stammen aus einer einzigen Untersuchung entlang der N1 bei Kirchberg. Es besteht keine Möglichkeit dieses Verhalten mit Messungen entlang von anderen Strassen zu vergleichen. Die hier aufgezeigten Verhältnisse können deshalb nicht ohne weiteres verallgemeinert werden.

Mn-Gehalte in Schweizer Böden

Für Mangan gibt es keinen Richtwert in der VSBo (1986). Bisher wurden auch keine gesamtschweizerischen Untersuchungen durchgeführt, denen Angaben über den typischen Bereich der Mangangehalte der Oberböden entnommen werden könnten.

Mangan ist nach Eisen das zweithäufigste Schwermetall der Erdkruste und ist ein für höhere Pflanzen und Tiere unentbehrlicher Mikronährstoff. Manganverbindungen sind in vielen Pflanzendüngern enthalten (SCHRÖTER et al., 1983). Das Verhalten der gemessenen Bodengehalte deutet auf einen Eintrag durch Düngung oder durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in den benachbarten Äckern hin. Die Zunahmen der Mn-Gehalte bei wachsender Distanz zum Strassenrand weisen darauf hin, dass kein wesentlicher Eintrag von Mangan in die Böden durch den Strassenverkehr erfolgt.

5.1.1.1 Schwermetallgehalte in der Umgebung von Entlüftungsschächten

Belastungen der Böden in der Umgebung eines Entlüftungskamins untersuchte ACHERMANN (1987) am Beispiel des Abluftsystems des Strassentunnels am San-Bernardino. Das Entlüftungswerk stösst dort bereits während zwei Jahrzehnten Abluft in das sonst unbelastete San Bernardino-Passgebiet aus. Der Autor untersuchte die Pb-Gehalte in Bodenproben rund um den Emittenten. Er analysierte die Pb-Gehalte in den verschiedenen Bodenhorizonten sowie in Mischproben von 0-20 cm Tiefe. Die Totalgehalte wurden dabei nicht nach der Wegleitung der VSBo (1986) bestimmt, sondern man schloss die Feinerde mit einem Gemisch von HF, HCl und HNO₃ bei 140° C unter Druck in einem Autoklaven auf. Bei diesem Verfahren werden die Bodenproben besser aufgeschlossen. Vergleichende Untersuchungen zeigten, dass man nach den Methoden der VSBo (1986) nur etwa 41 - 44 % der registrierten Totalgehalte erhalten hätte.

Eine Abhängigkeit der Pb-Gehalte vom Abstand zu den Entlüftungskaminen konnte nicht beobachtet werden. Die Bodengehalte der Mischproben waren eher tief, sie schwankten, umgerechnet auf Pb-Gehalte nach VSBo (1986), zwischen 15 - 20 mg/kg. Anhand detaillierter Analysen der einzelnen Bodenhorizonte konnte der Autor trotzdem das Vorhandensein eines zusätzlichen Eintrags von Blei in neuerer Zeit nachweisen. Ob dieser Eintrag aus den Entlüftungssystemen stammt, oder ob es sich dabei zur Hauptsache um Depositionen von Aerosolen entfernter Quellen handelt, konnte anhand der vorliegenden Daten nicht beurteilt werden.

5.1.1.2 Lösliche Schwermetallgehalte in Böden entlang von Strassen

Von den in den Böden deponierten Schwermetallen ist nur ein kleiner Teil in einer für Pflanzen verfügbaren Form enthalten. Die löslichen Gehalte, die gemäss den Vorschriften der VSBo (1986) durch einen Auszug mit 0.1 m NaNO₃-Lösung bestimmt werden, hängen von den chemischen Eigenschaften des Bodens ab. Im wesentlichen bestimmt der Säuregehalt des Bodens die Löslichkeit der Metalle. Je tiefer der pH-Wert des Bodens, umso höher ist der lösliche Schwermetallanteil.

Entlang eines Strassentransektes sind die Bodeneigenschaften selten homogen. Aufschüttungen und verschiedene Bewirtschaftung führen zu unterschiedlichen Bodeneigenschaften. Diese beeinflussen die löslichen Gehalte wesentlich stärker, als der distanzabhängige Totalgehalt. Die Resultate der Untersuchungen in Kriegstetten des AfU SO (1991) belegen dies deutlich.

Tab. 5.1-14: Lösliche Gehalte von Pb in verschiedenen Distanzen zum Strassenrand (AfU SO, 1991)

0-20 cm	1 m	4 m	13 m	25 m	100 m	Richtwerte
Pb total (mg/kg)	155	54	48	56	40	50
pH	7.2	6.2	3.7	3.8	3.8	
Pb löslich (mg/kg)	< 0.050	< 0.050	0.448	0.536	0.291	1

0-5 cm	1 m	4 m	13 m	25 m	100 m	
Pb total (mg/kg)	332	101	120	96	65	
pH	7.1	6.2	3.5	3.7	3.8	
Pb löslich (mg/kg)	< 0.050	< 0.050	0.954	0.922	0.398	

Tab. 5.1-15: Lösliche Gehalte von Cd in verschiedenen Distanzen zum Strassenrand

0-20 cm	1 m	4 m	13 m	25 m	100 m	Richtwerte
Cd total (µg/kg)	412	214	92	110	115	800
pH	7.2	6.2	3.7	3.8	3.8	
Cd löslich (µg/kg)	< 0.75	1.5	1.2	1.4	1.5	3.0

0-5 cm	1 m	4 m	13 m	25 m	100 m	
Cd total (µg/kg)	938	306	132	118	144	
pH	7.1	6.2	3.5	3.7	3.8	
Cd löslich (µg/kg)	< 0.75	2.7	2.1	1.6	2.0	

Tab. 5.1-16: Lösliche Gehalte von Zn in verschiedenen Distanzen zum Strassenrand

0-20 cm	1 m	4 m	13 m	25 m	100 m	Richtwerte
Zn total (mg/kg)	90	59	46	43	43	200
pH	7.2	6.2	3.7	3.8	3.8	
Zn löslich (mg/kg)	< 0.125	< 0.125	3.4	3.1	4.1	0.5

0-5 cm	1 m	4 m	13 m	25 m	100 m	
Zn total (mg/kg)	154	79	64	54	57	
pH	7.1	6.2	3.5	3.7	3.8	
Zn löslich (mg/kg)	< 0.125	< 0.125	7.0	4.0	5.4	

5.1.2 Organische Schadstoffe

Untersuchungen über die Belastung von Schweizer Böden durch organische Schadstoffe aus dem Strassenverkehr liegen nur sehr spärlich vor. Da diese Stoffe z. T. extrem flüchtig sind und ihre Bestimmung oft unter der Messgenauigkeit liegt, existieren in der VSBo (1986) auch keine Richtwerte und damit keine greifbaren Anhaltspunkte zur Beurteilung solcher Belastungen. In den Erläuterungen zur VSBo (1986) wird jedoch darauf hingewiesen, dass jedes messbare Vorkommen dieser Stoffe im Boden eine mögliche Schädigung bedeutet.

Transekt-Messungen von diesen Stoffen im Strassenbereich sind vom AfU SO (1991) im Mineralbodenhorizont 0 - 20 cm durchgeführt worden (Resultate siehe Tab. 5.1-17).

Kommentar PCB: Da bei den meisten Distanzen die untersuchten PCB nicht bestimmbar waren, kann keine eindeutige Abhängigkeit der Gehalte von der Entfernung zur Strasse festgestellt werden.

Kommentar PAK: Die einzelnen untersuchten PAK sowie die Gesamtsumme zeigen eine deutliche Abhängigkeit von der Distanz zur Fahrbahn. Im unmittelbaren Strassenbereich sind die gemessenen PAK-Konzentrationen sehr hoch, sinken innerhalb der ersten 5 m jedoch stark ab. Ab dieser Distanz ist eine relativ gleichmässige Belastung der untersuchten Messpunkte zu beobachten. Beim zweiten hier nicht dargestellten Transekt des AfU SO (1991) wurden wesentlich tiefere Belastungen unmittelbar am Strassenrand festgestellt. Es wird angenommen, dass unterschiedlicher Bewuchs und Moderauflage diese Differenz mitbewirken. Die Ablagerung der Organika auf Pflanzen begünstigt eine rasche Photooxidation und verringert so den Bodeneintrag. Ausserdem reduziert der starke Rückhalt durch die Moderauflage den Eintrag in den Mineralboden.

Weitere Untersuchungen der Bodengehalte organischer Schadstoffe entlang von Strassen konnten bei der Literaturrecherche keine gefunden werden. Meist wird nicht der Bodengehalt organischer Schadstoffe, sondern deren Depositionsraten bestimmt. So bestimmten z.B. HEWITT & RASHED (1990) die Depositionsraten verschiedener Kohlenwasserstoffe in Abhängigkeit vom Strassenabstand entlang des Motorway M6 (DTV 38'000) im Südwesten von England. Die Proben wurden mit Hilfe von Bulksammlern in einer Höhe von 1.5 m erfasst. Signifikant erhöhte Einträge konnten für verschiedene PAK in einem Bereich bis 20 m beidseitig der Autobahn festgestellt werden, wobei eine ähnliche Abhängigkeit von der Distanz zum Strassenrand beobachtet werden konnte wie bei der Bleideposition.

Tab. 5.1-17: Messungen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen und polychlorierten Biphenylen an der N1 (Auswertung eines Transekts aus AfU SO, 1991)

	Abstand (m)	1.4	5	7	9	25	50	100	625
PCB (µg/kg TS)	PCB-28	-	-	-	-	-	-	-	-
	PCB-52	19	-	-	-	-	-	-	-
	PCB-101	58	11	10	11	9	22	10	-
	PCB-153	63	-	-	-	-	-	-	-
	PCB-138	133	-	-	-	-	-	-	-
	PCB-180	-	-	-	-	-	-	-	-

PAK (µg/kg TS)	Naphtalin	12	5	9	4	6	4	5	21
	Acenaphtalyn	64	-	-	-	61	63	-	-
	Acenaphten	19	13	-	9	-	9	-	-
	Fluoren	12	5	4	3	4	4	3	3
	Phenanthren	160	44	21	27	19	6	19	11
	Anthracen	24	8	-	4	2	13	4	10
	Fluoranthren	392	111	53	56	44	41	46	23
	Pyren	323	87	44	41	34	76	36	20
	Benzo (b) anthracen	183	82	26	22	14	9	18	10
	Chrysen	169	78	45	44	27	9	34	24
	Benzo (b) fluoranthren	251	63	40	34	53	8	30	16
	Benzo (k) fluoranthren	97	25	10	13	17	9	11	14
	Benzo (a) pyren	217	32	24	38	30	25	38	9
	Indeno (1,2,3-c,d) pyren	351	45	37	12	12	17	12	13
	Dibenzo (a,h) anthracen	36	31	29	-	29	-	28	-
Benzo (g,h,i) perylen	173	59	45	44	36	39	37	13	
	Summe PAK (µg/kg)	2483	687	387	352	389	332	321	186

Die Bestimmungsgrenze für einzelne PAK und PCB liegt bei 10 µg/kg TS.

5.1.3 Diskussion der Schadstoffgehalte in Böden entlang von Strassen

Die Diskussion bezieht sich, der Zielsetzung (vgl. Kap. 1.2) entsprechend, auf die Schadstoffgehalte entlang von Strassen und auf differenzierende Einflussfaktoren.

Schadstoffgehalte, speziell entlang von Strassen, sind mit Vorsicht zu interpretieren, da häufig bei Bauarbeiten, zu Auffüllzwecken und zur Stabilisierung, Erdmaterial aus anderen Gebieten geholt wird.

5.1.3.1 Kontamination durch verschiedene Schwermetalle

Aus Kapitel 5.1.1 ergeben sich die in Tab. 5.1-18 zusammengestellten durchschnittlichen Kontaminationsbereiche für verschiedene Schwermetalle. Diese reichen, je nach Schwermetall, bis zu 12 m ab Strassenrand.

Tab. 5.1-18: Kontaminationsbereiche für Schwermetalle ab Strassenrand

Schwermetall	Richtwertüberschreitungen 0-20 cm		Feststellbare Erhöhungen 0-5 cm
	systematisch	einzelne	
Blei	bis 8 m	bis 12 m	bis 8 m
Cadmium	bis 1 m	bis 6 m	bis 10 m
Zink	keine	bis 5 m	bis 10 m
Kupfer	keine merklichen Erhöhungen		
Mangan	keine merklichen Erhöhungen		

Eine ausgeprägte Abhängigkeit der Totalgehalte (HNO₃-Auszug) in den Oberböden von der Distanz zur Fahrbahn ist für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Zink feststellbar. Überschreitungen der Richtwerte der VSBo (1986) im Nahbereich von vorwiegend an Autobahnen durchgeführten Untersuchungen (0 bis 12 m ab Strassenrand) wurden nur bei den Totalgehalten von Blei und Cadmium regelmässig registriert. Für Zn sind keine systematischen Richtwertüberschreitungen erkennbar. Einzelne Untersuchungen, insbesondere für die Bodenschicht 0 bis 5 cm, zeigen jedoch im Nahbereich der Fahrbahn (N1 Kirchberg, 1987-89; N1/N2 Egerkingen/Härkingen 1990) mehrfache Richtwert-Überschreitungen.

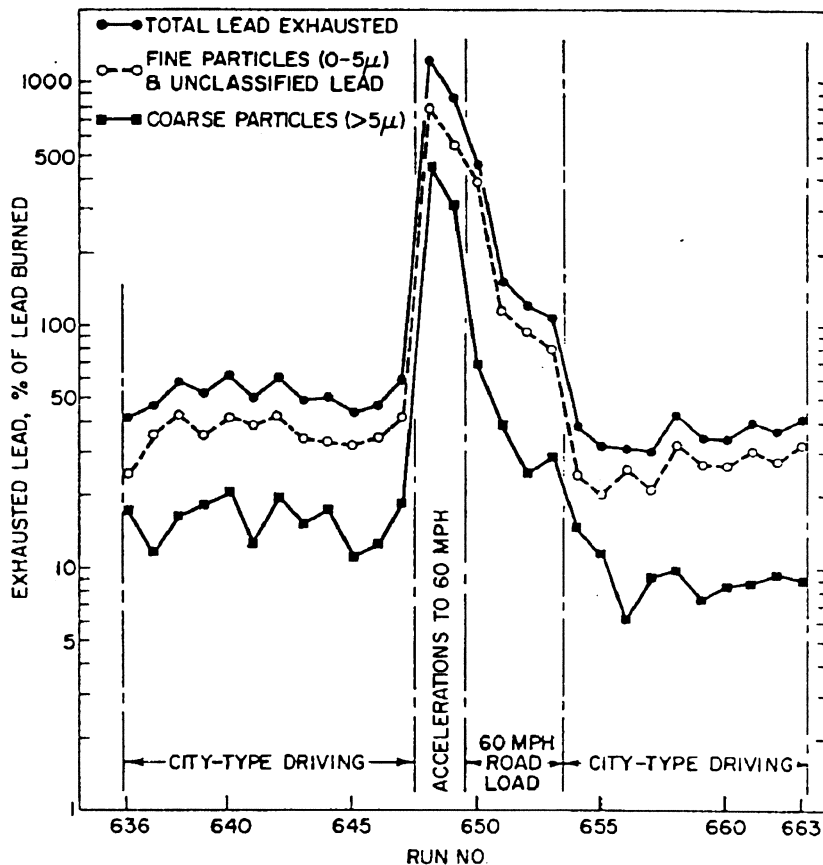
5.1.3.2 Einfluss von Emissionsquellen und Schadstofftransport

Die Ausführungen über Emissionen und Schadstofftransport in den Kapiteln 3 und 4 entsprechen tendenziell dem festgestellten Ausmass der Bodenbelastung. Am Beispiel über den Einfluss des Fahrverhaltens auf die Emissionen von Blei soll aufgezeigt werden, wie die Schadstoffbelastung lokal variieren kann.

Die Schwermetallemissionen von Kraftfahrzeugen sind vom Fahrverhalten abhängig. Bei mittleren, gleichmässigen Geschwindigkeiten verbleiben 50 - 60 % des verbrauchten Bleis im Motor und im Auspuffsystem. Ein Teil der bei der Verbrennung entstehenden bleihaltigen Partikel aggregiert im Auspuffsystem zu grösseren Partikeln, die dann an dessen Wänden abgelagert werden. Bei einer Beschleunigung mit maximaler Leistung sind die im Auspuff auftretenden Gasgeschwindigkeiten so gross, dass diese Teilchen resuspendiert und ausgestossen werden können. Während dieser Phase

sind kurzzeitig 5 - 10 mal höhere Emmissionsraten festzustellen. Die folgende Graphik (HIRSCHLER & GILBERT, 1964) stellt die durch die Fahrzeuge emittierte Bleimasse im Verhältnis zur beim Verbrennungsvorgang umgesetzten Bleimenge dar.

Fig. 5.1-15: Einfluss des Fahrverhaltens auf den Bleiausstoss eines Personenwagens mittleren Alters (40'000 km) (HIRSCHLER & GILBERT, 1964)

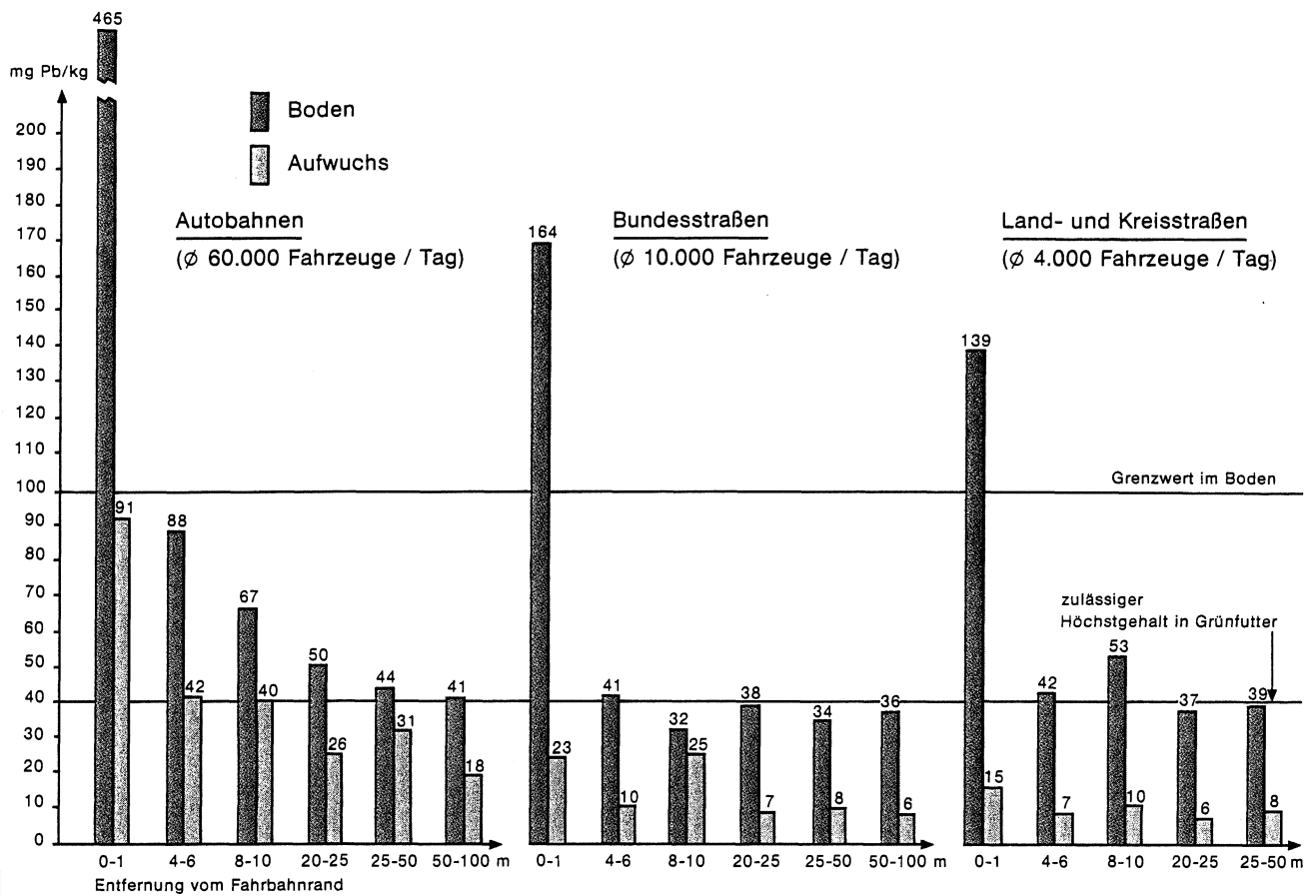


Aufgrund dieser Beobachtungen kann man davon ausgehen, dass entlang von Beschleunigungsstrecken wesentlich mehr Blei emittiert wird als entlang von Strassen, auf denen mit gleichmässiger Geschwindigkeit gefahren wird. Bei den resuspendierten Teilchen handelt es sich vor allem um grosse Partikel die sich im Auspuff ablagern konnten und die deshalb auch nach dem Ausstoss schnell sedimentieren. Erhöhte Bleigehalte entlang von Beschleunigungsstrecken sind deshalb vor allem im Strassenstaub und unmittelbar am Strassenrand zu erwarten.

5.1.3.3 Einfluss von Strassentyp und Verkehrsdichte

In der Schweiz liegen zu wenig Daten vor, um diesen Einfluss darzustellen. Nachfolgend dargestellt sind die Schadstoffgehalte von Blei in Böden und Pflanzen aus einer Studie in Baden-Württemberg (MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND FORSTEN BADEN-WÜRTTEMBERG, 1986).

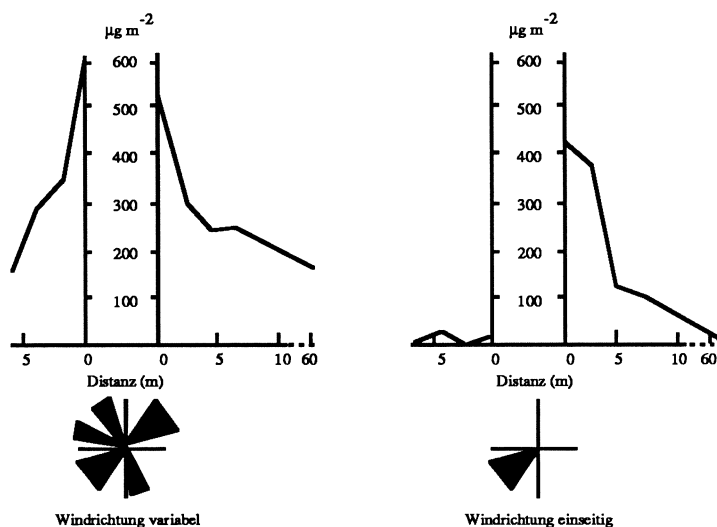
Fig. 5.1-16: Einfluss von Strassentyp und Verkehrsdichte auf die Schadstoffgehalte des Bodens und des Aufwuchs für Pb



5.1.3.4 Einfluss von Topographie und Hauptwindrichtung

Während die Einträge in Böden durch Strassenabwässer und Spritzwasser nur wenig durch die Windrichtung beeinflusst werden, bestimmt diese zum grössten Teil die Verfrachtung der Aerosole und die Einträge durch trockene und feuchte Depositionen. POPE et al. (1979) untersuchten den Einfluss der Windrichtungen auf die Gravitationsdeposition. Die folgende Graphik aus ihrer Publikation zeigt eindeutig die zu erwartende Abhängigkeit der Einträge von den vorherrschenden Windrichtungen.

Fig. 5.1-17: Einfluss der Windrichtung auf die Pb-Deposition (POPE et al., 1979)



Den Einfluss der Hauptwindrichtung auf die Schwermetallgehalte in Böden konnten weitere Autoren feststellen (z.B. WARD, 1989a; CONTAT et al., 1991). Die Unterschiede zwischen den Schadstoffgehalten auf beiden Strassenseiten entsprechen den Häufigkeitsverteilungen der vorherrschenden Winde. Exakte Modellierungen der Schadstoffeinträge wurden bisher keine publiziert.

Der Einfluss der Topographie auf die Ausbreitung von Luftverunreinigungen ist gross. Im gesamten gesichteten Datenmaterial konnten zwar keine Transekt Darstellungen gefunden werden. Es ist aber anzunehmen, dass sich in Böden der Einfluss von Strassenböschungen ähnlich auswirkt wie bei den Pflanzenproben.

5.1.3.5 Einfluss von Vegetation und Landnutzung

Hecken und Wälder haben gegenüber dem Freiland einen erhöhten Auskämmeffekt. Deshalb sind auch in Böden unter Hecken und Wäldern, die in Strassennähe liegen, erhöhte Schadstoffgehalte zu erwarten.

IMPENS et al. (1987) untersuchten den Einfluss von Hecken auf Pb-Einträge durch Deposition. Sie verglichen die Depositionsraten vor und hinter einer 2 m hohen Hecke, die als Windbrecher eingesetzt wurde. Die Depositionen hinter der Hecke waren ca. 4 mal geringer als vor der Hecke. Zu ähnlichen Resultaten kam auch KELLER (1974), der Depositionen entlang stark befahrener Strassen mit Hilfe spezieller Interzeptionssammlern mit Moosen als Rezeptoren untersuchte. Eine einzelne Vergleichsuntersuchung der FAC im Jahre 1987 von zwei parallelen Messtransekten im Boden eines Buchenwaldes und einer Dauerwiese an einer vielbefahrenen Strasse zwischen Allschwil und Binningen (BL) ergab jedoch weder für Blei, Zink noch Cadmium unterschiedliche Bodengehalte (FAC, 1987a).

5.1.3.6 Einfluss von Steingehalt und Raumgewicht des Bodens

Gemäss der "Wegleitung für die Probenahme und Analyse von Schadstoffen im Boden" (BUWAL & FAC, 1987) werden die Bodenproben bei Umluft von 40° C getrocknet und auf eine Korngrössenfraktion von 2 mm abgesiebt. Die Schadstoffgehalte werden nach VSBo (1986) entsprechend in g/t bzw. mg/kg Feinerde ausgedrückt und sind somit gewichtsbezogen.

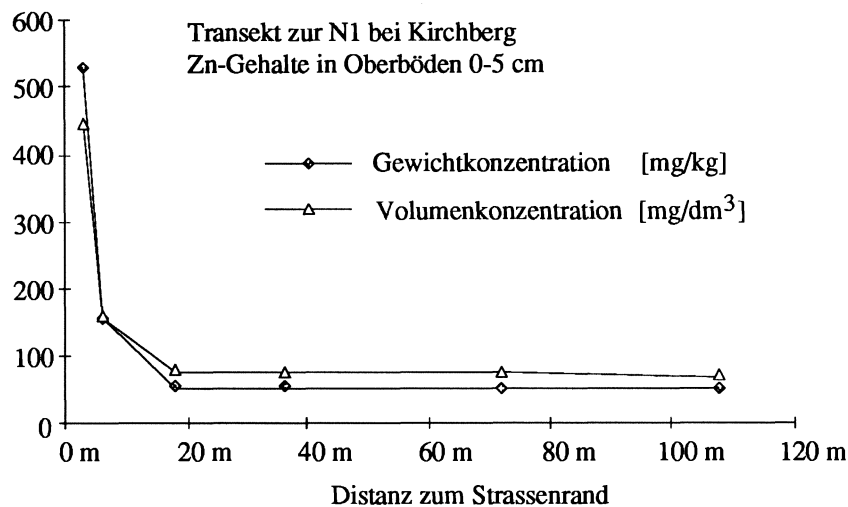
Da Steine den Feinerdeanteil im Boden vermindern, sind bei gleichem Eintrag von Schadstoffen über der Bodenoberfläche in Böden mit verschiedenem Skelettgehalten unterschiedliche Schadstoffanreicherungen in der Feinerde zu finden.

Je nach Raumgewicht kann auch das Volumen der Feinerde pro Gewichtseinheit zwischen Torfböden (0.1 kg/dm^3) und Sandböden (1.7 kg/dm^3) um das 17-fache verschieden sein.

Bei Untersuchungen entlang von Transekten müssen notgedrungen verschiedene Typen von Böden miteinander verglichen werden, die sich in Raumgewicht und Skelettanteil wesentlich unterscheiden können. In diesen Fällen ist eine Darstellung in Volumenkonzentrationen angezeigt.

Die folgende Graphik zeigt den Einfluss der Korrekturen anhand eines Beispiels (Daten aus NEFTEL et al., 1991).

Fig. 5.1-18: Gewichts- und Volumenkonzentrationen bei unterschiedlichen Raumgewichten und Skelettanteilen (NEFTEL et al., 1991)

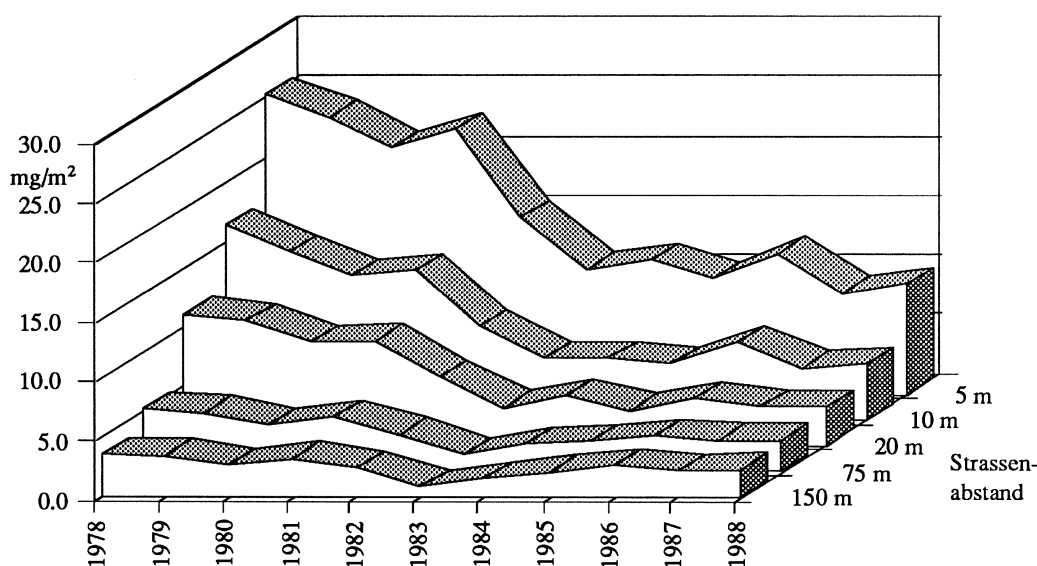


Die Raumgewichte der einzelnen Proben schwankten zwischen 0.85 und 1.45 kg/dm^3 und die Skelettanteile zwischen 0.3 und 5% . Die Korrekturen, die sich hier bei der Berücksichtigung des Skelettanteils und des Raumgewichts ergeben, sind beträchtlich (± 15 bis 40%). Eine Untersuchung der Distanzabhängigkeit kann anhand der Gewichtskonzentrationen durchgeführt werden. Feinere Analysen, z.B. der sekundären Wirkungsparameter wie Einfluss der Topographie und Vegetation etc. müssen, sobald sich die Böden in Raumgewicht und Skelettanteil unterscheiden, unbedingt anhand der korrigierten Volumenkonzentrationen durchgeführt werden.

5.1.3.7 Zeitliche Entwicklung der Bleideposition im Bereich einer Strasse

CONTAT et al. (1991) untersuchten Gravitationsdepositionen von Blei im Bereich einer Autostrasse. Entlang der N1 und der N6 wurden in Ittigen (BE), Deitingen (SO), Rubigen (BE) und Hindelbank (BE) während mehreren Jahren die Raten der gesamten Deposition von Blei in verschiedenen Abständen zum Strassenrand aufgezeichnet. Die in dieser Arbeit zusammengestellten Resultate geben einen ausgezeichneten Überblick über die zeitliche Entwicklung der Bleidepositionen entlang von Schweizer Strassen. Die folgende Graphik zeigt die typische Entwicklung der mittleren jährlichen Depositionsraten in verschiedenen Entfernungen zum Strassenrand.

Fig. 5.1-19: Evolution der jährlichen Depositionsraten von Blei in Ittigen (N1) (CONTAT et al., 1991)



Obwohl im Zeitraum von 1978 bis 1988 die Verkehrsfrequenz auf der N1 um ca. 20 % zugenommen hat, ist eine deutliche Verringerung des Bleieintrags entlang der Strasse zu verzeichnen. Erwartungsgemäss wirkt sich die Reduktion vor allem im Nahbereich der Autostrasse aus, wo im Verlauf der zehn Jahre eine allmähliche Reduktion des jährlichen Eintrags um ca. 70 % registriert wurde. In Entfernungen von 75 m und 150 m war im gleichen Zeitraum immerhin noch eine Reduktion um 40 - 50 % zu verzeichnen.

NEFTEL et al. (1991) schätzten die jährliche Schwermetallanreicherung in Böden rechnerisch ab. Die Raten der Pb-, Zn- und Cd-Akkumulation in Böden wurden anhand der aktuellen Schwermetallgehalte (1989) entlang der N1 bei Kirchberg (BE) berechnet. Diese Schwermetallgehalte wurden in den seit der Eröffnung der Autobahn im Jahr 1962 unbearbeiteten Böden erhoben. Ausgehend von der Differenz der aktuellen Belastungen zu den Referenzwerten unbelasteter Böden berechneten die Autoren die mittleren jährlichen Zuwachsraten der letzten 27 Jahre. Für die Bodenschicht 0 - 5 cm erhielten sie die in der Tabelle 5.1-19 zusammengestellten Werte.

Tab. 5.1.19: Jährliche Zuwachsrate von Schwermetallen entlang der N1 bei Kirchberg (NEFTEL et al., 1991)

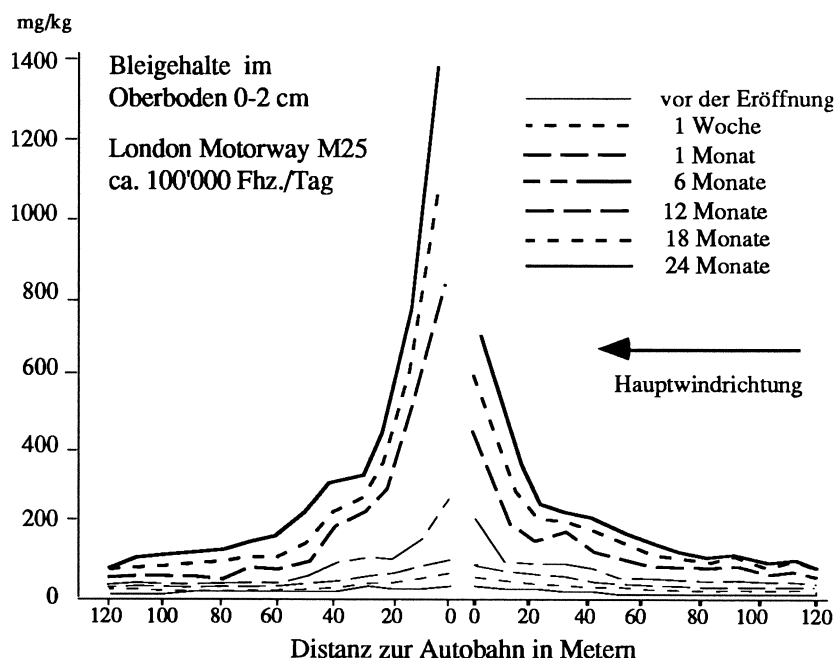
Distanz	3 m	6 m	18 m
Akkumulation Pb	2'255 mg/m ²	398 mg/m ²	31.2 mg/m ²
Akkumulation Cd	3.46 mg/m ²	0.76 mg/m ²	0.0 mg/m ²
Akkumulation Zn	844 mg/m ²	238 mg/m ²	12.1 mg/m ²

Vor allem am Strassenrand fallen die so berechneten Werte wesentlich höher aus, als die oben erwähnten Depositionsmessungen vermuten lassen. Die berechneten Raten in den Abständen von 3 m und 6 m sind 10 - 100 mal höher als die in der Arbeit von CONTAT et al. (1991) effektiv gemessenen Depositionen. Auch im Abstand von 18 m sind die Akkumulationsraten immer noch doppelt so hoch wie die jährlichen Depositionsmengen.

Diese Unterschiede sind darauf zurückzuführen, dass einerseits der Teil des Eintrags im Nahbereich, der auf Strassenschlämme und Spritzwasser zurückzuführen ist, durch die Depositionsmessungen nicht erfasst wird und andererseits auch bei grösseren Entfernungen nur derjenige Teil des Eintrags erfasst wird, der durch die Gravitationsdeposition erfolgt. Bleieinträge durch Interzeption an Pflanzenoberflächen werden von den Bulksammlern nicht erfasst. Dies zeigt auf, dass die mit Bulksammlern erfassbare Gravitationsdeposition offensichtlich nur einen kleinen Anteil der gesamten Einträge im Nahbereich erfasst.

Die Neueröffnung eines Teilstücks der Londoner Umfahrungsautobahn (M25) bei Watford im Oktober 1986 bot WARD (1989a) die Möglichkeit, die zeitliche Dynamik der Bodenkontamination entlang einer Autobahn während den ersten zwei Jahren nach der Inbetriebnahme zu untersuchen.

Fig. 5.1-20: Entwicklung der Bleigehalte im Boden nach der Autobahneröffnung (1986) bei Watford (GB) (WARD, 1989a)



Eine andere, interessante Methode zur Verfolgung der Entwicklung der Schwermetallbelastungen entlang von Autostrassen haben ROLFE (1974) und WARD & HOMER (1989) aufgezeigt. Sie untersuchten den Gehalt von Blei und anderen Metallen in Jahrringen von Bäumen verschiedenster Exposition. Die Bleigehalte in den Jahrringen hängen direkt von der Exposition des Stammes ab. So findet man im strassenseitigen Teil der Jahrringe des Stammes bedeutend mehr Blei als im abgewandten Teil. Anhand von Untersuchungen von Jahrringprofilen konnten WARD & HOMER (1989) den Verlauf der früheren Belastungen von Alleebäumen entlang einer Autostrasse rekonstruieren. Neuere Untersuchungen dieser Art, die auch den Auswirkungen der vermehrten Verwendung von unverbleitem Benzin Rechnung tragen, sind keine bekannt.

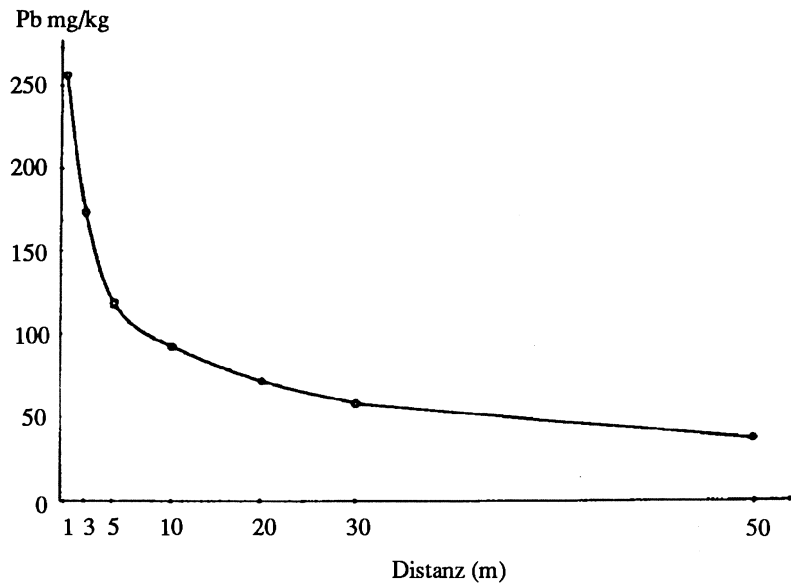
Bei der grossräumigen Verfrachtung von Schadstoffen spielt die feuchte Deposition eine hervorragende Rolle. Durch sie werden Aerosole aus den höheren Luftschichten ausgewaschen, deren Ursprung mehrere hundert Kilometer entfernt sein kann. BOUSTRON et al. (1991) konnten in Bohrkernen von Grönlandeis, anhand der Bleigehalte der verschiedenen Schichten, die Entwicklung der weiträumigen Belastung aufzeigen. Sie konnten aufzeigen, dass seit den frühen 70er Jahren die Belastung des Eises von Grönland durch Pb, Cd und Zn um einen durchschnittlichen Faktor von 2.5 gesunken ist. Der Reduktionsfaktor für Pb stimmt gut mit der von CONTAT et al. (1991) in grösserer Entfernung der Strassen registrierten Entwicklung der Raten der Gravitationsdeposition überein.

5.2 Schadstoffgehalte in Pflanzen

Zahlreiche Untersuchungen zeigen, dass eine Verschmutzung der Vegetation entlang von Strassen durch Schadstoffemissionen aus dem Fahrzeugverkehr stattfindet. Als problematisch erwies sich die Belastung durch Blei, welches im Gegensatz zu Cadmium oder Zink auch noch in grösseren Entfernungen zur Fahrbahn auf den Pflanzen abgelagert wird. Der Datenumfang der ausgewerteten Arbeiten ist im In- und Ausland hauptsächlich auf Messungen von Blei beschränkt. Weiterführende Arbeiten zur Blei-Thematik wurden in der Schweiz von SUCHODOLLER (1967), QUINCHE et al. (1969), ZUBER et al. (1970, 1971), BOVAY (1970), ZUBER & BOVAY (1972), QUINCHE & CURZYDLO (1972), VON KÄNEL (1977, 1978) und MEIER (1989) durchgeführt. Ausserdem sind entsprechende Messungen vom TIEFBAUAMT ZG (1990), vom KANT. LAB. SO (1982), von der FAC (1987) und vom TIEFBAUAMT BE (1991) vorgenommen worden.

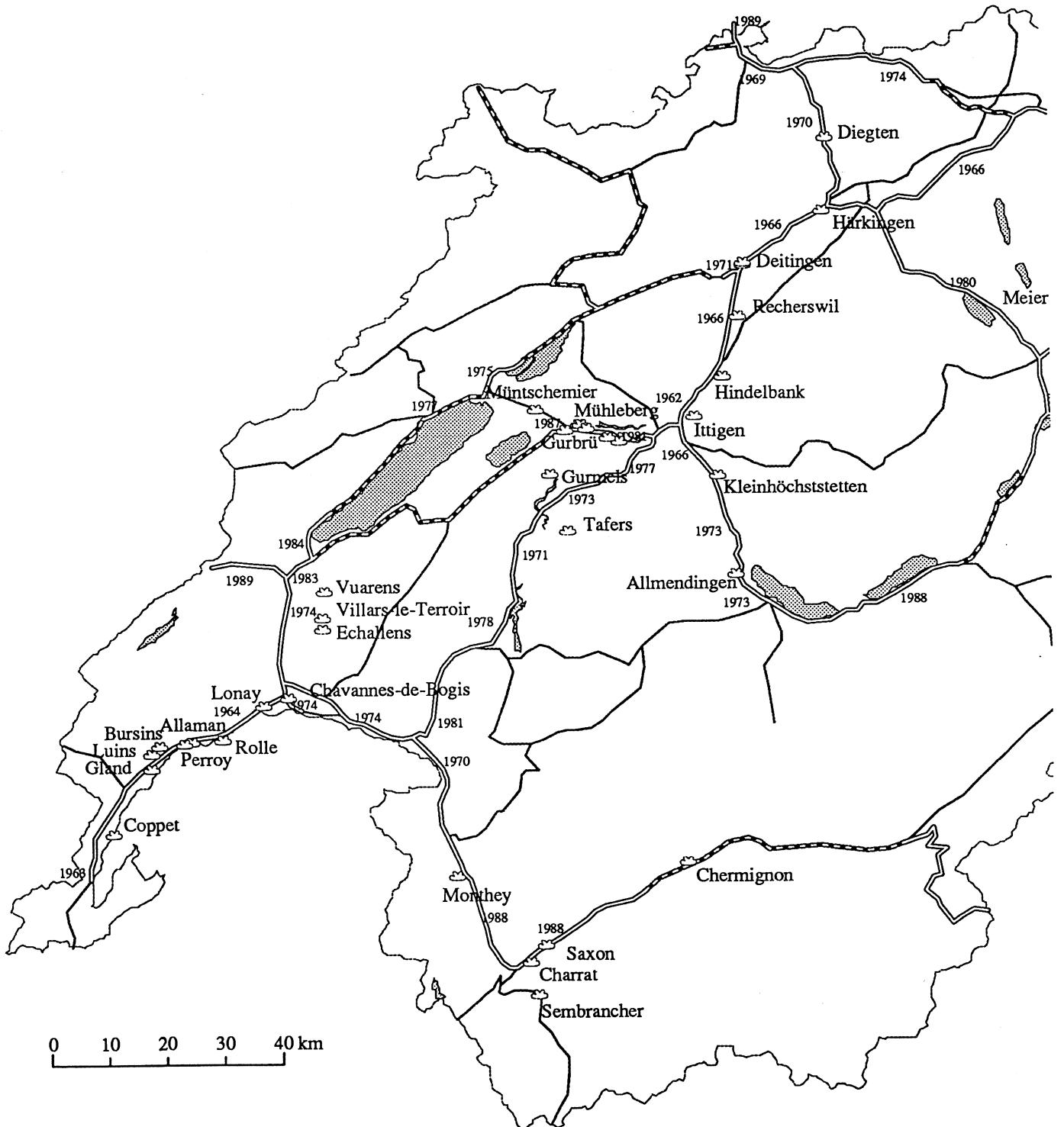
HORAK et al. (1976) konnten bei Untersuchungen an Autostrassen in Österreich erhebliche Anreicherungen von Blei in Pflanzen nachweisen. Anhand eines "Grossmittels" aus den Resultaten von 63 Messstandorten ergab sich ein typisches Bild der Pb-Kontamination von Pflanzen entlang von Strassen. Der Grad dieser Verschmutzung nimmt, wie Fig. 5.2-1 zeigt, mit zunehmender Distanz von der Fahrbahn erst steil, dann nur noch allmählich ab.

Fig. 5.2-1: Pb-Belastung der Vegetation entlang von Strassen in Abhängigkeit von der Entfernung zur Fahrbahn (HORAK et al., 1976)



Bedeutend weniger Untersuchungen wurden zu Belastungen der Vegetation durch die Schwermetalle Cadmium, Nickel und Zink, welche hauptsächlich aus Motorenöl und Reifenabrieb stammen, durchgeführt. Cd-Messungen in Grasproben aus der Schweiz sind uns nur von vier Messorten entlang der N4 bekannt (TIEFBAUAMT ZG, 1990).

Fig. 5.2-2: Standorte der Untersuchungen von Blei und Cadmium in Pflanzen entlang von Strassen





Tab. 5.2-1: Charakteristik der Untersuchungen von Blei und Cadmium in Pflanzen entlang von Strassen

Messort	Strasstyp			DTV	Untersuchte Vegetation					Pb	Cd	Waschlösung	Jahr(e)	Referenz
	NS	HS	ÜS		Wiese	Schilf	Getreide	Gemüse	Obst					
Hindelbank 1 (BE)				20'000								H2O	1969	Zuber et al., 1970
Ittigen (BE)				11'000								H2O	1969	Zuber et al., 1970
Allmendingen (BE)				20'000								H2O	1969	Zuber et al., 1970
Gurbrü (BE)				1000-3000								keine	1967	Quinche et al., 1969
Hindelbank 2 (BE)				20'000								keine	1968	Quinche et al., 1969
Müntschemier (BE)				2500								keine	1967	Quinche et al., 1969
Kleinhöchstetten (BE)				23'000								H2O	1972-1976	Känel, 1977
Gäbelbachviadukt (BE)*				12'882								HCl	1979-1991	Tiefbauamt BE, 1991
Frauenkappelen (BE)*				12'882								HCl	1979-1991	Tiefbauamt BE, 1991
Jaggisbach (BE) *				12'882								HCl	1979-1991	Tiefbauamt BE, 1991
Oberei (BE)*				12'882								HCl	1979-1991	Tiefbauamt BE, 1991
Saaneviadukt (BE)*				12'882								HCl	1979-1991	Tiefbauamt BE, 1991
Wileroltigen (BE)*				12'882								HCl	1979-1991	Tiefbauamt BE, 1991
Diegten (BL)				25'000								-	1975	Flückiger, 1978
Gurmels (FR)				1000-3000								keine	1967	Quinche et al., 1969
Tafers (FR)				1000-3000								keine	1967	Quinche et al., 1969
Stans (NW)				22'000									1987	FAC, 1987
Deitingen 1 (SO)				20'000								H2O	1969	Zuber et al., 1970
Deitingen 2 (SO)				20'000								keine	1968	Quinche et al., 1969
Deitingen 3 (SO)												-	1982	Kant. Lab. SO, 1982
Rechterswil (SO)				20'000								-	1970-1971	Zuber, 1972
Härkingen (SO)				32'000								-	1990-1991	AfU SO, 1991
Baltenswil (TG)				?									1965	Suchodoller, 1967
Intschi-Gurtellen (UR)				6000-8000								keine	1967	Quinche et al., 1969
Buechholz (UR)				21'000								HNO3	1988	Meier, 1989
Gurtellen (UR)				21'000								HNO3	1988	Meier, 1989
Wattingen (UR)				21'000								HNO3	1988	Meier, 1989
Luins (VD)				21'000								H2O	1969	Zuber et al., 1970
Echallens-Assens (VD)				9'500								keine	1968	Quinche et al., 1969
Perroy-Plage (VD)				5'200								keine	1968	Quinche et al., 1969
Gland (VD)				21'000								keine	1968	Quinche et al., 1969
Bursins (VD)				17'000								keine	1968	Quinche et al., 1969
Lonay (VD)				21'000								keine	1968	Quinche et al., 1969
Villars-le-Terroir (VD)				9'500								keine	1968	Quinche et al., 1969
Vuarrens (VD)				9'500								keine	1968	Quinche et al., 1969
Coppet 1 (VD)				17'000								H2O	1968	Bovay, 1970
Gland (VD)				21'000								HNO3	1971	Quinche & Curzydlo, 1972
Rolle (VD)				21'000								HNO3	1971	Quinche & Curzydlo, 1972
Allaman (VD)				21'000								HNO3	1971	Quinche & Curzydlo, 1972
Coppet 2 (VD)				21'000								HNO3	1971	Quinche & Curzydlo, 1972
Chavannes-de-Bogis (VD)				21'000								HNO3	1971	Quinche & Curzydlo, 1972
Monthey-Villars (VS)				12'000								keine	1968	Quinche et al., 1969
Sembracher (VS)				6000-8000								keine	1968	Quinche et al., 1969
Saxon (VS)				10'000								keine	1967-1968	Quinche et al., 1969
Charrat (VS)				10'000								keine	1968	Quinche et al., 1969
Chermignon (VS)				1'500								keine	1968	Quinche et al., 1969
Baar (ZG)				?								-	1990	Tiefbauamt. ZG, 1990
Blegi (ZG)				?								-	1990	Tiefbauamt. ZG, 1990
Meierskappel (ZG)				?								-	1990	Tiefbauamt. ZG, 1990
Chiemen (ZG)				?								-	1990	Tiefbauamt. ZG, 1990

* Die Standorte sind in Fig. 5.2-2 unter dem Begriff Mühleberg zusammengefasst.

NS=Nationalstrasse, HS=Hauptstrasse, ÜS=Übrige Strassen, DTV=Durchschnittlicher täglicher Verkehr

5.2.1 Bleigehalte

Der grösste Teil der Untersuchungen zur Pb-Belastung der Vegetation entlang von Schweizer Strassen wurde an Wiesenpflanzen durchgeführt (8 Studien mit 28 Messorten). Bedeutend seltener wurde der Pb-Gehalt von Gemüse (9 Messorte in 2 Untersuchungen), Getreide (9 Messorte in 3 Untersuchungen), Obst (2 Messorte in 1 Untersuchung) und Schilf (1 Messort in 1 Untersuchung) gemessen.

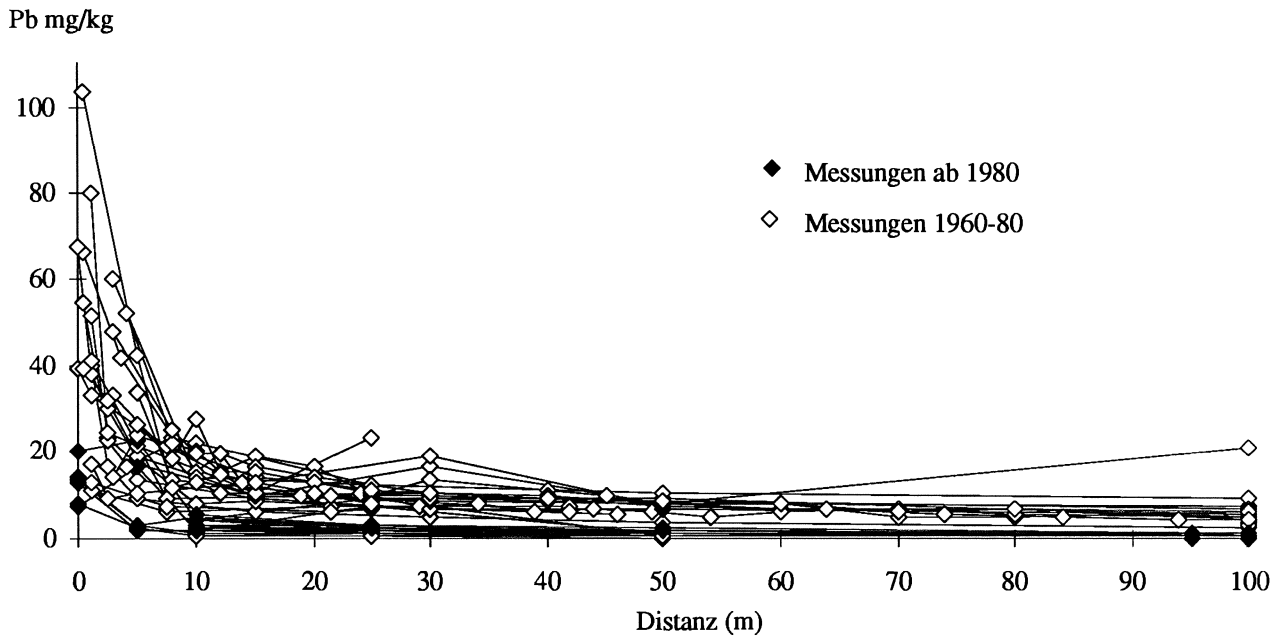
Untersuchungen in Wiesenproben

Bei den Studien zu Pb-Messungen in Wiesenproben handelt es sich z. T. um Langzeitbeobachtungen. So wurden z. B. entlang der N4 zwischen Bern und Murten (TIEFBAUAMT BE, 1991) von 1979 bis 1991 die Veränderungen der Pb-Gehalte von Grasproben beobachtet. Da die Datenmenge aus dieser Zeitperiode für Wiesenproben sehr gross war, wurde eine Unterteilung in Frühlings-, Sommer- und Herbstmessungen vorgenommen. Die Verteilungskurven und die Grössenordnung der Bleigehalte der drei Messperioden unterscheiden sich nur unwesentlich. In Fig. 5.2-3 werden in der Kategorie "Messungen ab 1980" deshalb nur die Pb-Gehalte der Sommermessungen dargestellt.

Das Bild der Pb-Verteilungskurve der Wiesenmessungen zeigt eine deutliche Belastung der Vegetation am Strassenrand auf. Durch die Aufteilung der Resultate in Messungen aus den Jahren 1960-1980 und Messungen ab 1980 zeichnen sich in Fig. 5.2-3 zwei Hauptverteilungskurven ab. Die Messungen aus den sechziger und siebziger Jahren beschreiben eine Verteilungskurve, die mit dem typischen Transekt von HORAK et al. (1976) aus Fig. 5.2-1 vergleichbar ist. Die Pb-Gehalte der untersuchten Wiesenproben aus der Schweiz liegen jedoch tiefer. Die Werte sind in unmittelbarer Strassennähe erhöht, sinken innerhalb der nächsten 10 m jedoch steil ab. Ab 10 m erfolgt die Abnahme nur noch allmählich. Erst bei einem Strassenabstand von 50 - 60 m liegen alle Pb-Werte unter 10 mg/kg.

Deutlich ist eine zweite Kurve mit niedrigeren Pb-Werten aus der Messperiode ab 1980, zu erkennen. Zu diesen Messdaten gehören aus dem vorliegenden Datenmaterial die Untersuchungen entlang der N2 im Urner Reusstal (MEIER, 1989), entlang der N4 im Kanton Zug (TIEFBAUAMT ZG, 1990) und entlang der N1 (TIEFBAUAMT BE, 1991). Im allgemeinen liegen die Werte dieser Studien im direkten Strassenbereich zwischen 10 bis 20 mg/kg, sind also deutlich tiefer als diejenigen aus den Messungen von QUINCHE et al. (1969), ZUBER et al. (1970, 1971) und BOVAY (1970).

Fig. 5.2-3: Pb-Gehalte von Wiesenpflanzen entlang von Schweizer Strassen



Der Grund für den Rückgang der Pb-Belastung der Vegetation entlang von Strassen liegt in der Einführung des bleifreien Benzins, welches 1990 in der Schweiz bereits die Hälfte des Verbrauchs ausmachte. Andererseits war die Verkehrsfrequenz entlang der N1 zwischen Murten und Bern (TIEFBAUAMT BE, 1991) in den Untersuchungsjahren eher niedrig (DTV 1985: 10'666, DTV 1990: 12'882). Extreme Messwerte über 100 mg/kg wurden nicht in Fig. 5.2-3 integriert. Sie sind in Tab. 5.2-2 aufgelistet.

Die Ergebnisse der Transektmessung von Perroy-Plage entlang der Kantonsstrasse (Lausanne - Genf) zeigen ausser dem Wert von 101.2 mg/kg bei einer Distanz von 15 m keine erhöhten Gehalte. Die Autoren geben für diesen Wert keine Erklärungen. In Ittigen wurden unter der Distanzangabe "3 m" Luzernerproben des Mittelstreifens untersucht, was die erhöhten Gehalte erklärt. Die beiden Transektmessungen von Coppet 1 Süd und Coppet 1 Nord wurden Ende August 1968 nördlich und südlich der N1 durchgeführt. Bei beiden Messungen zeichnet sich eine zweite, von den Autoren nicht näher erklärte, Pb-Akkumulation bei einer Strassendistanz ab 30 - 50 m ab.

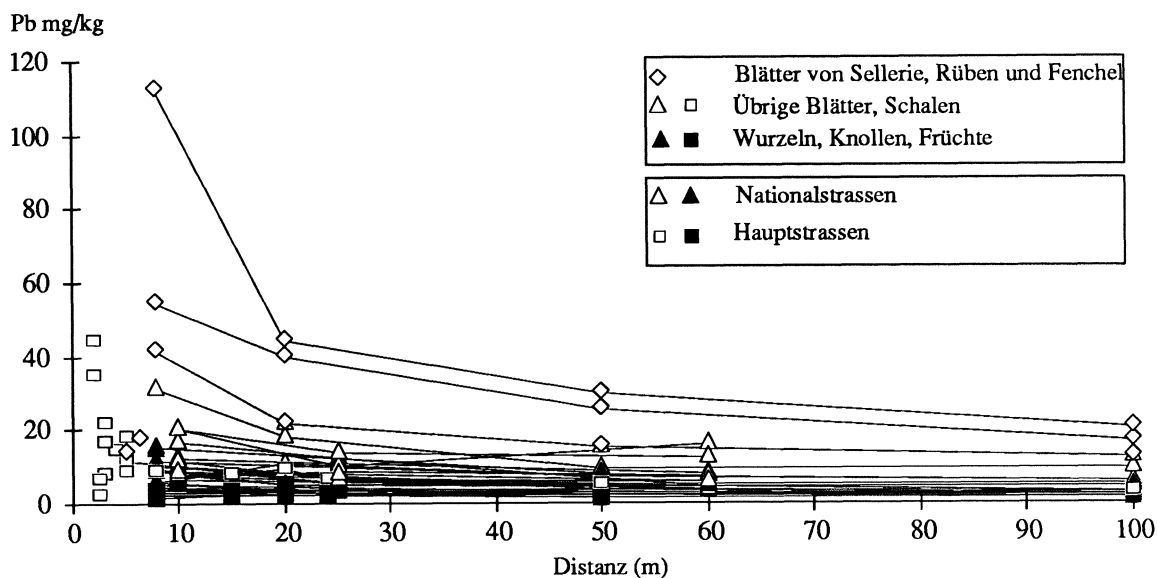
Tab. 5.2-2: Erhöhte Messwerte in Wiesenproben entlang von Schweizer Strassen

Ort	Strasse	DTV	Distanz	Pb	Referenz
Perroy-Plage (VD)	KS	5'200	1 m	12.8 (mg/kg)	QUINCHE et al. (1969)
			2.5 m	15.3 (mg/kg)	
			5 m	14.9 (mg/kg)	
			15 m	101.2 (mg/kg)	
			30 m	14.2 (mg/kg)	
			50 m	8.6 (mg/kg)	
Ittigen (BE)	KS	11'000	3 m	159 (mg/kg)	ZUBER et al. (1970)
			10 m	29 (mg/kg)	
			25 m	20 (mg/kg)	
			50 m	15 (mg/kg)	
Coppet 1 Süd (VD)	N1	17'000	0.5 m	121.9 (mg/kg)	BOVAY (1970)
			2.5 m	249.6 (mg/kg)	
			5 m	39.5 (mg/kg)	
			15 m	21.9 (mg/kg)	
			30 m	16.2 (mg/kg)	
			50 m	110.2 (mg/kg)	
			100 m	90.2 (mg/kg)	
Coppet 1 Nord (VD)	N1	17'000	0.5 m	158.8 (mg/kg)	BOVAY (1970)
			2.5 m	58.6 (mg/kg)	
			5 m	25.2 (mg/kg)	
			15 m	23 (mg/kg)	
			30 m	187.8 (mg/kg)	
			50 m	198.3 (mg/kg)	
			100 m	96 (mg/kg)	

Untersuchungen in Gemüseproben

Untersuchungen zur Pb-Belastung von Gemüse entlang von Schweizer Strassen wurden von QUINCHE et al. (1969) und ZUBER et al. (1970, 1971) vorgenommen. Die für die Pb-Kontamination von Wiesenpflanzen typische Belastungskurve ist bei den Pb-Gehalten der untersuchten Gemüseproben weniger deutlich ausgebildet. Die Blätter und Schalen der untersuchten Gemüsesorten zeigten im allgemeinen eine deutlich höhere Belastung als die Fruchtkörper, Stengel und Knollen. In den feingefiederten Blättern von Sellerie, Fenchel und Rüben wurden die höchsten Bleigehalte gemessen.

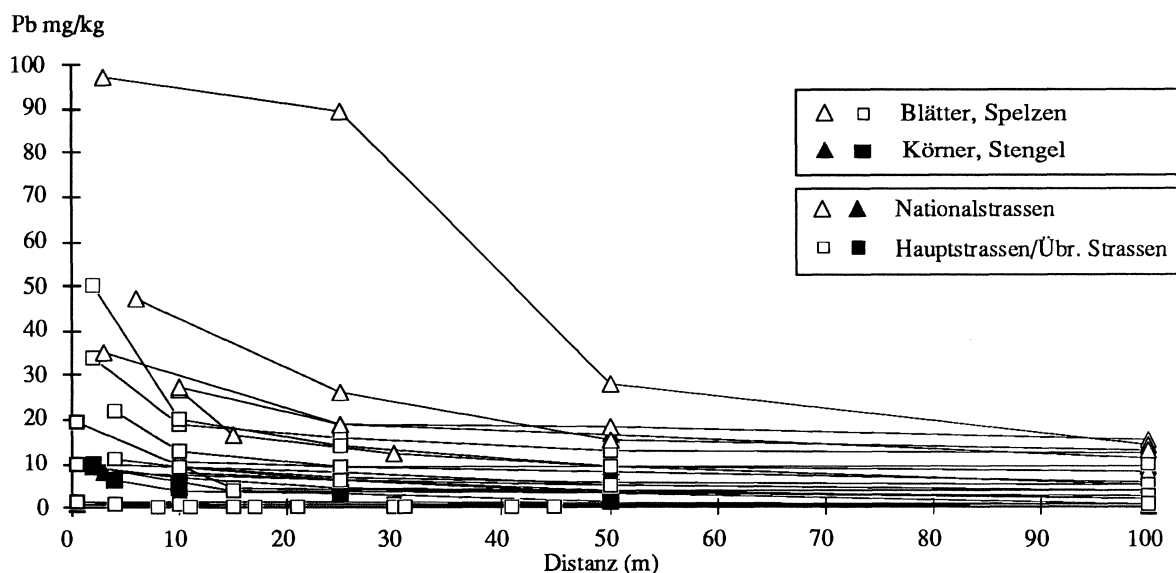
Fig. 5.2-4: Pb-Gehalte von Gemüseproben entlang von Schweizer Strassen



Untersuchungen in Getreideproben

Untersuchungen zur Pb-Kontamination von Getreide wurden in der Schweiz von SUCHODOLLER (1967), QUINCHE et al. (1969) und ZUBER et al. (1970) durchgeführt. Zur Darstellung der Daten wurde eine Aufteilung der Messungen an der N1 sowie an den restlichen Strassen (Hauptstrassen, Übrige Strassen) vorgenommen. Eine typische Verkehrsabhängigkeit kann anhand der vorliegenden Messresultate nicht festgestellt werden. Die Pb-Gehalte der Getreideproben an der N1 sind deutlich höher als diejenigen an den Hauptstrassen. Der höchste Pb-Gehalt wurde von QUINCHE et al. (1969) in einer Transektuntersuchung von Weizen (Spelzen) in Hindelbank an der N1 gemessen. Die Autoren erklären die Erhöhung des Pb-Gehaltes mit der ausserordentlich trockenen und heissen Wetterperiode vor den Messungen. In dieser niederschlagsarmen Zeit konnte sich vermehrt Blei auf den Pflanzenoberflächen ansammeln.

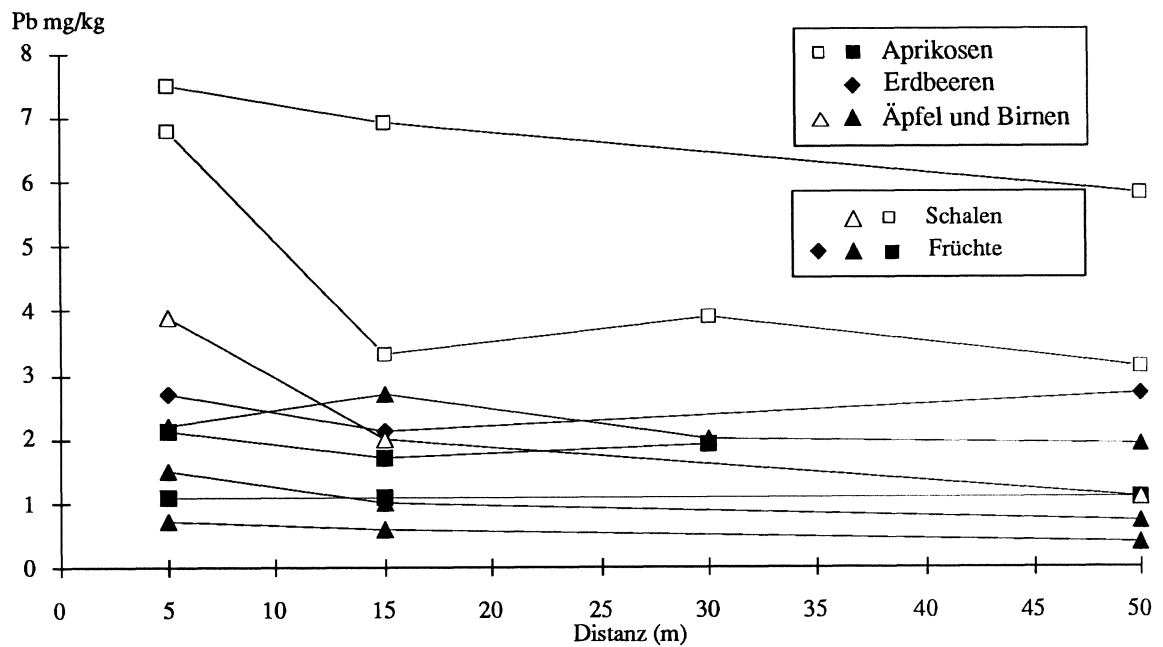
Fig. 5.2-5: Pb-Gehalte von Getreide entlang von Schweizer Strassen



Untersuchungen in Obstproben

Die Pb-Kontamination von Obst durch den Strassenverkehr wurde in der Schweiz von QUINCHE (1969) in Saxon und Charrat im Wallis näher untersucht. Die Pb-Werte aller Obstproben liegen im Vergleich zu den übrigen untersuchten Pflanzen in einem sehr niedrigen Bereich. Obwohl das Datenmaterial sehr spärlich ist, wird deutlich, dass die verschiedenen Obstsorten unterschiedlich stark belastet sind. Äpfel und Birnen weisen die tiefsten Werte auf; die höchsten finden sich in Aprikosen, die eine flaumige Oberfläche haben. Durch die Behaarung wird einerseits die Fläche für Schadstoffablagerungen durch Interzeption vergrössert, andererseits das Abwaschen der Schadstoffgehalte durch Regenfälle erschwert.

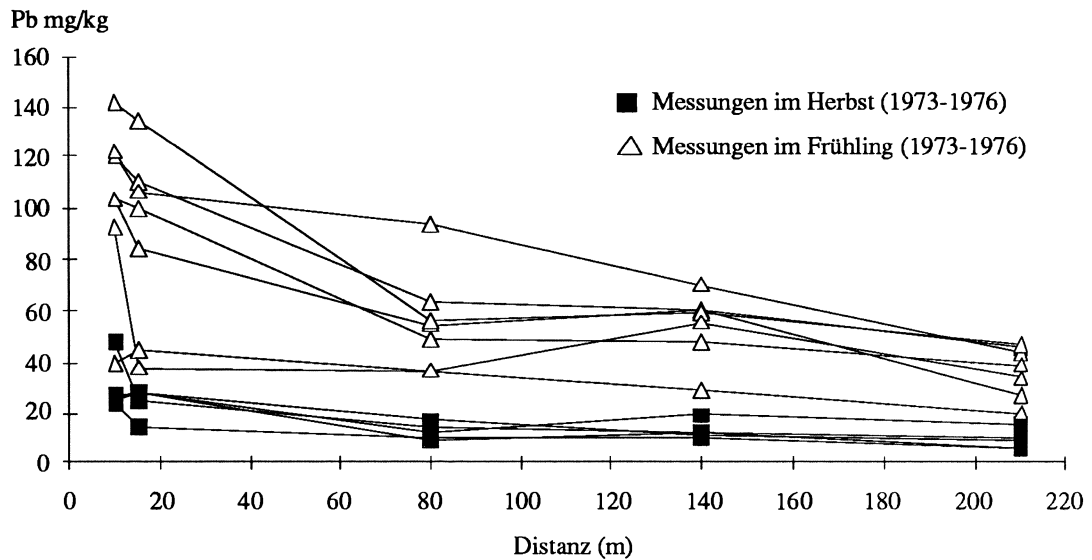
Fig. 5.2-6: Pb-Gehalte von Obst entlang von Schweizer Strassen



Untersuchungen von Schilfproben

In den bisher erwähnten Studien wurde die Pb-Belastung von einjährigen Pflanzen untersucht. Diese sind meist nur vom Frühling bis im Herbst, oder im Falle von Kulturpflanzen noch kürzere Zeit der Pb-Deposition ausgesetzt. VON KÄNEL (1977, 1978) hat die Pb-Belastung eines Schilfbestandes an der N6 über mehrere Jahre hindurch untersucht. Da die alten Pflanzen bis im Frühjahr stehen bleiben kann die Pb-Belastung während eines vollen Jahres gemessen werden.

Fig. 5.2-7: Pb-Gehalte von Schilf entlang der N6



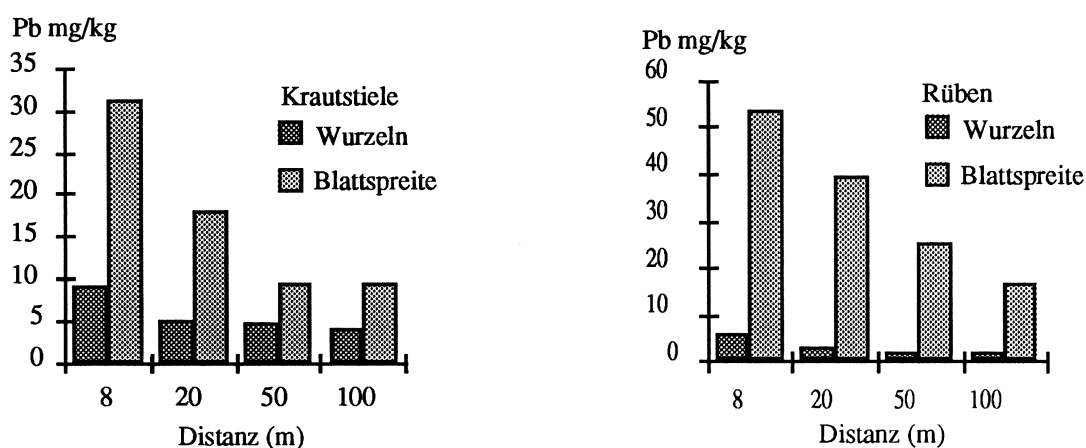
Die Messungen zeigen ein kontinuierliches Abnehmen des Pb-Gehaltes bei zunehmender Entfernung zur Fahrbahn, wobei die Pb-Gehalte durchwegs relativ hoch sind. VON KÄNEL (1977) berichtet von einem Maximalwert von 274.7 mg/kg, der im Altschilfbestand des am stärksten belasteten Messstandortes im April/Mai gemessen wurde. Auch an einem 210 m entfernt gelegenen Standort, der ausserdem durch einen mit Wald bewachsenen Damm abgeschirmt wird, wurde ein Pb-Gehalt von 110.7 mg/kg gemessen. Um die Aufnahme von Blei aus dem Grundwasser ausschliessen zu können, wurde eine getrennte Untersuchung von Blättern und Stengeln durchgeführt. In dieser wurde gezeigt, dass in den Blättern mehr Pb gemessen wurde. Bei einer Aufnahme durch die Wurzeln müsste in den Stengeln mindestens gleichviel Pb gemessen werden wie in den Blättern. Die vorjährigen Schilfpflanzen bleiben den Winter hindurch bis im Frühling stehen. Dadurch werden während des gesamten Jahres Schadstoffe auf den oberirdischen Pflanzenteilen deponiert. Die Pb-Gehalte in Schilfpflanzen sind deshalb entsprechend höher als bei Kulturpflanzen und zeigen ein typisches jahreszeitliches Verhalten.

5.2.2 Diskussion der Bleigehalte in Pflanzen

5.2.2.1 Pb-Belastung durch Deposition und Aufnahme über den Boden

Der weitaus grösste Teil der Pb-Verschmutzung von Pflanzen durch den Strassenverkehr scheint auf der Deposition von Pb-Partikeln auf den oberirdischen Pflanzenteilen zu beruhen, wogegen ein viel geringerer Anteil an Blei aus dem Boden via Pflanzenwurzeln aufgenommen wird. Einen Vergleich von Pb-Gehalten in Wurzeln und Blättern haben QUINCHE et al. (1969) durchgeführt.

Fig. 5.2-8: Vergleich von Pb-Gehalten in Blättern und Wurzeln von Gemüseproben (QUINCHE et al., 1969)



Die Pb-Gehalte der Blätter von Krautstielen und Rüben sind in Fig. 5.2-8, unabhängig vom Abstand zum Strassenrand, systematisch höher als diejenigen der Wurzeln. Die Pb-Verschmutzung von Pflanzen entlang von Strassen ist hauptsächlich auf eine Anlagerung von Pb-Partikeln an die Blätter zurückzuführen. Durch gründliches Waschen können solche Verschmutzungen z. T. von der Oberfläche entfernt werden (Kap. 2.3.2).

5.2.2.2 Abhängigkeit des Pb-Gehaltes von der Beschaffenheit der oberirdischen Pflanzenteile

Die Feinstruktur der Pflanzenoberfläche und andere morphologische Ausbildungen wie starke Blattfiederungen oder Behaarung vergrössern einerseits die Pflanzenoberfläche und verhindern andererseits ein Abwaschen der deponierten Schadstoffe durch Regen. Da die auf der Oberfläche einer Pflanze angelagerten Schadstoffe rechnerisch auf das Trockengewicht der Pflanze bezogen werden, bestimmt das Verhältnis der Oberfläche einer Pflanze zu ihrem Volumen zu einem wesentlichen Teil den Schadstoffgehalt. In den feingliedrigen Strukturen von Pflanzen wie Sellerie, Fenchel oder Rüben misst man deshalb wesentlich höhere Pb-Gehalte als in dickwandigen, unstrukturierten Pflanzenteilen, wie z. B. Obst (siehe Fig. 5.2-6).

Ein Vergleich der Pb-Gehalte verschiedener Gemüsepflanzen wurden von QUINCHE et al. (1969) vorgenommen.

Tab. 5.2-3: Pb-Gehalt von Gemüsepflanzen (QUINCHE et al., 1969)

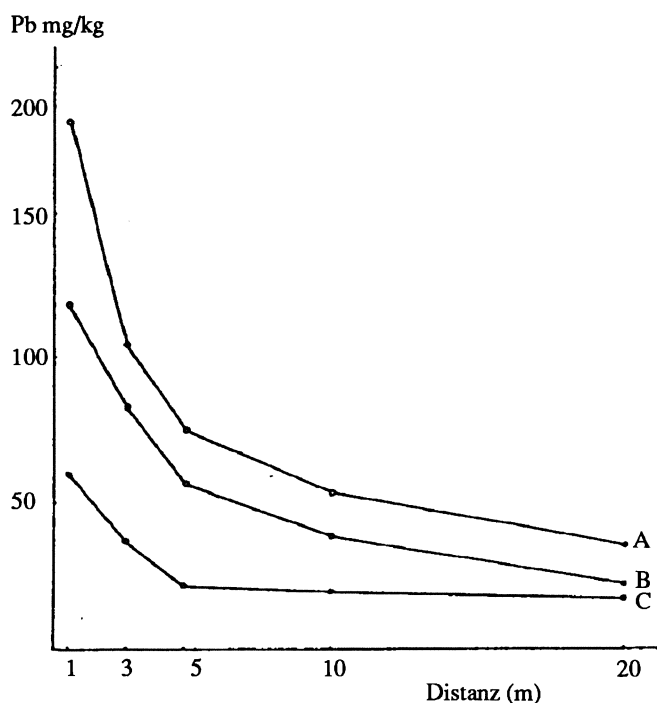
Distanz	Sellerie (Blätter)	Rüben (Blätter)	Spinat (Blätter)	Kohlrabi (Blätter)	Krautstiele (Blätter)
8 m	40.9 mg/kg	53.9 mg/kg	11.5 mg/kg	8.7 mg/kg	31.2 mg/kg
20 m	21.8 mg/kg	39.5 mg/kg	-	-	18.0 mg/kg
50 m	15.6 mg/kg	25.6 mg/kg	7.0 mg/kg	4.4 mg/kg	9.3 mg/kg
100 m	12.0 mg/kg	16.9 mg/kg	6.0 mg/kg	4.4 mg/kg	9.5 mg/kg

Die Resultate aus obiger Tabelle zeigen die grossen Unterschiede zwischen den einzelnen Gemüsesorten. So ist der Pb-Gehalt von Kohlrabiblättern um das 2 bis 4-fache geringer als derjenige von Sellerieblättern, oder bis 5 mal kleiner als derjenige der untersuchten Rübenblätter.

5.2.2.3 Einfluss der Verkehrsdichte und der Strassenbreite auf den Pb-Gehalt von Pflanzen

Eingehende Untersuchungen zur Abhängigkeit der Pb-Belastung von der Verkehrsdichte liegen von MOTTO et al. (1970), HORAK et al. (1976), WARD et al. (1977), WHEELER & ROLFE (1979) und BURGUERA et al. (1989) vor. Im allgemeinen zeigt die Grössenordnung der Pb-Belastung von Pflanzen starke Relationen zur jeweiligen Verkehrsdichte. HORAK et al. (1976) haben an drei österreichischen Strassenabschnitten die Abhängigkeit des mittleren jährlichen Pb-Gehaltes von der Distanz zur Fahrbahn und von der Verkehrsdichte untersucht. Die Resultate sind in Fig. 5.2-9 dargestellt.

Fig. 5.2-9: Abhängigkeit des mittleren jährlichen Pb-Gehaltes von der Distanz zur Fahrbahn und der Verkehrsdichte (HORAK et al., 1976)



A=18'000, B=12'000 und C=7000 Fahrzeuge

Der Pb-Gehalt nimmt mit zunehmender Verkehrsdichte zu. Schon die Differenz von einigen tausend Fahrzeugen macht sich, zumindest im Nahbereich, deutlich bemerkbar. Bei grösseren Distanzen nimmt der Einfluss der Verkehrsdichte ab, was auf den verminderten Transport von Pb-Partikeln in grössere Entfernungen zurückzuführen ist.

Untersuchungen zum Einfluss der Strassenbreite auf die Pb-Belastung von Pflanzen hat HAMPP (1973) an verschiedenen Strassen bei abendlichen Spitzenbelastungen durchgeführt. Tab. 5.2-4 zeigt, dass mit zunehmender Breite des Strassenraumes die Pb-Belastung der untersuchten Bäume geringer wird.

Tab. 5.2-4: Pb-Gehalt von Bäumen in Abhängigkeit von der Fahrbahnbreite (HAMPP, 1973)

Strassenbreite	abendliche Spitzenbelastung	Mittelwert
6-15 m	2000 Fahrzeuge	102.6 µg/g TS
15-30 m	2300 Fahrzeuge	88.1 µg/g TS
> 30 m	2500 Fahrzeuge	36.6 µg/g TS

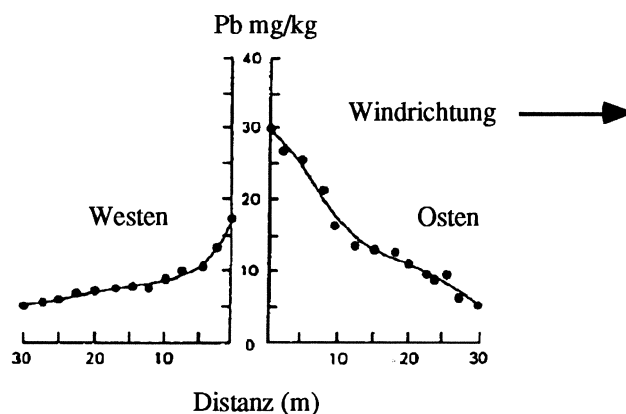
Anhand dieser Resultate ist anzunehmen, dass Pb-Belastungen bei gleicher Verkehrsfrequenz entlang von Hauptstrassen massiver ausfallen als entlang von Nationalstrassen, da durch den Pannestreifen der durchlüftete Raum bei letzteren grösser ist, d.h. ein Teil der Schadstoffe bereits dort abgelagert wird.

5.2.2.4 Einfluss der Hauptwindrichtung auf den Pb-Gehalt von Pflanzen

Einerseits sind die Windverhältnisse für die Verteilung von kleineren Pb-Partikeln aus dem Verkehr ein massgebender Faktor, andererseits spielen sie in der jahreszeitlichen Dynamik der Pb-Belastung von Pflanzen eine wichtige Rolle. SUCHODOLLER (1967), CHOW (1970), SCHUCK & LOCKE (1970), PAGE et al. (1971), FIDORA (1972) und HAMPP (1973) haben die Grössenordnung dieses Einflusses in Abhängigkeit von der Distanz zur Fahrbahn eingehender untersucht.

WARD et al. (1979) untersuchten den Pb-Gehalt in Rotem Wiesenklees. Die Abhängigkeit der Belastung von der Windrichtung ist aus Fig. 5.2-10 ersichtlich.

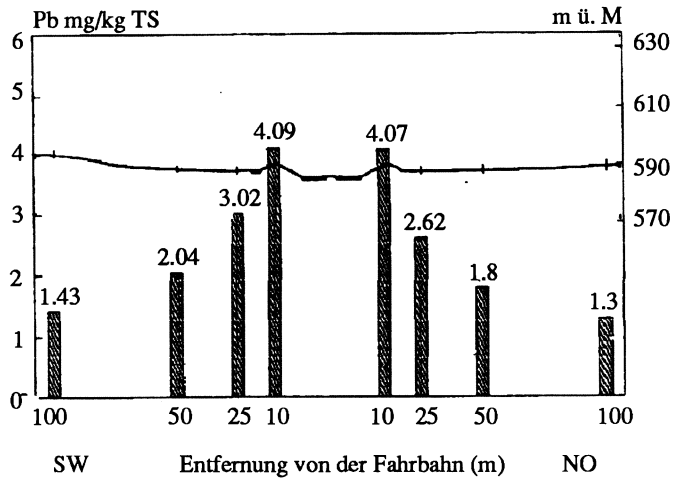
Fig. 5.2-10: Pb-Gehalte in Rotem Wiesenklees in Abhängigkeit von der Windrichtung (WARD et al., 1979)



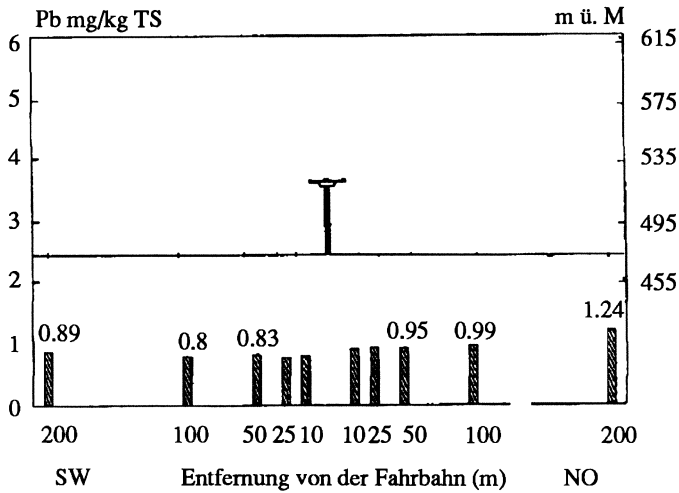
5.2.2.5 Einfluss der Topographie und der Strassenlage

Im Zusammenhang mit dem Einfluss der Windrichtung auf die Pb-Gehalte von Pflanzen muss auch auf die Abhängigkeit von der Topographie des angrenzenden Geländes und der Strassenlage eingegangen werden. Anhand von Messungen von Pb-Gehalten in Wiesenpflanzen wurden bei Beobachtungen an der N1 (TIEFBAUAMT BE, 1991) der Einfluss der Strassenlage auf den Eintrag von Schadstoffen in Strassennähe untersucht. So führen Hochlagen (auf Viadukten oder Dämmen) zu geringeren aber weiter verbreiteten Belastungen, während bei vertiefter Trasseführung ein Anstieg der Pb-Belastung an der Strassenböschung stattzufinden scheint.

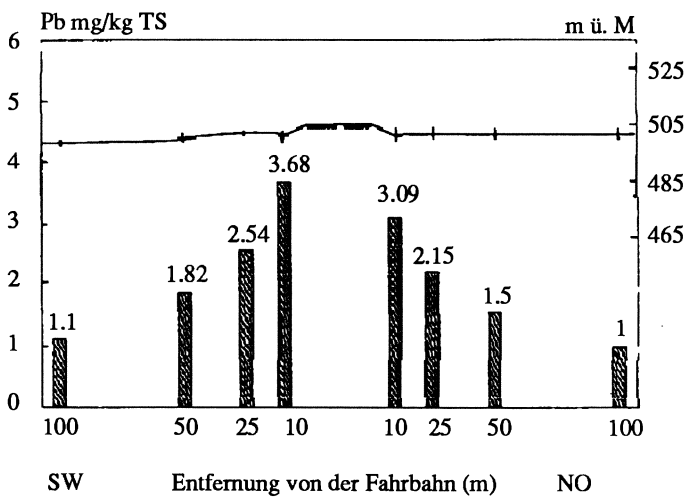
Fig. 5.2-11: Pb-Gehalt von Grasproben entlang der N1 in Abhängigkeit von der Strassenlage (TIEFBAUAMT BE, 1991)



Vertiefte Strassenlage mit Böschungen bei Oberei



Strassenführung auf dem Saaneviadukt



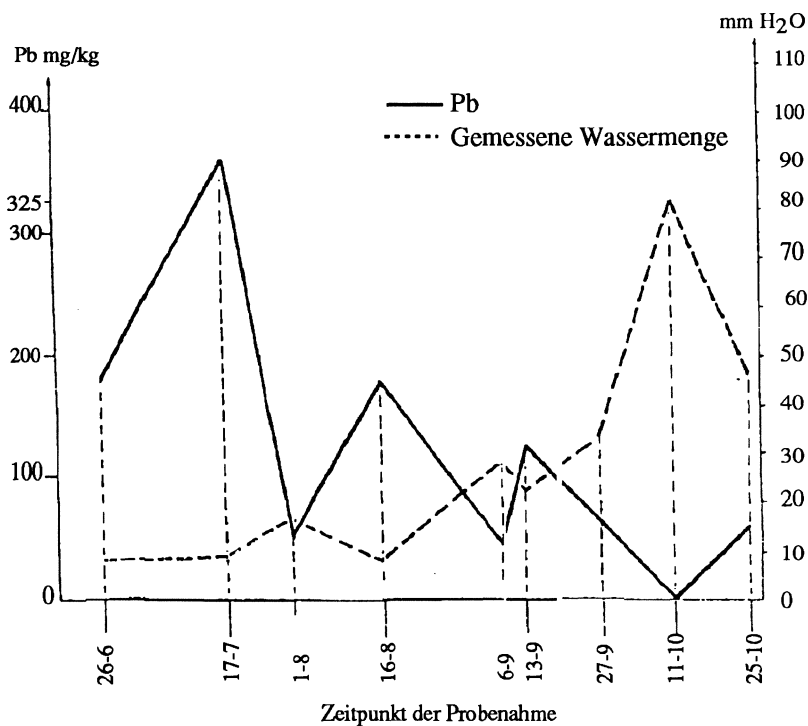
Dammlage bei Wileroltigen

5.2.2.6 Einfluss von Niederschlägen auf den Pb-Gehalt von Pflanzen

In zahlreichen Untersuchungen wurde auf den Einfluss von Niederschlägen auf die Pb-Belastung von Pflanzen hingewiesen. IMPENS et al. (1973) sowie ELIAS & CROXDALE (1980) sind näher auf dieses Thema eingegangen und haben nachgewiesen, dass bei starken, länger andauernden Regenfällen bis 90 % der aufgelagerten Pb-Partikel abgewaschen werden. Die Abwascheffizienz des Regens kann sogar so gross sein, dass ELIAS & CROXDALE (1980) von Föhrennadeln, welche einem starken Regensturm ausgesetzt waren, selbst durch chemische Behandlung kein weiteres Pb entfernen konnten.

IMPENS et al. (1973) haben die Relationen zwischen Zeit und Stärke von Niederschlägen einerseits und dem Pb-Gehalt von Ligusterblättern andererseits über einen längeren Zeitraum hinweg untersucht. Die Ergebnisse in Fig. 5.2-12 zeigen deutlich eine Abhängigkeit der Pb-Gehalte vom Zeitpunkt, der Stärke und der Dauer der Niederschläge.

Fig. 5.2-12: Einfluss der Niederschläge auf die Pb-Belastung von Ligusterblättern (IMPENS et al., 1973)



Die Pb-Deposition nimmt nach Regenfällen innerhalb kurzer Zeit wieder zu. ELIAS & CROXDALE (1980) haben die Zunahme des Pb-Gehaltes von Blättern nach einem starken Regenfall über einen Zeitraum von 36 Tagen hinweg beobachtet. Die Messungen wurden an Bäumen dreier unterschiedlich stark befahrener Strassen durchgeführt. Die Resultate sind in der nachfolgenden Tabelle aufgelistet.

Tab. 5.2-5: Anstieg der Pb-Gehalte nach einem starken Regenfall (ELIAS & CROXDALE, 1980)

	100 Fahrzeuge	1000 Fahrzeuge	10'000 Fahrzeuge
nach Regen	-	3.9 mg/kg	2.0 mg/kg
1. Tag	-	4.4 mg/kg	2.4 mg/kg
6. Tag	-	6.2 mg/kg	4.7 mg/kg
36. Tag	4.4 mg/kg	8.7 mg/kg	13.7 mg/kg

5.2.2.7 Wirkung von Hecken als Luftfilter

Der Schutz durch Hecken oder Einzelbäume vor einer Pb-Belastung kann auf die Deposition durch Interzeption zurückgeführt werden. In Untersuchungen von HAMPP (1973), WARD et al. (1974) und COLLET (1978) wurde auf die Effizienz von Buschwerk und Einzelbäumen als Filter von Pb-Teilchen aus der Luft entlang von Strassen eingegangen. Die Resultate aus den Untersuchungen von Baumrinden von WARD et al. (1974) in Tab. 5.2-6 weisen auf den Filtereffekt von Bäumen und Sträuchern hin. Die Pb-Gehalte der Rinden wurden auf der strassenzu- und der strassenabgewandten Seite der Bäume gemessen. Die Verkehrsdichte betrug 11'500 Fz/Tag.

Tab. 5.2-6: Pb-Gehalte von Baumrinden (WARD et al., 1974)

Baum	Strassenzugewandte Seite	Strassenabgewandte Seite
1	810 mg/kg	130 mg/kg
2	580 mg/kg	80 mg/kg
3	760 mg/kg	100 mg/kg
4	660 mg/kg	160 mg/kg
5	1'800 mg/kg	450 mg/kg
6	1'240 mg/kg	560 mg/kg
7	80 mg/kg	50 mg/kg

Die strassenseitigen Baumrinden weisen demnach einen bis zu 7fach höheren Pb-Gehalt auf. Bei HAMPP (1973) war der Pb-Gehalt der Vegetation auf der Luvseite einer Strasse um rund 67 % höher als derjenige auf der Leeseite, was die Resultate von WARD et al. (1974) bestätigt.

Die Effizienz von Hecken als Schadstofffilter zeigt sich nicht nur direkt an den Heckenpflanzen selbst, sondern auch in der verminderten Kontamination der dahinter liegenden Vegetation. Bei Untersuchungen an Kulturpflanzen konnte COLLET (1978) eine Senkung der Pb-Belastung bedingt durch den Schutz einer Hecke um rund einen Drittel oder gar die Hälfte feststellen (Tab. 5.2-7).

Tab. 5.2-7: Pb-Gehalte von Gemüse in Feldern mit und ohne Heckenschutz (COLLET, 1978)

Distanz	ohne Heckenschutz		mit Heckenschutz		
	Lauch	Wirsing	Lauch *	Salat	Lauch *
5 m	0.152 mg/kg	0.276 mg/kg	0.144 mg/kg	0.070 mg/kg	0.194 mg/kg
25 m	-	0.132 mg/kg	0.152 mg/kg	0.052 mg/kg	0.056 mg/kg
75 m	-	0.160 mg/kg	0.110 mg/kg	0.070 mg/kg	0.034 mg/kg
100 m	-	0.106 mg/kg	0.046 mg/kg	0.064 mg/kg	0.042 mg/kg
200 m	-	-	0.054 mg/kg	-	-

* Über die unterschiedlichen Gehalte in den beiden Lauchfeldern machte der Autor keine Angaben.

Der Schutz der dahinter liegenden Vegetation kann, abhängig von Höhe und Dichte der Hecken, sehr hoch sein. Die Pflanzung von Hecken erweist sich also im Hinblick auf die Belastung der dahinter liegenden Vegetation als sehr effizient (vgl. auch Kap. 5.1.3.5).

5.2.2.8 Zeitliche Entwicklung der Schadstoffbelastung in Pflanzen

Zur Diskussion der zeitlichen Entwicklung der Schadstoffbelastung von Pflanzen stellen sich zwei Fragen:

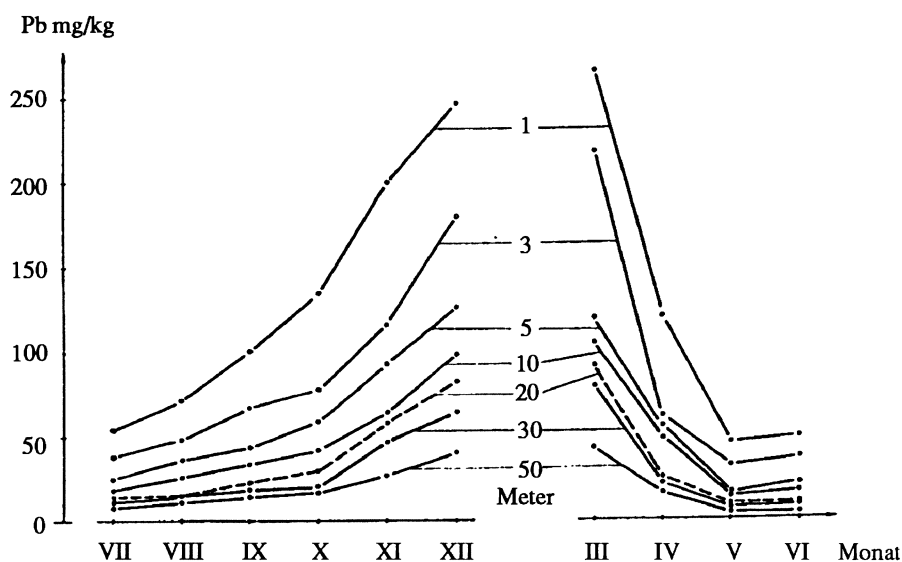
- Wie verändert sich die Pb-Belastung von Pflanzen im Laufe einer Vegetationsperiode?
- Wie veränderte sich die Pb-Belastung während der letzten Jahre?

Untersuchungen zur saisonalen Dynamik der Pb-Gehalte in mehrjährigen Pflanzen wurden von zahlreichen Autoren wie HORAK et al. (1976), VON KÄNEL (1977, 1978) und WARD et al. (1979) durchgeführt. HORAK et al. (1976) versuchten durch Messungen von Grasproben sowie Blättern von Kulturpflanzen, Bäumen und Sträuchern, die jahreszeitlichen Schwankungen der Pb-Belastung zu erfassen. Es zeigte sich eine deutliche Abhängigkeit der gemessenen Pb-Gehalte von der Jahreszeit. Die Dynamik der Schwermetall-Gehalte von Pflanzen beginnt meist im Frühling mit einem allmählichen Anstieg der Werte. Diese sinken dann im Frühsommer, der Hauptwachstumsperiode, etwas ab und steigen gegen Ende der Vegetationsperiode wieder an. Der leichte Abfall während der Wachstumszeit wird durch das Anwachsen der organischen Substanz erklärt. Die Schwermetalle werden dadurch "verdünnt", was sich in einer relativen Gehaltsabnahme zeigt. Schwermetallgehalte steigen also im Normalfall im Verlauf des Jahres immer mehr an, wobei in niederschlagsreichen Perioden die abgelagerten Schadstoffe abgewaschen werden können.

Zur Messung der jahreszeitlichen Dynamik der Pb-Belastung aus der Luft, eignen sich nach HORAK et al. (1976) vor allem Baumblätter als Bioindikatoren, da sie durch keinerlei menschliche Entnahme beeinflusst sind und ihr Wachstum in einer relativ kurzen Zeitspanne im Frühling stattfindet. Die Schadstoff-Gehalte werden nicht durch ein langanhaltendes Wachstum der Blätter "gestreckt", und der Jahresgang der Pb-Belastung kann relativ gut beobachtet werden, da diese Blätter in ausgewachsenem Zustand eine längstmögliche Zeit der Schwermetallimmission ausgesetzt sind.

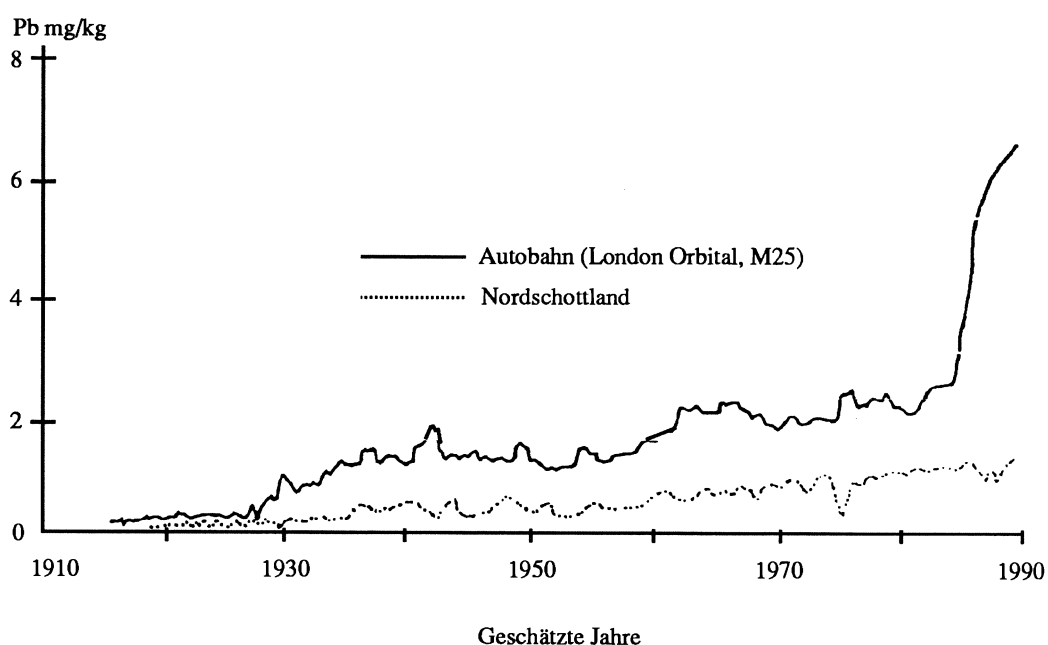
HORAK et al. (1976) stellten die von ihnen gemessenen Pb-Gehalte von Pflanzen nach Entfernungen und Monaten gegliedert dar. Fig. 5.2-13 zeigt, dass die Wechselwirkungen zwischen dem Zeitpunkt der Probenahme und der Entfernung von der Strasse in den Pb-Gehalten von November, Dezember und März am stärksten sind.

Fig. 5.2-13: Mittlere Pb-Gehalte von Pflanzenproben in Abhängigkeit vom Sammelmonat und von der Distanz zur Fahrbahn (HORAK et al., 1976)



Geeignete Resultate zur Langzeitentwicklung der Pb-Belastung der letzten 80 Jahre liegen aus Untersuchungen von Jahrringen von Bäumen von ROLFE (1974) und WARD & HOMER (1989) vor (siehe auch Kap. 5.1.3.7). So wurden die Jahrringe einer Eiche, welche 40 m von einer Autobahn entfernt stand, von WARD & HOMER (1989) auf ihren Pb-Gehalt hin untersucht. Referenzwerte lieferte eine Eiche aus Nordschottland (siehe Fig. 5.2-14).

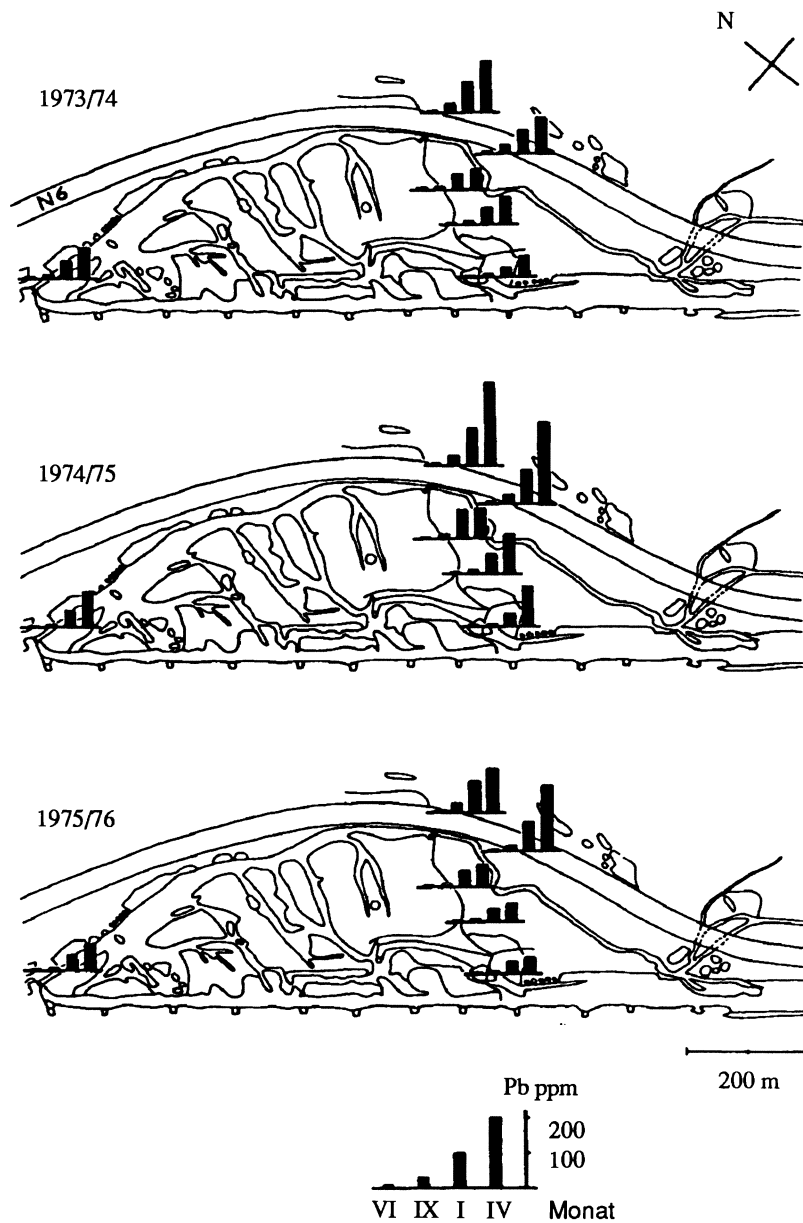
Fig. 5.2-14: Pb-Gehalte in den Jahrringen einer Eiche entlang der Autobahn im Vergleich mit einer Eiche aus einem unbelasteten Gebiet in Nordschottland (WARD & HOMER, 1989)



Die Resultate (Fig. 5.2-14) zeigen einen generellen Anstieg der Pb-Gehalte seit der Einführung von Pb-haltigem Benzin in England (um 1920). Ein leichter Anstieg ist auch während der Kriegsjahre 1939 bis 1945 zu verzeichnen. Ab 1960 nahm die Pb-Belastung verstärkt zu, was auf ein Anwachsen des Verkehrs zurückzuführen ist. Seit der Eröffnung eines neuen Teilstückes 1985 ist ein extremer Anstieg des Pb-Gehaltes in den Jahrringen der Autobahneiche zu beobachten.

VON KÄNEL (1977), welche die Pb-Belastung in einem Schilfbestand an der N6 untersuchte, stellte ebenfalls eine Pb-Anreicherung im Bestand fest. In Fig. 5.2-15 werden die Resultate dargestellt.

Fig. 5.2-15: Pb-Gehalte in einem Schilfbestand während der ersten Betriebsjahre der N6 (VON KÄNEL, 1977)



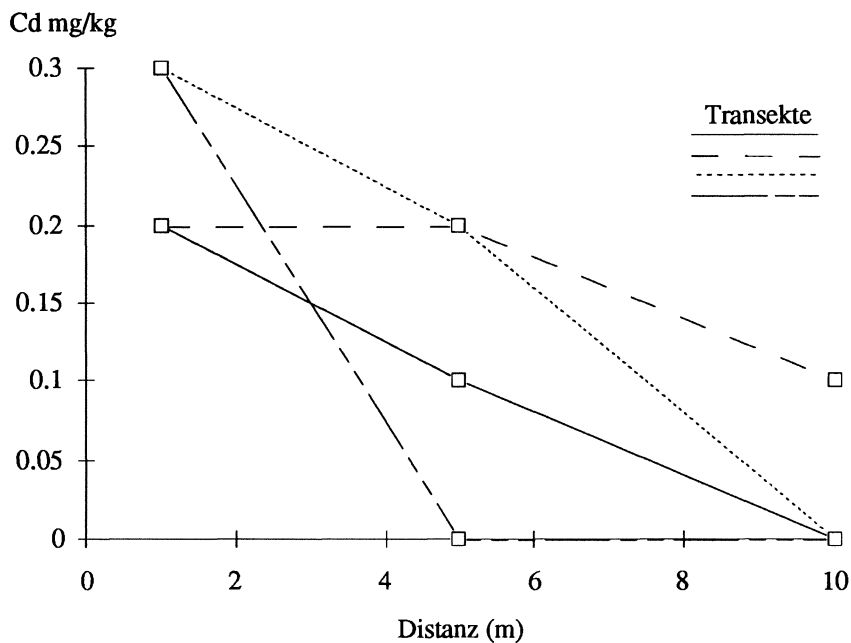
Im September 1972, also noch während der Bauphase wurden Pb-Gehalte um 5 mg/kg gemessen. Pb-Werte in dieser Grössenordnung stellten ZUBER et al. (1970) im Jahr 1969 in Maisblättern auf dem Gurten, einer relativ verkehrsfernen Stelle, fest. Während der ersten 2 Betriebsjahre nach Eröffnung (1973) hat der Pb-Gehalt zugenommen, was z. T. auf ein Ansteigen der Verkehrsdichte von 17'433 Fz/Tag auf 20'354 Fz/Tag zwischen 1973 - 1975 zurückgeführt werden kann. Im Januar 1976 sind die Pb-Gehalte niedriger obwohl die Verkehrsdichte auf 21'251 Fz/Tag angestiegen ist und die Niederschlagsmenge Ende 1975 bis Anfang 1976 geringer war als in den vorangegangenen Jahren.

Aud die Aprilwerte der beiden strassennahen Messstandorte fielen niedriger aus. Die während der übrigen Monate gemessenen Gehalte liegen innerhalb der natürlichen Streuung.

5.2.3 Untersuchung weiterer Schwermetalle

Die Vegetation wird auch durch Cadmium, Nickel und Zink belastet. Untersuchungen zu diesen Schwermetallen sind jedoch in der Schweiz und im Ausland rar. Messresultate liegen von LAGERWERFF & SPECHT (1970) und FLANAGAN et al. (1980) vor. In der Schweiz wurden entlang der N4 mittels vier Transekten im Kanton Zug die Cd-Gehalte von Grasproben gemessen (TIEFBAUAMT ZG, 1990).

Fig. 5.2-16: Cd-Gehalte von Grasproben entlang der N4 im Kanton Zug (TIEFBAUAMT ZG, 1990)



Zu deutlich höheren Gehalten gelangten LAGERWERFF & SPECHT (1970) aufgrund ihrer Cd-Messungen von Grasproben, welche in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte und der Verkehrsfrequenz durchgeführt wurden (Tab. 5.2-8).

Tab. 5.2-8: Cd-Gehalte in Grasproben in Abhängigkeit von der Distanz zur Strasse und der Verkehrsdichte (LAGERWERFF & SPECHT, 1970)

Distanz	Gehalte in mg/kg TS			
	DTV: 20'000	DTV: 48'000	DTV: 23'000	DTV: 7'500
8 m	0.95	0.75	0.74	0.49
16 m	0.73	0.63	0.49	0.37
32 m	0.50	0.48	0.26	0.25

Die Abhängigkeit von der Distanz zur Strasse ist deutlich. Dennoch scheinen die Werte in den Distanzen 16 m und 32 m zu hoch zu sein, um nur aus der Ablagerung von Cd-Teilchen aus dem Verkehr herzurühren. Anders als bei Pb dürfte dort die Aufnahme von Cd aus der Bodenlösung verstärkt stattfinden. Diese Annahme wird dadurch verstärkt, dass die in Tab. 5.2-8 aufgeführten Messwerte auf Messungen an vier verschiedenen Strassen basieren. Schon bei leicht erhöhten Cd-Werten im Boden können manche Pflanzenarten kritische Cd-Gehalte aufweisen. Die Cd-Anreicherung ist in den Wurzeln am grössten. Starke Cd-Akkumulierer sind Blattgemüse, Schwarzwurzeln, Lauch, Küchenkräuter, Maispflanzen, Rüben und die Sprosse von vielen Hackfrüchten, Frucht- und Wurzelgemüsen (LINDT et al., 1990).

Eine direkte Beziehung zur Verkehrsdichte ergibt sich allerdings aus Tab. 5.2-8 nicht.

Analog zu den Beobachtungen bei den Pb-Gehalten, jedoch weniger ausgeprägt, ist auch hier eine oberflächliche Anlagerung von Cd an die Pflanzen festzustellen. Zudem ist die Abwaschbarkeit der Cd-Teilchen von Pflanzenteilen relativ gering. So konnte von Frühjahrsspinat nur 0 - 40 %, von Herbstspinat 0 - 30 % und von Petersilie nur 3 - 30 % abgewaschen werden (aus LINDT et al., 1990). Diese Beobachtungen stehen im Einklang mit der Vermutung, dass ein Teil des Cadmiums über die Wurzeln aufgenommen wird.

Zink und Nickel stammen entlang von Strassen hauptsächlich aus dem Abrieb. Die von LAGERWERFF & SPECHT (1970) in Grasproben gemessenen Zn- und Ni-Gehalte sind in Tab. 5.2-9 dargestellt. Die Zn-Werte decken sich im grossen und ganzen mit denen, die von FLANAGAN et al. (1980) in Blättern von Brombeeren und Rhododendren gemessen wurden.

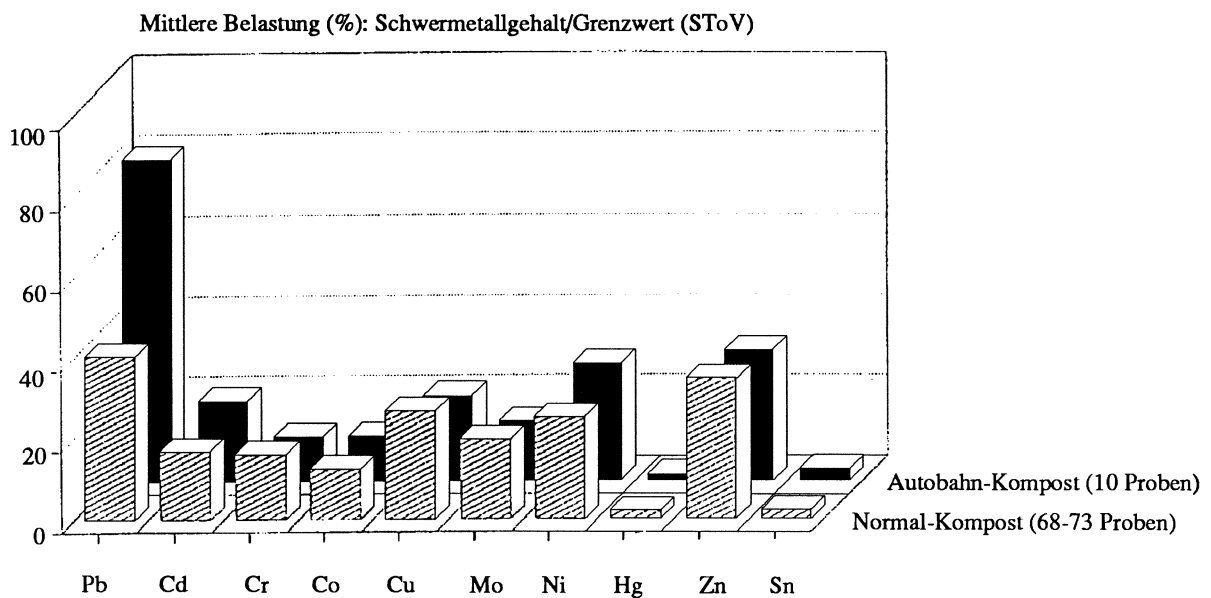
Tab. 5.2-9: Ni- und Zn-Gehalte in Grasproben in Abhängigkeit von der Distanz zur Strasse und der Verkehrsdichte (LAGERWERFF & SPECHT, 1970)

Element	Distanz	Gehalte in mg/kg TS			
		DTV: 20'000	DTV: 48'000	DTV: 23'000	DTV: 7'500
Ni	8 m	5.0	3.8	-	-
	16 m	3.8	2.5	-	-
	32 m	2.8	1.3	-	-
Zn	8 m	32.0	40.0	85.0	36.3
	16 m	28.5	34.5	72.4	32.8
	32 m	27.3	30.3	67.1	29.0

5.2.4 Schwermetallbelastung von Kompost aus strassennahem Pflanzenschnittgut

Pflanzliches Schnittgut aus dem Strassenunterhalt, wird in der Regel kompostiert. Fig. 5.2-17 zeigt, dass Autobahnkompost v. a. stark erhöhte Bleigehalte aufweist (KANT. LAB. AG, 1990).

Fig. 5.2-17: Schwermetallgehalte von Autobahnkompost (KANT. LAB. AG, 1990)



Aufgrund der Resultate wird von den Autoren das separate Kompostieren von Strassenschnittgut und eine Anwendung des anfallenden Kompostes innerhalb der Autobahnareale gefordert.

5.3 Bleigehalte in Tieren

Verschiedentlich ist der Einfluss von Blei auf Tiere, welche im Strassenbereich leben oder ihr Futter von hier beziehen, untersucht worden. Studien zur Pb-Belastung wurden in der Schweiz hauptsächlich an Rindern und Schafen durchgeführt, welche mit kontaminiertem Heu gefüttert wurden (ZUBER et al., 1972, 1977). Im Ausland wurden u.a. von FORBES & SANDERSON (1978) vergleichbare Arbeiten durchgeführt.

Neben den Untersuchungen der Pb-Belastung von Weidetieren wurde ein besonderes Augenmerk auf die Wirbellosenfauna gelegt. Arbeiten zur Korrelation der Pb-Belastung des Lebensraumes und der Artenzahl und Verteilung von Wirbellosen wurden in der Schweiz von MAURER (1974), VON KÄNEL (1977) und vom AfU SO (1991) durchgeführt. Den Einfluss der Pb-Kontamination auf die Wirbellosenfauna am Strassenrand untersuchten ausländische Autoren wie WILLIAMSON & EVANS (1972), GISH & CHRISTENSEN (1973), WADE et al. (1980) und KASPEROWSKI & FRANK (1990) näher.

5.3.1 Bleigehalte in Wirbellosen

Bei der Beeinträchtigung der Wirbellosenfauna durch den Pb-Ausstoss des Verkehrs stellen sich zwei Fragen:

- Wie hoch ist der Pb-Gehalt in wirbellosen Tieren entlang von Strassen?
- Verändern sich Artenzahl, Biomasse und Vorkommen der Tiere bei Pb-Belastungen ihres Lebensraumes?

Der Pb-Gehalt wirbelloser Tiere hängt sehr stark von deren Lebensweise ab. Typische Belastungstransecte können deshalb nicht beschrieben werden. In der Schweiz existieren keine Arbeiten, in denen der Pb-Gehalt in Wirbellosen aus dem Strassenraum gemessen worden ist.

In den USA wurde von GISH & CHRISTENSEN (1973) in bleireichen Böden ein 10 bis 100fach höherer Pb-Gehalt in Regenwürmern festgestellt als im pflanzlichen Material derselben Standorte. Andere Bodentiere wie Käfer (Coleoptera) und Springschwänze (Collembola) wiesen im Vergleich zu den Regenwürmern einen weit geringeren Pb-Gehalt auf. WADE et al. (1980) konnten bei Untersuchungen der Pb-Gehalte von Spinnentieren (Arachnida) und Laufkäfern (Carabidae) eine signifikante Zunahme des Pb-Gehaltes in den ersten 15 m vom Strassenrand feststellen. Die Ergebnisse sind in Tab. 5.3-1 dargestellt.

Tab. 5.3-1: Pb-Gehalte in Spinnentieren und Laufkäfern in Abhängigkeit zur Strassendistanz (WADE et al., 1980)

Distanz	Spinnentiere	Laufkäfer
2 m	53 µg/kg	16 µg/kg
5 m	26 µg/kg	11 µg/kg
10 m	13 µg/kg	8 µg/kg
15 m	14 µg/kg	8 µg/kg
25 m	18 µg/kg	6 µg/kg
50 m	11 µg/kg	8 µg/kg
150 m	15 µg/kg	8 µg/kg

Eine Reihe von Untersuchungen wurden bezüglich Veränderungen der Biomasse, Artenvielfalt und Verteilung von wirbellosen Tieren in ihrem Lebensraum durch die Belastung mit Blei durchgeführt. So wurden vom AfU SO (1991) im Nahbereich der N1 Regenwurmzählungen durchgeführt und mit der Biomasse und Dichte einer Regenwurmpopulation eines Referenzstandortes (625 m) verglichen (siehe Tab. 5.3-2).

Tab. 5.3-2: Dichte (n/m³) und Biomasse (g/m³) von Regenwürmern an der N1 (AfU SO, 1991)

Distanz zur N1	5 m	100 m	625 m
Bepflanzung	Weizen, 10-20 cm	Weizen, 30-40 cm	frisch geackert
Körnung	toniger Lehm	lehmiger Ton	lehmiger Ton
Steingehalt	steinhaltig	skelettarm	skelettarm
Dichte	27 n/m ²	164 n/m ²	78 n/m ² *
Biomasse	13 g/m ²	39 g/m ²	45.3 g/m ² **

* 26 unversehrte, lebende Tiere und 13 tote Tiere je 0.5 m² Boden

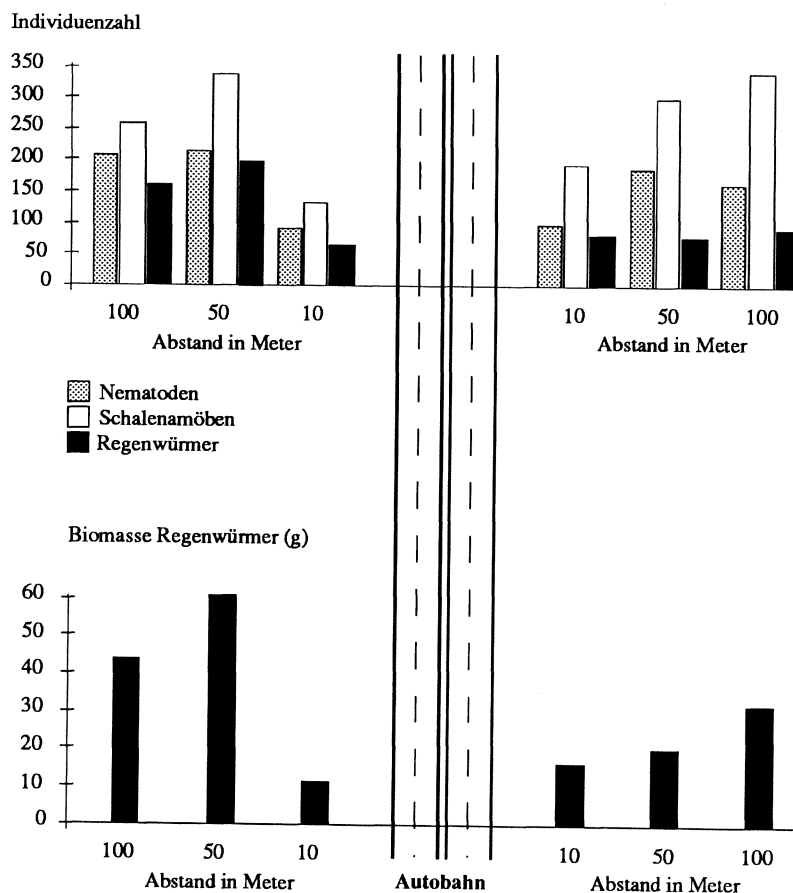
** Biomasse der unversehrten, lebenden Tiere

Die Biomasse und Dichte der Regenwurmpopulationen sind in 5 m Distanz zur Fahrbahn deutlich geringer als bei grösseren Distanzen. Als Vergleichsgrösse geben BIERI & CUENDET (1989) die Regenwurmmenge einer Dauerwiese mit 300 - 500 Tiere/m² an. Eine Beeinträchtigung der Regenwürmer in Autobahnnähe kann also vermutet werden. Als Ursachen kommen die Emissionen und die Erschütterungen durch den Verkehr oder die während des Baus erfolgte Störung der Bodenschichten in Frage. Andererseits kann auch die unterschiedliche Nutzung der Böden eine Rolle spielen (AfU SO, 1991).

Bei Zählungen des AfU SO (1991) wurde auch die Artenvielfalt bestimmt. In 5 m Entfernung wurden 4 Arten, in 100 m Abstand 8 und in 625 m Entfernung zur Fahrbahn 3 Arten gefunden. Die Artenzahl einer Dauerwiese beträgt nach BIERI & CUENDET (1989) ca. 12 Arten.

Untersuchungen zur Individuenzahl und Biomasse von Wirbellosen wurden auch von KASPEROWSKI & FRANK (1990) an der Tauernautobahn-Scheitelstrecke in Österreich durchgeführt. Gegenstand der bodenzoologischen Erhebungen waren Regenwürmer, Schalenamöben (Testacea), Fadenwürmer (Nematoda) und Rädertiere (Rotatoria), welche auf Artenvielfalt und Biomasse hin untersucht wurden. Die Ergebnisse in Fig. 5.3-1 zeigen zumindest bis 50 m eine Abhängigkeit von der Distanz zur Autobahn.

Fig. 5.3-1: Individuenzahl und Biomasse von Wirbellosen an der Tauernautobahn in Österreich (KASPEROWSKI & FRANK, 1990)



VON KÄNEL (1977) führte an der N6 eine Untersuchung der Schlamm-biozönose eines Altwas-sergebietes durch, d. h. in monatlich gewonnenen Schlammproben wurden Schlammorganismen auf ihre Qualität und Quantität hin untersucht. Die Messungen wurden am Ort der Autobahnabwasser-einleitung und an einem entfernter liegenden Messstandort durchgeführt. Am entfernter liegenden Ort war die Biomasse der Schlammorganismen signifikant höher. Auch die Vermehrung der Tiere war an den beiden Messorten verschieden. Während die Populationen am entfernteren Ort vom Sommer bis in

den Winter hinein zunehmen und ihr Maximum im Januar erreichten, blieb die Zunahme am autobahnnahen Messort auf die Periode Juli bis September beschränkt.

5.3.2 Bleigehalte in Rindern und Schafen

ZUBER et al. (1970) fütterten drei Kühe während etwa fünf Wochen mit Pb-kontaminiertem Heu (Gehalt ca. 99 mg Pb/kg TS). Tab. 5.3-3 zeigt, dass das aufgenommene Blei zum grossen Teil mit den Exkrementen wieder ausgeschieden wurde. Bei diesem Fütterungsversuch konnte auch gezeigt werden, dass Blei in einigen Organen eingelagert wurde (siehe Tab. 5.3-4). Nach vierwöchiger Fütterung mit Autobahnheu wies auch die Milch einen 4fach höheren Pb-Gehalt auf. Bei einer Ausdehnung der Versuchsdauer wurde in den meisten Organen der Pb-Gehalt vervielfacht. Ausgenommen davon waren Zunge, Lunge, Hoden, Milz, Haut und Fell. Strukturelle Änderungen in Organen und Geweben konnten bei diesem Versuch hingegen nicht festgestellt werden.

Tab. 5.3-3: Pb-Gehalte von Ausscheidungen, Blut und Milch (ZUBER et al., 1970)

Probematerial	Kontrolltier	Fütterung mit Normalfutter 7-16 Nov.	Fütterung mit Autobahnheu 21-30 Nov.	Fütterung mit Autobahnheu 12-21 Dez.
Kot mg Pb/kg TS	16.7	15	215	157
Urin mg Pb/l	0.04	0.04	0.80	0.88
Milch mg Pb/l	0.02	0.02	0.04	0.07
Blut mg Pb/l	-	0.09	0.14	0.22

Tab. 5.3-4: Pb-Gehalte in verschiedenen Organen von Kühen nach 36 Tagen Fütterung mit Autobahnheu

Organe	Kuh 1	Kuh 2	Kuh 3	Durchschnitt	Vergleichstier	Verhältnis (Durchschnitt) zu Vergleichstier
Muskeln	0.248	0.236	0.237	0.240	0.080	3:1
Niere	1.339	1.771	1.618	1.576	0.140	11:1
Leber	1.472	1.934	1.559	1.655	0.080	21:1
Becken	23.29	26.94	24.73	24.99	1.326	19:1
Euter	0.404	0.850	0.412	0.555	-	-

Angaben in mg Pb/kg Frischsubstanz

Leider liegen keine Untersuchungen vor, wie schnell sich der Pb-Gehalt bei üblicher Fütterung wieder normalisierte.

ZUBER et al. (1977) führten auch einen Fütterungsversuch an Schafen durch. Die Analyseergebnisse zeigten starke Pb-Anreicherungen in Leber und Beckenknochen, Niere und Milz. Wie bei Kühen wurde auch bei Schafen ein Grossteil des Bleis mit den Exkrementen ausgeschieden. Bei trächtigen Schafen konnte ein Pb-Transport in die Plazenta nachgewiesen werden. Frühgeborene Föten wiesen markant hohe Pb-Gehalte auf (FORBES & SANDERSON, 1978). Angaben, ob diese erhöhten Pb-Gehalte der Grund für die Frühgeburt waren, fehlen.

Die NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1980) geht davon aus, dass sich die Resorption von Blei bei Wiederkäuern auf 3 %, bei Nicht-Wiederkäuern auf 10 % beläuft. Höhere Resorptionswerte wurden bei Jungtieren während der Laktation gemessen.

6 Schadstoffgehalte entlang von Bahnstrecken

Im Vergleich zum Strassenverkehr ist die Datenlage beim Schienenverkehr viel spärlicher (siehe Kap. 2.2). Damit doch einige Schwermetalldaten präsentiert werden können, wurde für diesen Bericht im Auftrag der SBB eine kleine Pilotstudie durchgeführt.

6.1 Schwermetallgehalte im Boden

Die im folgenden dargestellten Daten für die Schweiz beschränken sich auf drei Untersuchungen (vgl. Tab. 6.1-1, Tab. 6.1-2 und Fig. 6.1-1). Die eine betrifft drei Transekte an den Einfahrtsstrecken zum Bahnhof Yverdon (VD) im städtischen Raum (ECONAT, 1987). Eine weitere wurde für den Doppelspurausbau bei Mörschwil (SG) ausgeführt (AfU SG, 1991). Um diese dürftige Datenlage zu verbessern, führte die FAC eine Studie mit insgesamt sechs Transekten durch. Die detaillierten Ergebnisse sind in Anhang 9.2 zusammengestellt. Das Ziel dieser Untersuchungen war es, eine erste Übersicht der Schwermetallgehalte entlang der Schienenwege der Schweiz zu erhalten. Die Beobachtungsstandorte wurden an Bahnstrecken verschieden starker Emissionen gelegt. Die Beobachtungsstellen Möhlin (AG), Steinen (SZ), Erstfeld (UR) und Quinto (TI) befinden sich an der Gotthard-Gütertransitlinie. Das Transekt beim Bahnhof Erstfeld stellt einen Standort im Brems- resp. Beschleunigungsbereich dar. In Quinto sollten die Beobachtungen zudem nähere Aufschlüsse über die Verhältnisse entlang einer Strecke mit grosser Steigung geben. Hindelbank (BE) liegt an der vielbefahrenen Strecke Bern - Zürich. Die Beobachtungen in Escholzmatt (LU) geben einen Einblick in die Verhältnisse, wie sie an einer weniger frequentierten Strecke zu erwarten sind, die aber schon lange in Betrieb steht. Einzelne Untersuchungstransekte wurden in den Bereich von Fahrleitungsmasten gelegt, um so Aufschluss über eventuelle zusätzliche Einträge bei Unterhaltsarbeiten zu erhalten. Die Böden im Bereich der Untersuchungsstandorte wurden als Dauergrünland und/oder als Ackerflächen genutzt.

Auf den folgenden Seiten sind die Resultate dieser Untersuchungen in komprimierter Form dargestellt und kommentiert. Eine vollständige Übersicht über die Methode und die Daten der Pilotstudie SBB (FAC-Studie) ist in Kap. 9.2 dargestellt. Zur Bewertung der registrierten Belastungen werden neben den Richtwerten auch die in Schweizer Böden häufig registrierten Metallgehalte herangezogen. Diese wurden einer Publikation von MEYER (1991) entnommen.

Tab. 6.1-1: Charakterisierung der Bodenproben

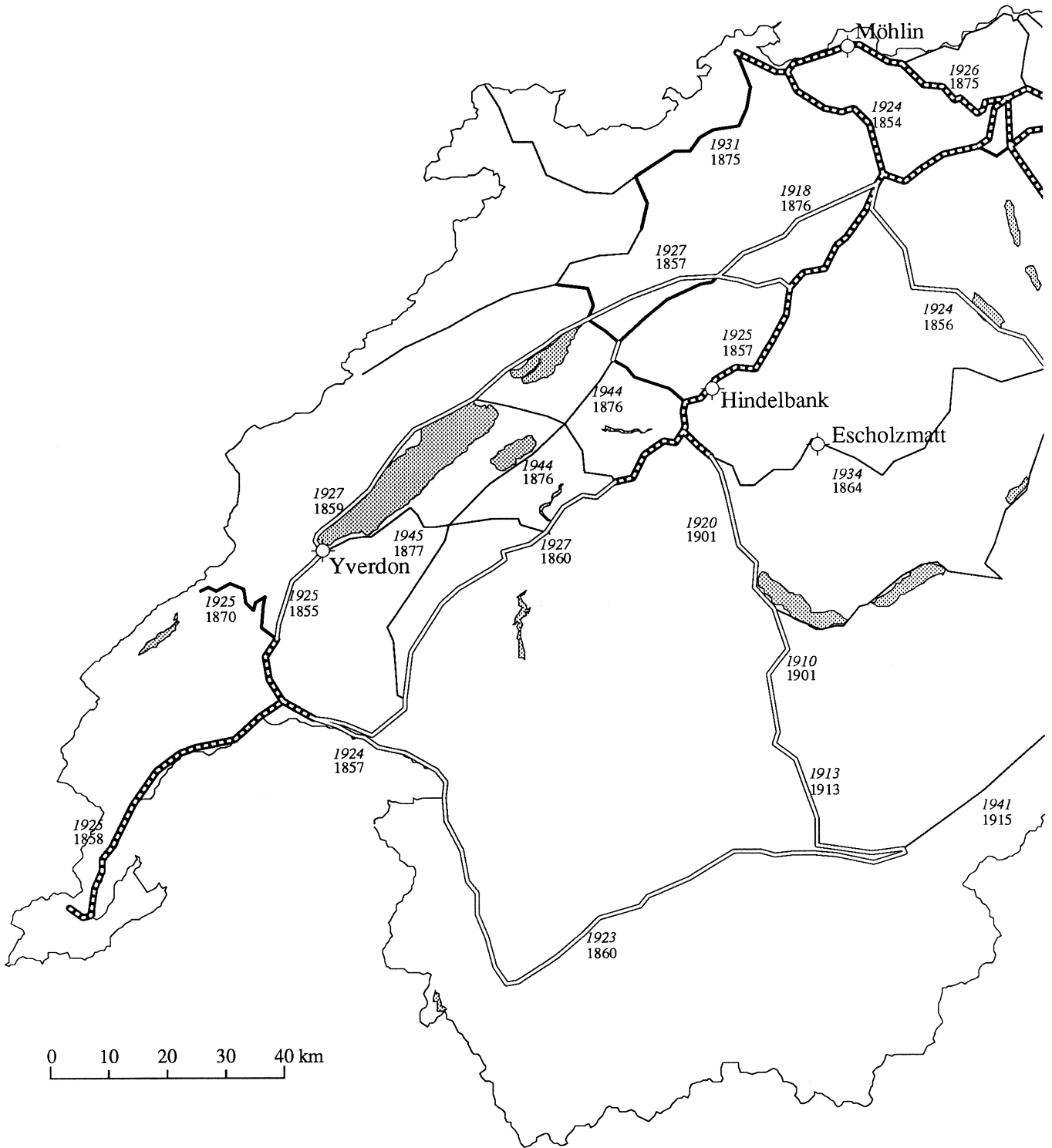
Standorte	Probentiefe(cm) Ober- / Unterboden		Analyse- verfahren		Untersuchte Schwermetalle											Referenz
	0-20	andere	VSBo	Typ	Pb	Cd	Zn	Cu	Cr	Co	Ni	Mo	Mn	V	Fe	
Erstfeld (UR)	X	30-40	X	Transekt	X	X	X	X	X	X	X			X		FAC, 1991
Escholzmatt (LU)	X	100-120	X	Transekt	X	X	X	X	X	X	X			X		FAC, 1991
Hindelbank (BE)	X	120-140	X	Transekt	X	X	X	X	X	X	X			X		FAC, 1991
Möhlin (AG)	X	100-120	X	Transekt	X	X	X	X	X	X	X			X		FAC, 1991
Quinto (TI)	X	70-90	X	Transekt	X	X	X	X	X	X	X			X		FAC, 1991
Steinen (SZ)	X	100-120	X	Transekt	X	X	X	X	X	X	X			X		FAC, 1991
Yverdon (VD)	X	-	X	Transekt		X		X	X	X	X	X	X		X	ECONAT, 1987
Mörschwil (SG)	X	Profil	X	Profil	X	X	X	X								AfU SG, 1991

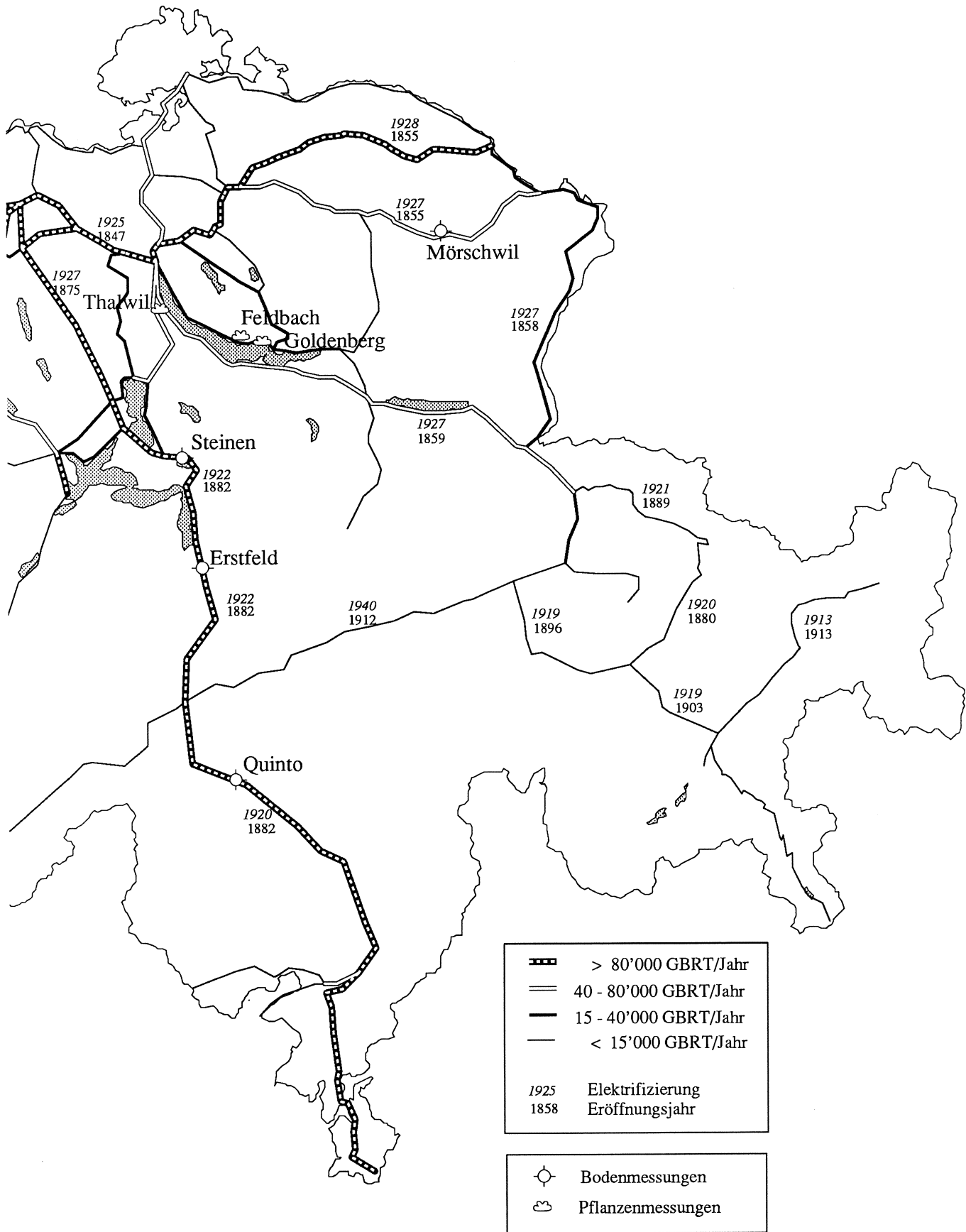
Tab. 6.1-2: Beschreibung der Beobachtungsstandorte

Standorte	Eröffnung	Elektri- fiziert	PV	GV	maximale Steigung	Anzahl Spuren	GBRT/Spur 1990	Kommentar
Erstfeld (UR)	1882	1922	st	st	10 ‰	2 (ab 1893)	79'000	Beschleunigungs- und Bremsstrecke
Escholzmatt (LU)	1864	1934	m	w	20 ‰	1 Spur	18'000	
Hindelbank (BE)	1857	1925	st	st	5 ‰	2 (ab 1896)	55'000	
Möhlin (AG)	1875	1926	m-st	st	12 ‰	2 (ab 1895)	68'000	leichter Einschnitt
Quinto (TI)	1882	1920	st	st	28 ‰	2 (ab 1890)	77'000	leichte Hanglage
Steinen (SZ)	1882	1922	st	st	7 ‰	2 (ab 1904)	73'000	Trasse überhöht
Yverdon (VD)	1859 1877	1927 1945	st	m	2 ‰	2 (ab 1933) 1 Spur	29'000 8'000	nach Neuenburg nach Payerne
Thalwil (ZH)	1875	1923	st	m	3 ‰	2 (ab 1895)	73'000	
Goldenberg (ZH)	1894	1926	st	w	1 ‰	1 Spur	37'000	Hanglage
Feldbach (ZH)	1894	1926	st	w	1 ‰	1 Spur	37'000	

PV=Personenverkehr, GV =Güterverkehr, GBRT=Güterbruttoregistertonnen, w =wenig, m=mittel, st =stark

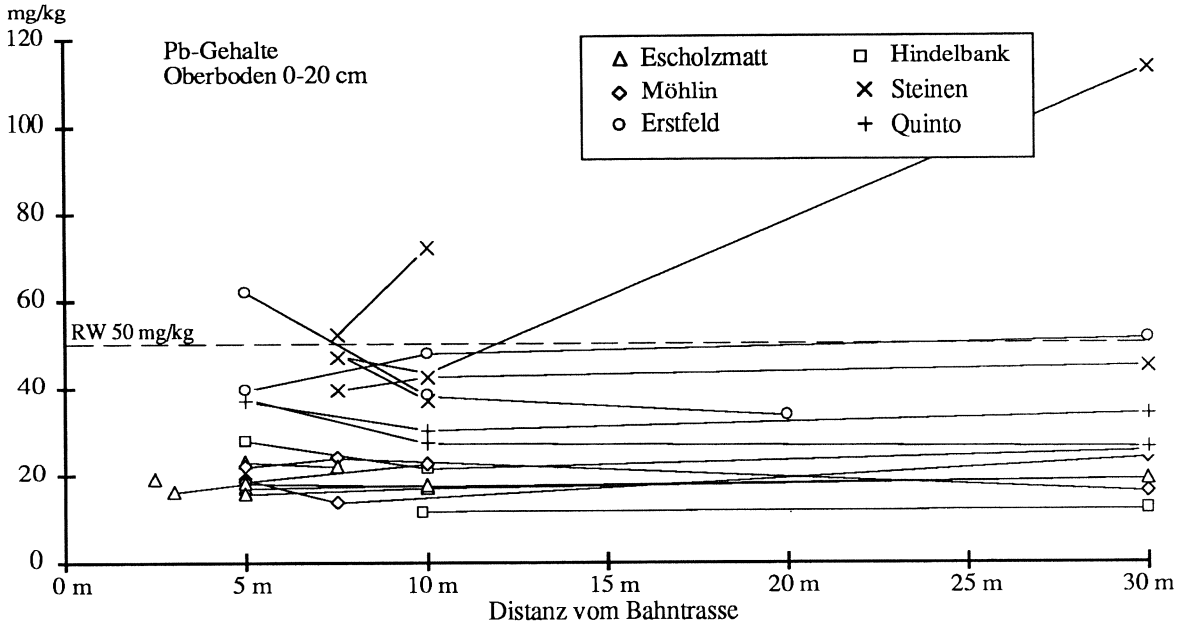
Fig. 6.1-1: Untersuchungsstandorte entlang von Bahnstrecken



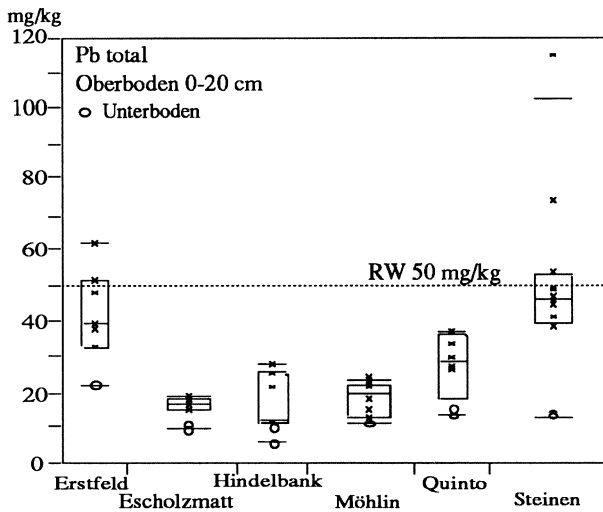


Blei (Pb)

Fig. 6.1-2: Bleigehalte in Böden entlang von Bahnstrecken



Pb-Gehalte nach Stationen (siehe Lesehilfe, Kap. 9.3)



Häufige Pb-Gehalte in Schweizer Böden in mg/kg (Meyer, 1991)

Standort	Häufiger Bereich	Median
Unterboden alle	10 - 19	14
Oberboden	LW	17 - 35
	SP	19 - 45
	WA	17 - 31
	SI	34 - 185
	BG	25 - 130

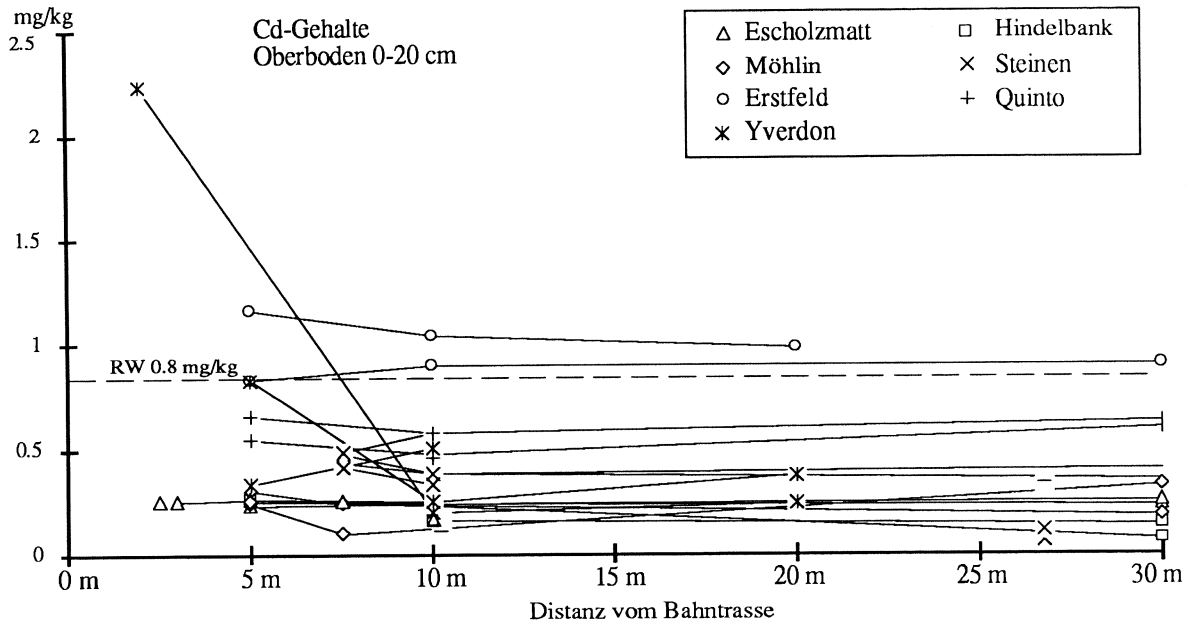
LW: Landwirtschaft SP: Spezialkulturen
 BG: Belastungsgebiete SI: Siedlungen
 WA: Wald

Im Nahbereich der untersuchten Schienenstränge fanden sich im Oberboden keine wesentlichen Erhöhungen der Pb-Konzentrationen. Die Erhöhungen gegenüber dem Unterboden entsprechen den landesweit registrierten Werten. Werte über dem Richtwert der VSBo (1986) fanden sich an den Standorten Erstfeld und Steinen. In Erstfeld konnte der Pb-Gehalt des Unterbodens nur anhand einer Probentiefe von 30 - 40 cm bestimmt werden (üblich sind Tiefen ab 60 cm). Der relativ hohe Pb-Gehalt im Unterboden von 22.4 mg/kg darf deshalb nicht überbewertet werden.

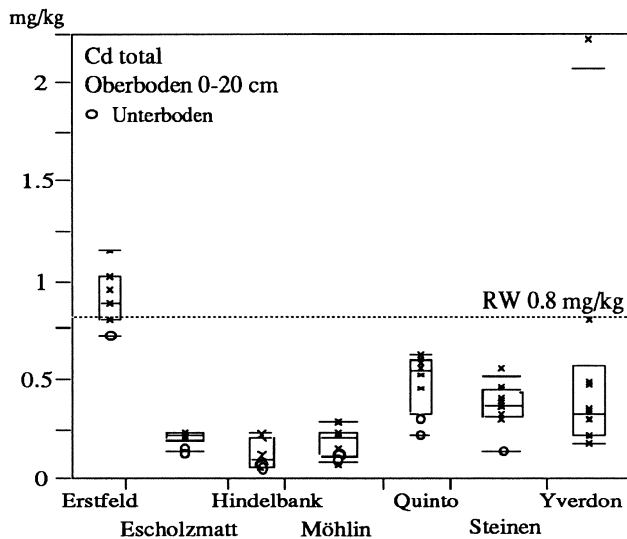
Am Standort Steinen liegen die Verhältnisse etwas anders. Der Gehalt des Unterbodens ist mit 11.3 resp. 10.9 mg/kg eher tief. Umso überraschender sind die dort bei zwei von total zwölf Messproben registrierten, deutlich über dem Richtwert liegenden Bleikonzentrationen im Oberboden. Diese im Vergleich mit den anderen Bahnstandorten deutlich höhere Belastung, die mit grösser werdendem Abstand zum Trasse noch zunimmt, lässt darauf schliessen, dass diese Immissionen auf eine andere Quelle zurückzuführen sind. Ein ursächlicher Zusammenhang mit dem Schienenverkehr scheint hier nicht gegeben zu sein.

Cadmium (Cd)

Fig. 6.1-3: Cadmiumgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken



Cd-Bodengehalte nach Stationen



Häufige Cd-Gehalte in Schweizer Böden in mg/kg (Meyer, 1991)

Standort	Häufiger Bereich	Median
Unterboden alle	0.1 - 0.3	0.17
Oberboden LW	0.2 - 0.5	0.31
SP	0.7 - 1.5	0.96
WA	0.1 - 0.5	0.21
SI	0.3 - 0.7	0.37
BG	0.3 - 1.4	0.56

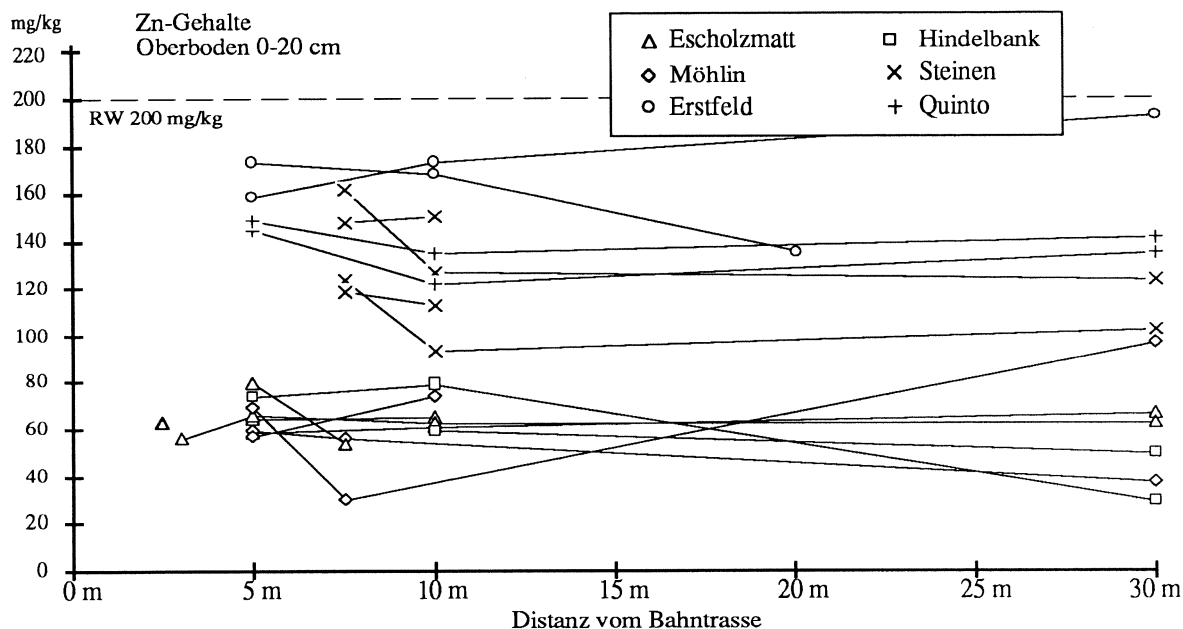
LW: Landwirtschaft SP: Spezialkulturen
 BG: Belastungsgebiete SI: Siedlungen
 WA: Wald

Im Nahbereich der untersuchten Schienenstränge fanden sich mit Ausnahme von Erstfeld und Yverdon im allgemeinen keine wesentlichen Erhöhungen der Cadmium-Konzentrationen im Boden. Die leichten Erhöhungen im Oberboden gegenüber dem Unterboden entsprechen den Werten, die man auch landesweit registriert.

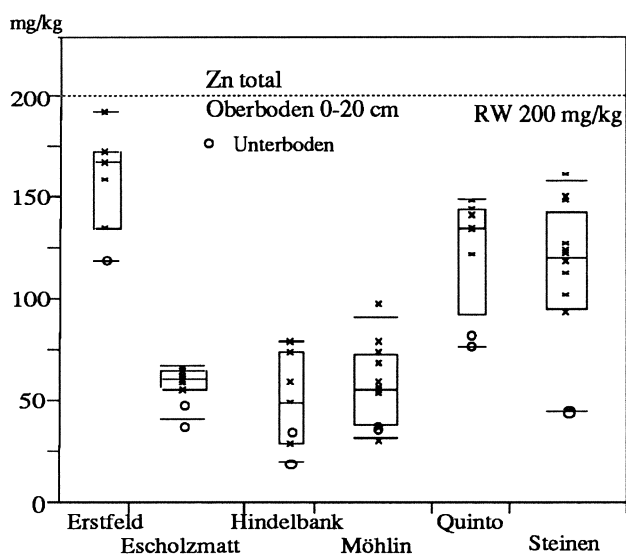
In Erstfeld war auch die Unterbodenkonzentration sehr hoch und lag mit 0.75 mg/kg nahe beim Richtwert. Mit 40 cm war hier die Entnahmetiefe für den Unterboden aber vergleichsweise flachgründig (üblich sind Tiefen ab 60 cm). Erstfeld, wo beinahe jeder Zug anhält, liegt an der stark befahrenen Gotthardlinie. Daraus resultiert ein lokaler Abrieb der Bremsbeläge sowie entsprechende Konzentrationen im Boden. Bei Yverdon handelt es sich um ein städtisches Gebiet mit zahlreichen anderen Cd-Quellen. Leicht erhöhte Unterbodenwerte konnten in Quinto festgestellt werden.

Zink (Zn)

Fig. 6.1-4: Zinkgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken



Zn-Bodengehalte nach Stationen



Häufige Zn-Gehalte in Schweizer Böden in mg/kg (Meyer, 1991)

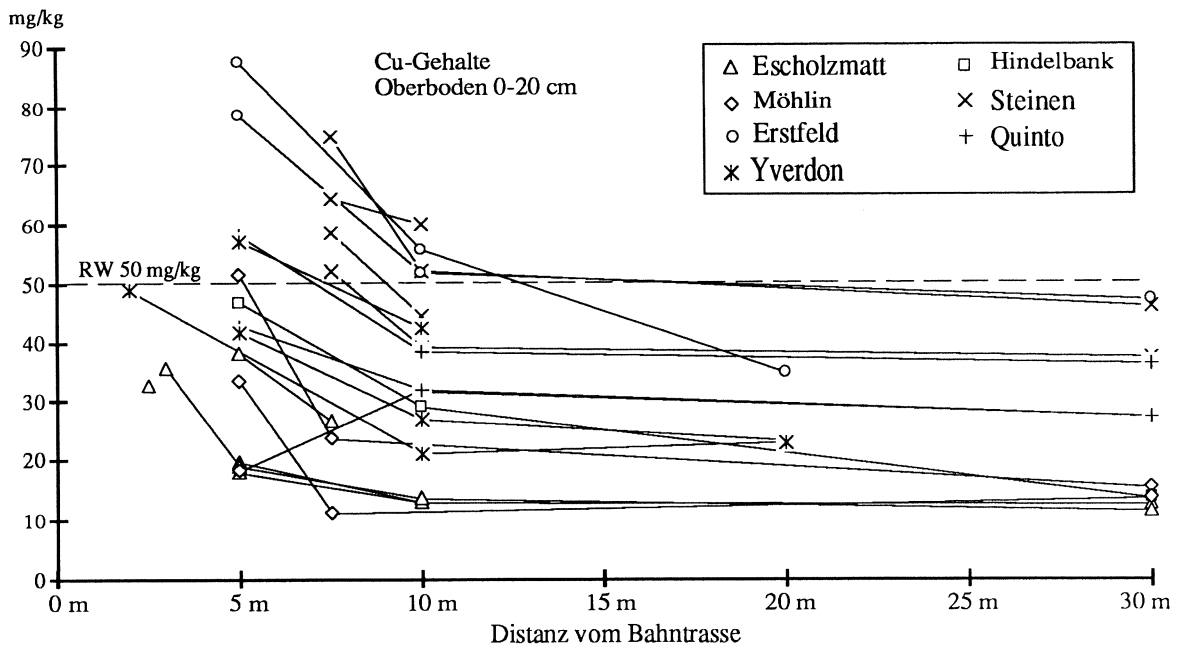
Standort	Häufiger Bereich	Median
Unterboden alle	28 - 58	41
Oberboden LW	44 - 92	62
SP	60 - 99	74
WA	31 - 78	48
SI	66 - 230	123
BG	67 - 410	145

LW: Landwirtschaft SP: Spezialkulturen
 BG: Belastungsgebiete SI: Siedlungen
 WA: Wald

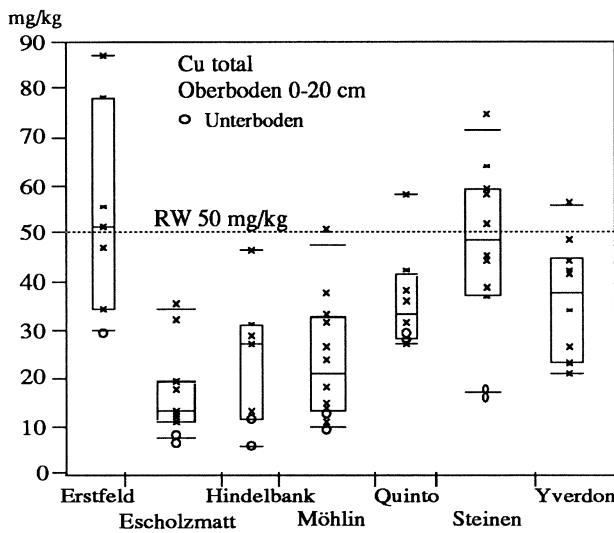
An einigen Untersuchungsstandorten zeigt sich andeutungsweise eine Erhöhung der Zn-Gehalte in unmittelbarer Nähe des Bahntrasses. Ob sich dieser Anstieg, ähnlich wie bei den Zn-Gehalten entlang der Strassen, im extremen Nahbereich (0 - 3 m) fortsetzt, kann anhand der vorliegenden Resultate der Pilotuntersuchungen nicht entschieden werden. Im Vergleich mit den häufigen Werten in der Schweiz sind an den Standorten Erstfeld, Quinto und Steinen sowohl die Ober- wie auch die Unterbodenwerte erhöht. Die Werte im Oberboden sind bei allen Beobachtungsstandorten gegenüber dem Unterboden um ca. 25 - 50 mg/kg erhöht. Sie liegen aber alle noch unter dem Richtwert der VSBo (1986).

Kupfer (Cu)

Fig. 6.1-5: Kupfergehalte in Böden entlang von Bahnstrecken



Cu-Bodengehalte nach Stationen



Häufige Cu-Gehalte in Schweizer Böden in mg/kg (Meyer, 1991)

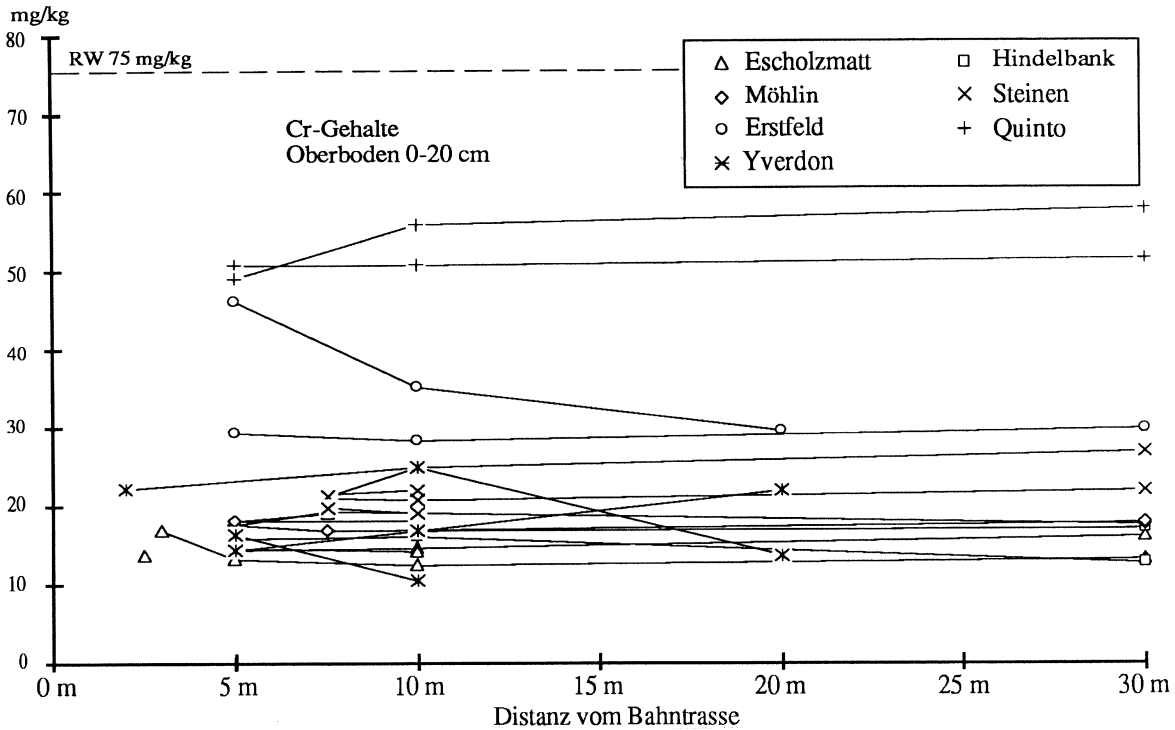
Standort	Häufiger Bereich	Median
Unterboden alle	10 - 27	14
Oberboden LW	15 - 160	24
SP	180 - 660	376
WA	6 - 23	12
SI	23 - 70	42
BG	20 - 315	53

LW: Landwirtschaft SP: Spezialkulturen
 BG: Belastungsgebiete SI: Siedlungen
 WA: Wald

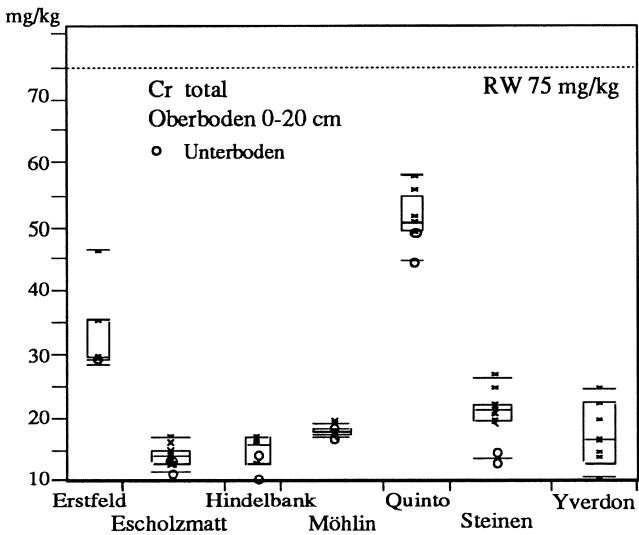
Die Cu-Konzentrationen im Oberboden sind insgesamt im Vergleich zu den Konzentrationen im Unterboden signifikant erhöht. Es zeigt sich im Vergleich zu anderen untersuchten Schwermetallen eine deutliche Abhängigkeit der Cu-Belastung des Bodens von der Distanz zum Bahntrasse. Innerhalb eines ca. 10 m breiten Bandes entlang des Bahndamms sind die Cu-Gehalte des Oberbodens erhöht. Ein wesentlicher Teil der registrierten Cu-Immissionen dürfte auf den Schienenverkehr zurückzuführen sein. In Erstfeld und in Steinen wurden noch in einem Abstand von 10 m Immissionswerte im Bereich des Richtwertes der VSBo (1986) gemessen. Die Unterboden-Werte von Cu liegen innerhalb des Bereichs der häufig vorkommenden Messwerte der Schweiz. Einzig die Werte der Standorte Erstfeld, Steinen und Quinto liegen etwas höher. An allen Standorten ist die Oberbodenkonzentration gegenüber dem Unterboden um ca. 10 bis 25 mg/kg erhöht.

Chrom (Cr)

Fig. 6.1-6: Chromgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken



Cr-Bodengehalte nach Stationen



Häufige Cr-Gehalte in Schweizer Böden in mg/kg (Meyer, 1991)

Standort	Häufiger Bereich	Median
Unterboden alle	26 - 65	36
Oberboden LW	21 - 49	30
SP	20 - 37	26
WA	17 - 46	27
SI	16 - 30	23
BG	22 - 43	26

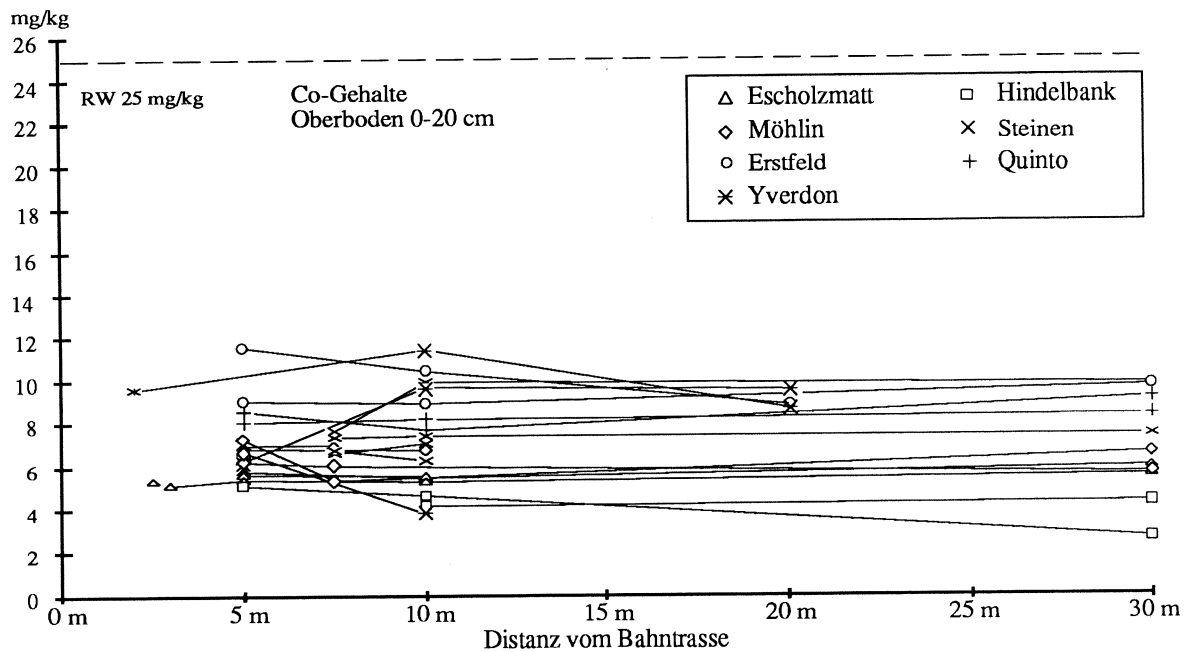
LW: Landwirtschaft SP: Spezialkulturen
 BG: Belastungsgebiete SI: Siedlungen
 WA: Wald

Alle Chromwerte liegen deutlich unterhalb des Richtwertes und zeigen keine erkennbare Abhängigkeit von der Distanz zum Schienenstrang.

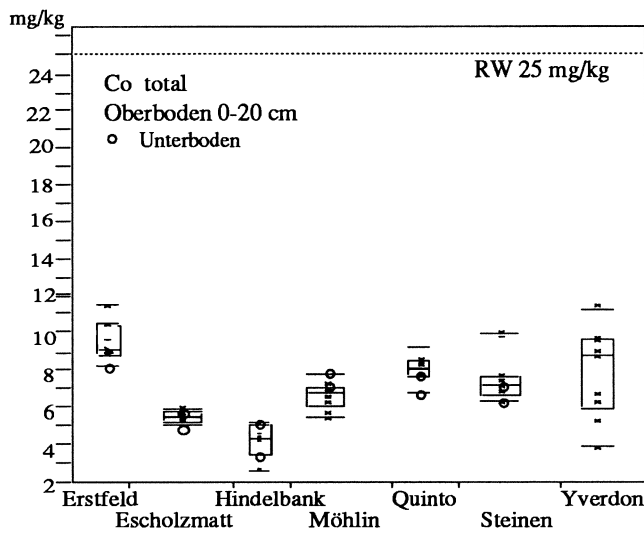
Nur in Erstfeld und in Quinto werden höhere Chromkonzentrationen gemessen. Dort sind auch die Konzentrationen im Unterboden erhöht.

Cobalt (Co)

Fig. 6.1-7: Cobaltgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken



Co-Bodengehalte nach Stationen



Häufige Co-Gehalte in Schweizer Böden in mg/kg (Meyer, 1991)

Standort	Häufiger Bereich	Median
Unterboden alle	10 - 27	14
Oberboden LW	15 - 160	24
SP	180 - 660	376
WA	6 - 23	12
SI	23 - 70	42
BG	20 - 315	53

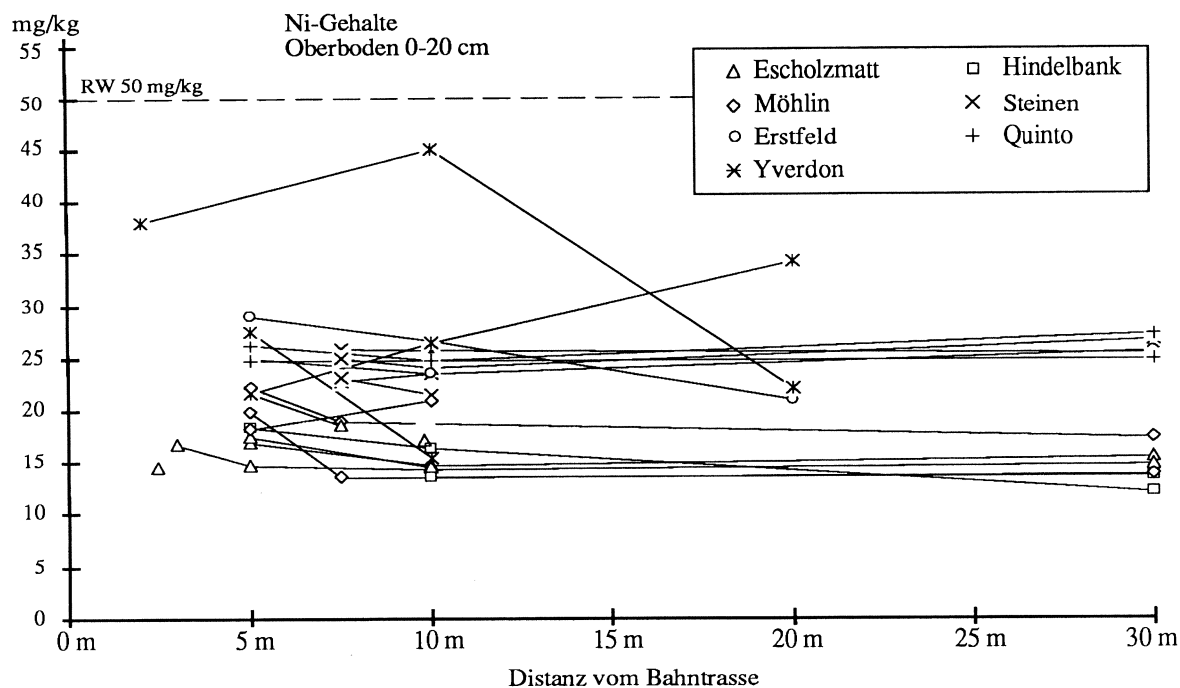
LW: Landwirtschaft SP: Spezialkulturen
 BG: Belastungsgebiete SI: Siedlungen
 WA: Wald

Die gefundenen Unterbodenwerte von Cobalt liegen alle im unteren Bereich der in der Schweiz festgestellten häufigen Unterbodenwerte. Die Immissionen im Oberboden unterscheiden sich nicht von denen an anderen Standorten der Schweiz. Alle registrierten Werte liegen deutlich unterhalb des Richtwertes der VSBo (1986).

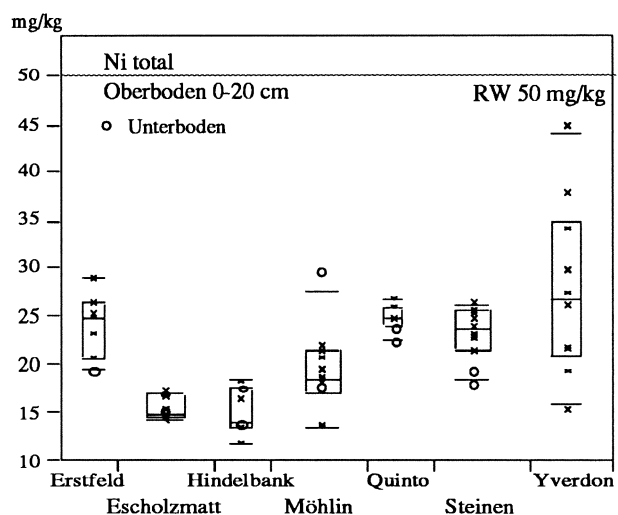
Die Messwerte Yverdon streuen stärker als die Werte der übrigen Stationen. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass sich an den Probenahmestellen innerhalb der urbanen Zone von Yverdon andere anthropogene Quellen bemerkbar machen.

Nickel (Ni)

Fig. 6.1-8: Nickelgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken



Ni-Bodengehalte nach Stationen



Häufige Ni-Gehalte in Schweizer Böden in mg/kg (Meyer, 1991)

Standort	Häufiger Bereich	Median
Unterboden alle	20 - 63	31
Oberboden LW	20 - 50	30
SP	20 - 38	28
WA	14 - 50	28
SI	16 - 34	24
BG	20 - 120	69

LW: Landwirtschaft SP: Spezialkulturen
 BG: Belastungsgebiete SI: Siedlungen
 WA: Wald

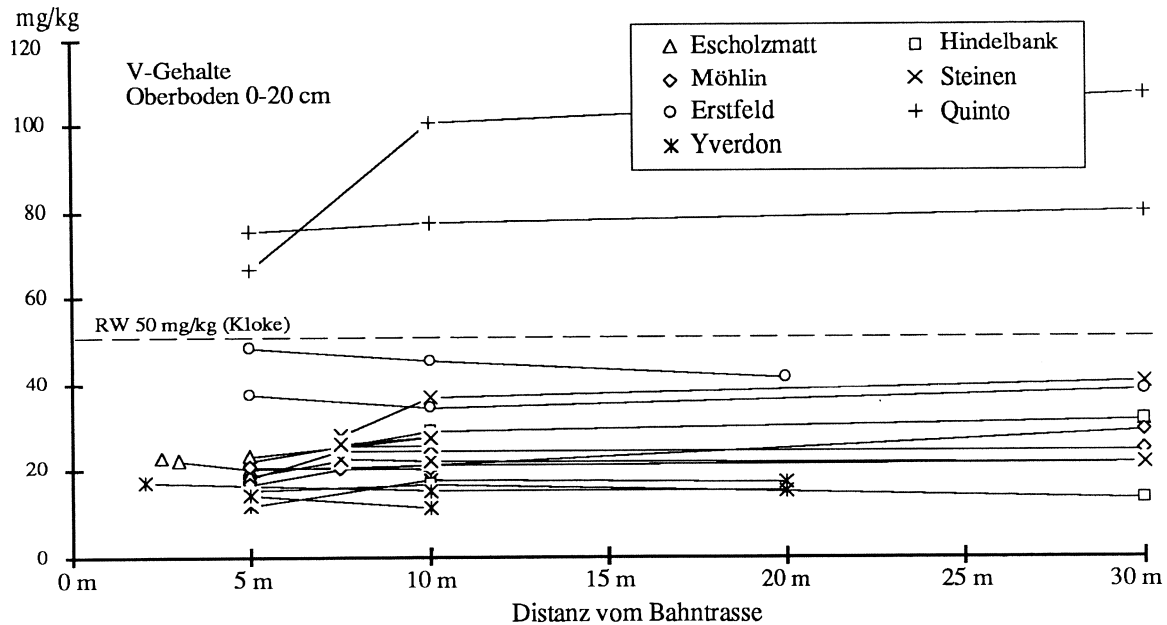
Analog zu gesamtschweizerischen Befunden findet sich an einigen Orten im Unterboden mehr Ni als in den oberen Bodenschichten (Möhlin, Escholzmatt, Hindelbank). Der Grund dafür dürfte in der systematischen Verlagerung von Ni in den Unterboden liegen. Eine leichte Erhöhung der Ni-Gehalte im Oberboden zeigt sich im Trassebereich bis 5 m.

An den Standorten entlang der alten, vielbefahrenen Gotthardlinie sind die Ober- und speziell die Unterbodenwerte generell etwas höher. Überschreitungen des Richtwertes der VSBo (1986) wurden jedoch an keinem der untersuchten Standorte festgestellt.

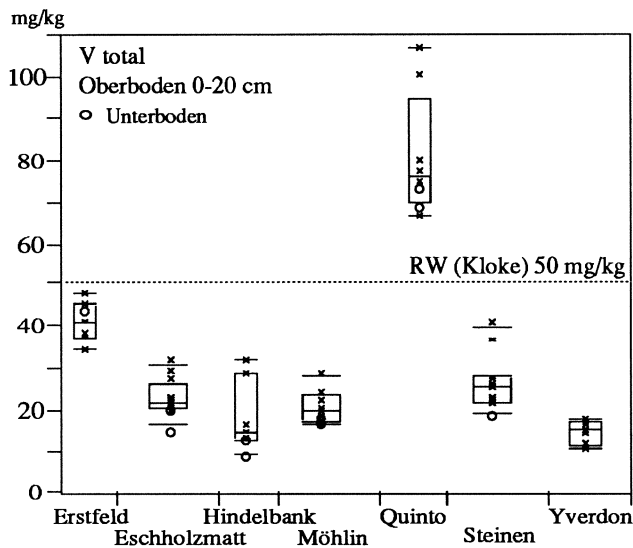
Auffallend sind die Streuungen der Messwerte in Yverdon. Die Probenahmestellen befinden sich hier in der urbanen Zone. Die hohe Variabilität ist wahrscheinlich auf die Wirkung anderer Quellen zurückzuführen.

Vanadium (V)

Fig. 6.1-9: Vanadiumgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken



V-Bodengehalte nach Stationen



Für Vanadium konnte nur im VDI-Bericht Nr. 837 (Setznagel et al., 1990) eine Gehaltsangabe für Wald von 38 mg/kg gefunden werden.

In der VSBo (1986) gibt es keinen Richtwert für Bodenbelastungen durch Vanadium. Bisher wurden auch keine gesamtschweizerischen Untersuchungen durchgeführt, aus denen Angaben über die zu erwartenden Belastungen in der Schweiz entnommen werden könnten. Zur Beurteilung wird deshalb der Richtwert von KLOKE (1980) herangezogen.

Die V-Gehalte in Quinto sind stark erhöht. Während die beobachteten Immissionen an anderen Messorten meist im Bereich von 15 - 50 mg/kg sind, liegen sämtliche Messwerte des Unter- und Oberbodens in Quinto über dem Richtwert von KLOKE.

Molybdän (Mo), Mangan (Mn) und Eisen (Fe)

Tab. 6.1-3: Messungen anderer Metallgehalte in Böden entlang von Bahnstrecken

Messungen von Molybdän

Distanz-Klasse	Median mg/kg	Minimum mg/kg	Maximum mg/kg	Anzahl Werte
5 m	< 0.5	< 0.5	< 0.5	3
10 m	< 0.5	< 0.5	< 0.5	3
> 20 m	< 0.5	< 0.5	< 0.5	5

Häufige Mo-Bereiche in Schweizer Böden
(Meyer, 1991)

Standort	Häufiger Bereich	Median
Unterboden alle	0.4 - 2.4 mg/kg	1.20 mg/kg
Oberboden	LW	0.05 - 0.6 mg/kg
	SP	-
	WA	0 - 0.4 mg/kg
	SI	0 - 0.38 mg/kg
	BG	1.5 - 4.0 mg/kg

Richtwert für Mo (VSBo, 1986): 5 mg/kg

LW: Landwirtschaft SP: Spezialkulturen
BG: Belastungsgebiete SI: Siedlungen
WA: Wald

Messungen von Mangan

Distanz-Klasse	Median mg/kg	Minimum mg/kg	Maximum mg/kg	Anzahl Werte
5 m	541	343	562	3
10 m	501	436	687	3
> 20 m	442	424	539	5

Messungen von Eisen

Distanz-Klasse	Median mg/kg	Minimum mg/kg	Maximum mg/kg	Anzahl Werte
5 m	10'130	9'260	14'095	3
10 m	10'820	5'275	14'200	3
> 20 m	11'115	7'385	13'115	5

Messungen von Bodenkonzentrationen weiterer Metalle in Abhängigkeit von der Distanz zum Schienentrasse sind uns nur von Yverdon bekannt (ECONAT, 1987). An diesem Standort wurden neben den oben aufgeführten Metallen auch noch die Gehalte von Mangan, Eisen und Molybdän untersucht.

Im Fall von **Molybdän** wurden Konzentrationen gefunden, die alle unterhalb der Sensitivitätsgrenze der verwendeten Nachweismethode lagen, d.h. Konzentrationen kleiner als 0.5 mg/kg.

Für die Interpretation der Messergebnisse von **Mangan** und **Eisen** gibt es keinen Richtwert der VSBo (1986). Gesamtschweizerisch existieren keine Untersuchungen, aus denen Vergleichswerte vorliegen.

Eine Distanzabhängigkeit zum Bahngelände ist nicht festzustellen.

6.1.1 Diskussion der Schwermetallgehalte in Böden entlang von Bahnlinien

Die folgende Diskussion über die Schwermetallgehalte entlang von Bahnstrecken sowie differenzierender Einflussfaktoren richtet sich nach den Zielsetzungen von Kap. 1.2. Beim Vergleichen von Bodenproben aus verschiedenen Standorten muss mit der nötigen Sorgfalt vorgegangen werden. Die Zusammensetzung des Bodens ist von sehr vielen verschiedenen Faktoren (z.B. Landnutzung, Bodentyp, Tiefenschicht der Probe) abhängig. Es ist daher nur schwer möglich den Einfluss eines Parameters (z.B. hier der Schienenverkehr als Schadstoffquelle) auf die Bodenzusammensetzung (z.B. hier die Schwermetallgehalte) zu ermitteln. Weil auch die bisher gemessenen Schwermetallgehalte in Schweizer Böden stark variieren, muss ein Vergleich mit diesen Werten mit Zurückhaltung durchgeführt werden. Die Messergebnisse von Transekten lassen dennoch eine Tendenz der Schwermetallgehalte entlang von Eisenbahnlinien erkennen.

Eine Übersicht sämtlicher Messungen zeigt, dass im allgemeinen die Schwermetallkonzentrationen im Unter- und im Oberboden in Erstfeld, Quinto und Steinen, d.h. entlang von Strecken die seit längerer Zeit einem regen Bahnverkehr ausgesetzt sind, erhöht sind. Die registrierten Mehrimmissionen sind jedoch bescheiden, und die gemessenen Konzentrationen liegen mit wenigen Ausnahmen unter den schweizerischen Richtwerten der VSBo (1986). Ein Vergleich zeigt, dass entlang der alten und vielbefahrenen Gotthardlinie generell etwas höhere Werte gemessen werden als an den anderen Standorten. Dabei sind nicht nur die Gehalte im Nahbereich erhöht, sondern auch jene in grösseren Abständen und im Unterboden. In der Tabelle 6.1-4 werden die an den verschiedenen Standorten registrierten Schwermetallgehalte mit den häufigen Werten in Schweizer Böden verglichen.

Tab. 6.1-4 Zusammenstellung der standortspezifischen Unterschiede in den Schwermetallgehalten in Böden

	Erstfeld		Escholzmatt		Hindelbank		Möhlin		Quinto		Steinen		Yverdon	
	OB	UB	OB	UB	OB	UB	OB	UB	OB	UB	OB	UB	OB	UB
Blei	+	+	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	+	+	Δ	nb	nb
Cadmium	++	++	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	+	+	+	Δ	+	nb
Zink	++	++	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	++	+	++	Δ	nb	nb
Kupfer	++	++	Δ	Δ	+	Δ	Δ	Δ	+	+	++	Δ	+	nb
Chrom	+	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	++	++	Δ	Δ	Δ	nb
Cobalt	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	nb
Nickel	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	Δ	nb
Vanadium	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	nb

Δ : gemäss Schweizer Mittel, + : leicht erhöht, ++ : deutlich erhöht, nb: nicht bestimmt

* : kein Vergleichswert für Schweizer Mittel vorhanden, dick umrandet: Überschreitung des VSBo-Richtwertes

Am Standort **Erstfeld** sind die Metallgehalte von Cd, Zn, Cu und in einem geringeren Masse auch diejenigen von Pb erhöht. Dies könnte auf die Mehreinträge zurückzuführen sein, die entlang einer typischen Beschleunigungs- und Bremsstrecke zu erwarten sind. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass an diesem Standort die Bodentiefe mit 40 cm geringer als bei den anderen Messorten war. Die beobachteten Erhöhungen könnten auch dadurch erklärt werden, dass sich die eingetragenen Stoffe nur in einem beschränkten Bodenvolumen verteilen konnten.

Am Standort **Quinto** ist eine überdurchschnittliche Belastung durch V, Cr und Zn zu verzeichnen. Die Belastungen durch Pb und Cd sind eher bescheiden. Da entlang der kurvenreichen Strecke mit grosser

Steigung eine wesentlich stärkere Abnutzung der Schienen und der Räder zu erwarten ist, stellt sich die Frage, ob diese Einträge eventuell durch den Schienenabrieb zu erklären sind. Es müsste abgeklärt werden, ob in der Region noch andere Emittenten vorhanden sind oder ob die erhöhten Gehalte geogenen Ursprungs sind.

Am Standort **Steinen** zeigt sich ebenfalls ein ungewöhnliches Verhalten. Hier sind es speziell die Werte von Pb bei zwei Messproben, die deutlich über den schweizerischen Mittelwerten liegen, und die sogar den Richtwert der VSBo (1986) übersteigen. Inwieweit für diese Einträge eine andere, vom Schienenverkehr unabhängige, Emissionsquelle verantwortlich ist, kann im Rahmen dieser Pilotstudie nicht schlüssig beurteilt werden. Die mit steigendem Abstand zum Bahntrasse zunehmende Belastung lässt aber vermuten, dass diese Immissionen auf andere Quellen als den Schienenverkehr zurückzuführen sind. Am gleichen Standort sind auch deutlich erhöhte Einträge von Zn und Cu im Oberboden zu beobachten.

Am Standort **Yverdon**, wo die Beobachtungen nicht im Rahmen der Pilotstudie, sondern in einer unabhängigen Untersuchung durchgeführt wurden, zeigt sich bei all den untersuchten Metallen eine starke Streuung der Messresultate. Die drei Untersuchungsstellen dieses Standorts liegen alle im Bereich der Agglomeration Yverdon, sodass auch andere anthropogene Emissionen (Strassenverkehr, Industrie) für die erhöhte Variabilität verantwortlich sein könnten.

6.1.2 Distanzabhängigkeit der Schwermetallgehalte in Böden entlang von Bahnlinien

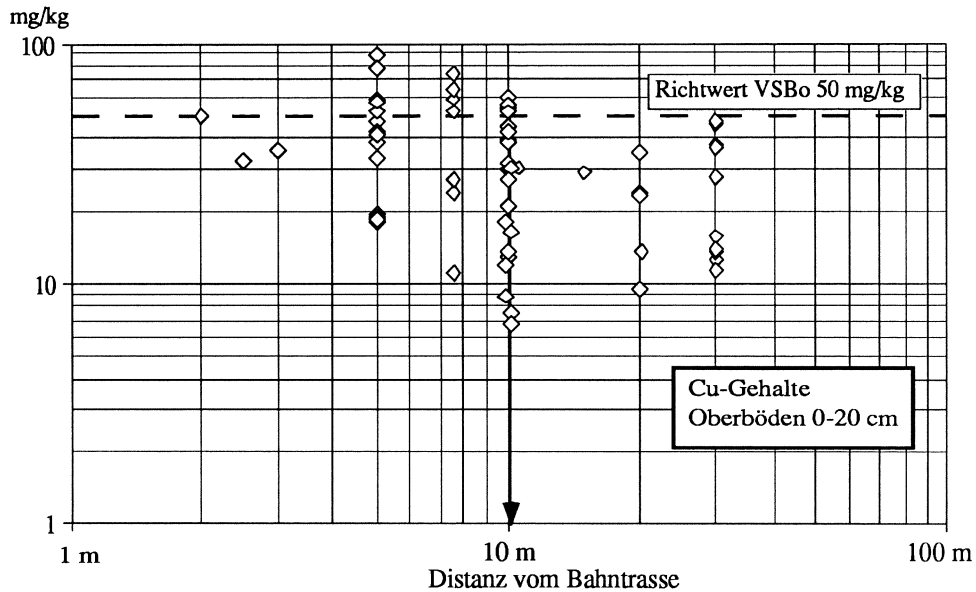
Die entlang dem Schienenstrang gemessenen Metall-Konzentrationen zeigen nicht das Verhalten, wie man es in Analogie zu den Verhältnissen entlang den Strassen erwarten könnte. Eine mehr oder weniger klare Abhängigkeit der Schwermetallgehalte von der Distanz zum Bahntrasse zeigt sich nur beim Kupfer und im im beschränkten Ausmass beim Zink. Genauere Schlüsse können jedoch erst gezogen werden, wenn die Gehalte im unmittelbaren Nahbereich (1 - 5 m) und eventuell auch noch in grösseren Entfernungen untersucht werden. Die Messungen der Schwermetallgehalte erfolgten bei der Pilotstudie nur in einem Band bis zu 30 m. Es könnte sein, dass infolge der ausgeprägten Turbulenzen bei den Durchfahrten der Züge Abriebstoffe noch weiter verfrachtet werden.

Entlang der stark frequentierten Eisenbahnstrecken konnten teilweise auch deutliche Erhöhungen der Gehalte für Pb, Cd, Zn, und Cr festgestellt werden. Eine Abhängigkeit von der Distanz zum Bahntrasse konnte jedoch nicht beobachtet werden. Eine mögliche Erklärung für diese Feststellung ist in den unterschiedlichen Turbulenzerscheinungen entlang fahrender Züge zu finden. Während und nach der Durchfahrt eines Zuges bilden sich stark ausgeprägte, seitliche Wirbelschleppen, die für eine gute Durchmischung der Luft in der Umgebung des Zuges und damit für eine gleichmässige Verteilung der emittierten Teilchen innerhalb einer wesentlich grösseren Zone sorgen. Nach der Durchfahrt des Zuges sedimentieren die relativ grossen Abriebpartikel rasch und kontaminieren den Boden und die Pflanzen innerhalb der turbulenten Mischungszone mehr oder weniger gleichmässig.

Erhöhte und vermutlich auf den Betrieb und den Unterhalt der Bahnstrecken zurückzuführende Bodenbelastungen konnten nur bei Kupfer festgestellt werden. In der doppeltlogarithmischen Darstellung lässt sich deutlich erkennen, dass die Kupfergehalte entlang von stark befahrenen Bahnstrecken in einem Band mit seitlichem Abstand bis zu 10 m erhöht sind (Pfeil) und die Richtwerte der VSBo (1986) erreichen oder leicht übersteigen können (Fig. 6.1-10).

Im Abstand von 2.5 - 7 m wurden bei etwa der Hälfte der untersuchten Bodenproben Werte registriert, die über dem Richtwert der VSBo (1986) liegen. Ab einer Distanz von 10 m wurden keine Werte mehr gemessen, die höher als jene sind, die in der Schweiz in Wäldern und in landwirtschaftlich genutzten Gebieten registriert werden.

Fig. 6.1-10: Kupfergehalte entlang der untersuchten Bahntrasse



Während die meisten Metallteilchen durch den Abrieb der Räder, Bremsen und an den Schienen entstehen, werden die Kupferpartikel vor allem durch die Reibung des Stromabnehmers an der Fahrleitung erzeugt. Die Kupferpartikel entstehen im Gegensatz zu den anderen Metallteilchen oberhalb des Zuges und somit nicht im unmittelbaren Bereich der seitlichen Wirbelschleppen. Die Durchmischung durch die vom Zug erzeugte Turbulenz dürfte deshalb für die Kupferpartikel weniger ausgeprägt sein als für die anderen Metallpartikel. Dies könnte erklären, weshalb man bei Kupfer, im Gegensatz zu den übrigen Schwermetallen, eine deutliche Distanzabhängigkeit der Oberbodengehalte feststellen kann.

6.1.3 Schwermetallgehalte in Böden um Fahrleitungsmasten

Untersuchungen der letzten Jahre haben aufgezeigt, dass in unmittelbarer Umgebung von Leitungsmasten, von Hochspannungsleitungen und von Wassertürmen zum Teil erhöhte Schwermetallimmissionen, vor allem von Blei, Zink und Cadmium auftreten können (AfU GL, 1990b; JONES & BURGESS, 1984). Schwermetalle sind in den verschiedenen Korrosionsschutzüberzügen der Masten enthalten, und diese können bei der Reinigung der Masten in den umgebenden Boden gelangen. Um abzuklären, ob analoge Probleme auch bei Fahrleitungsmasten der Eisenbahnen auftreten, wurden im Rahmen der Pilotstudie auch Bodenproben nahe bei diesen untersucht. An den Standorten Steinen, Möhlin und Escholzmatt wurden neben den normalen Transekten auch Bodenproben entlang eines Transekts auf Höhe der Fahrleitungsmasten untersucht (Fig. 6.1-11). In Fig. 6.1-12 werden die Oberbodenkonzentrationen den Werten gegenübergestellt, wie sie zwischen den Masten in den gleichen Abständen gefunden wurden. Die Darstellungen zeigen, dass für keines der untersuchten Elemente Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Co, Ni und V eine signifikante Erhöhung der Konzentration in der Nähe der Fahrleitungsmasten festgestellt werden konnte. Alle gemessenen Bodengehalte in der Nähe der Leitungsmasten stimmen, im Rahmen üblicher Schwankungsbreiten, mit den Gehalten der Vergleichsstandorten überein.

Fig. 6.1-11: Probenahmeplan entlang dem Bahntrasse

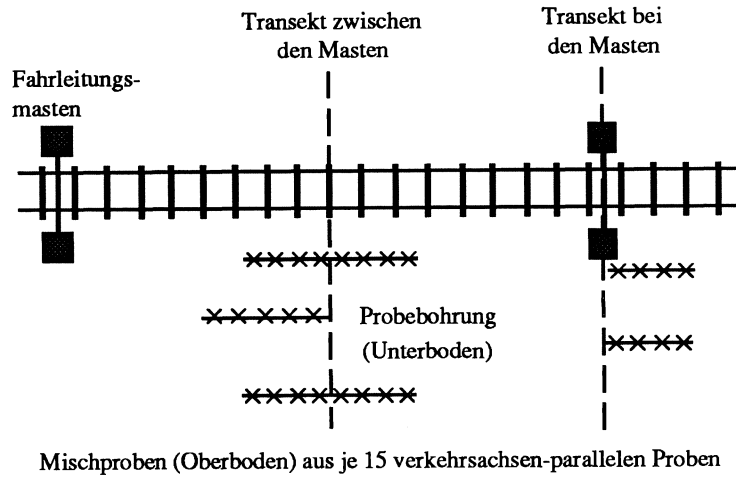


Fig. 6.1-12: Vergleich der Schwermetallgehalte in Oberböden (0 - 20 cm) der Umgebung von Fahrleitungsmasten

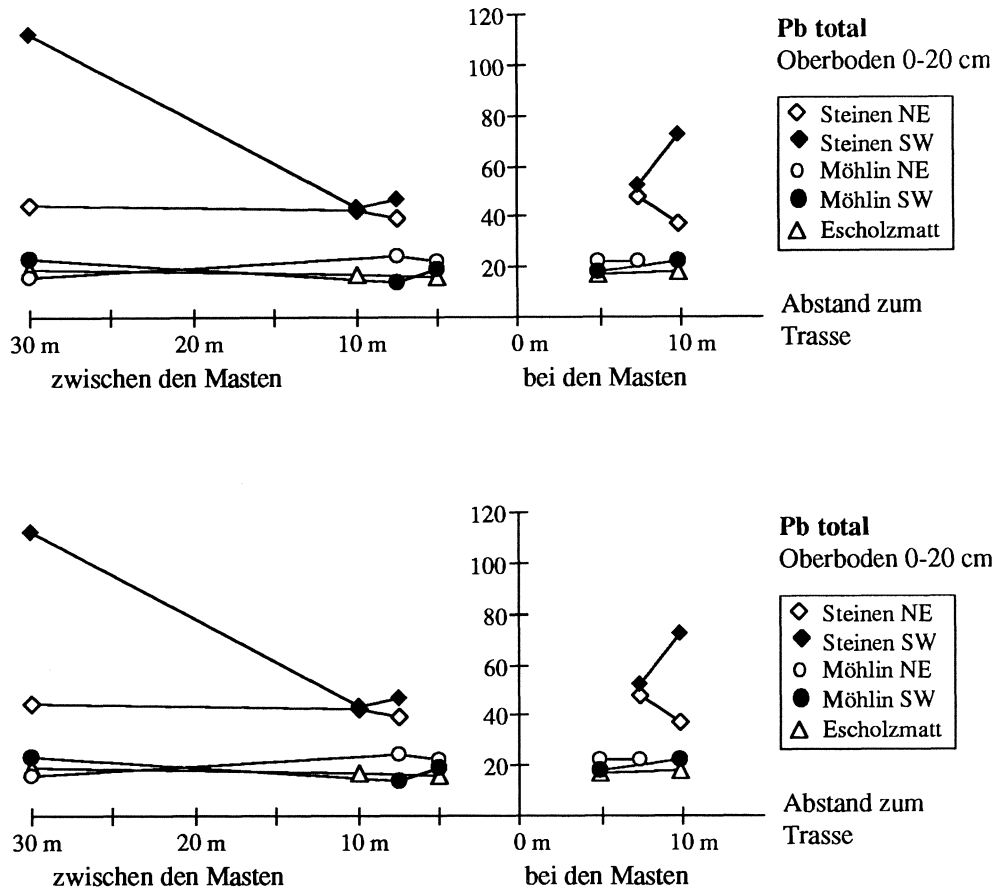


Fig. 6.1-12: Fortsetzung

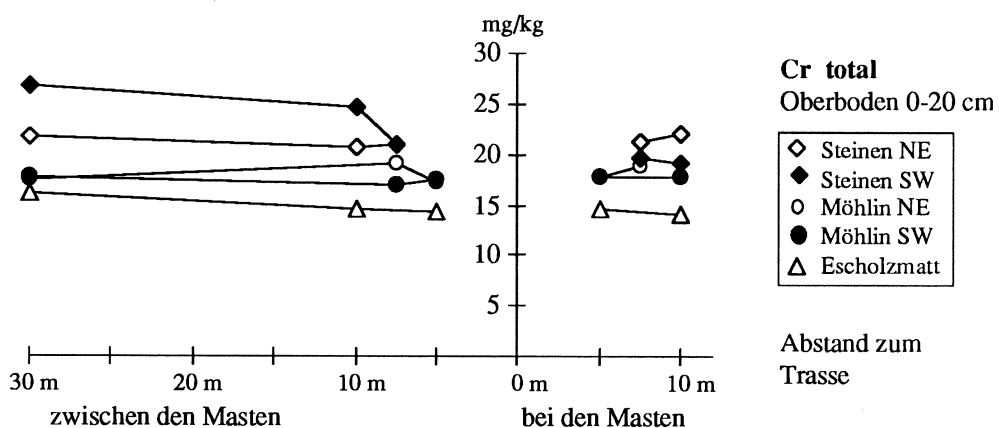
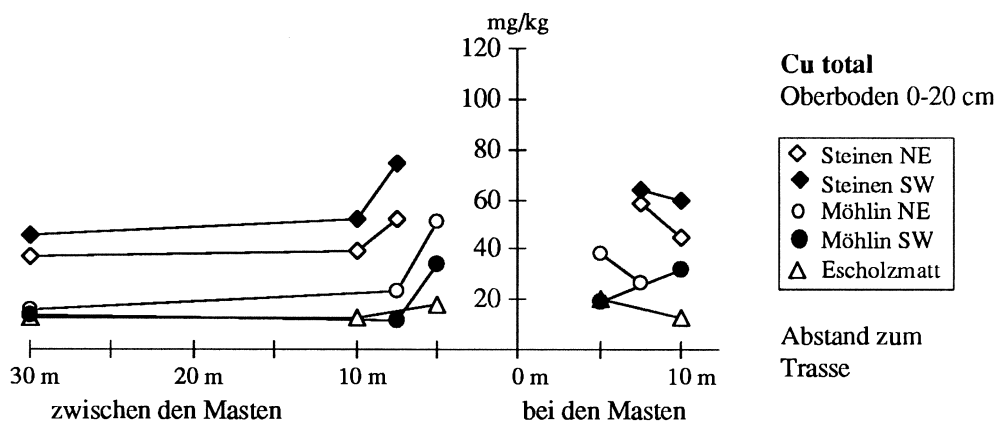
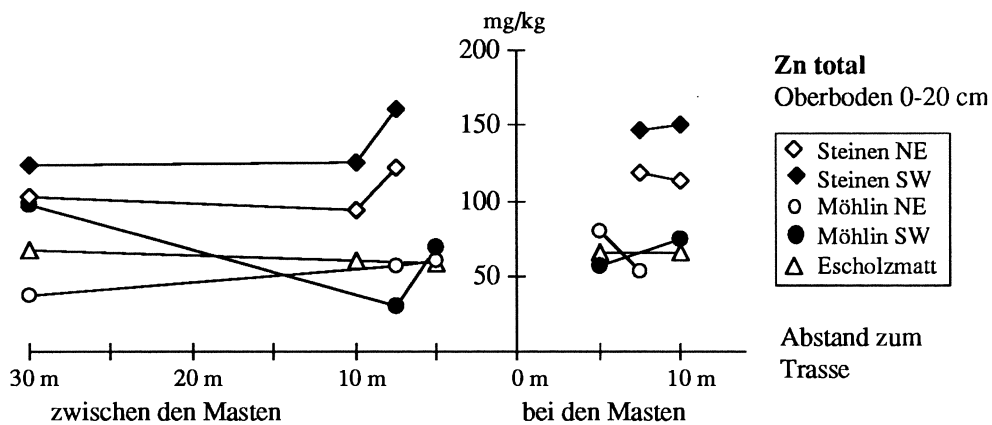
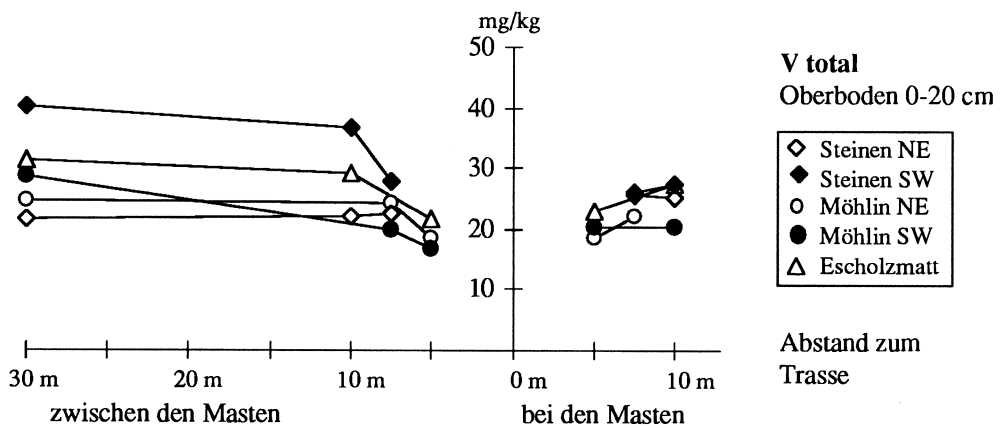
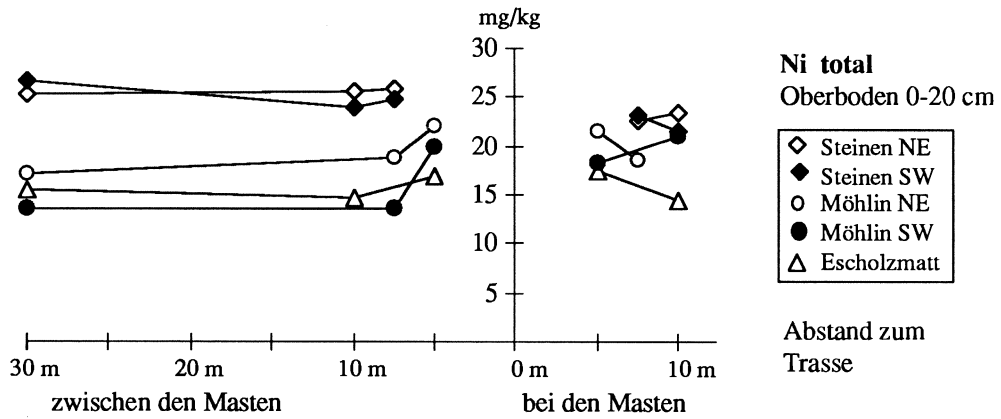
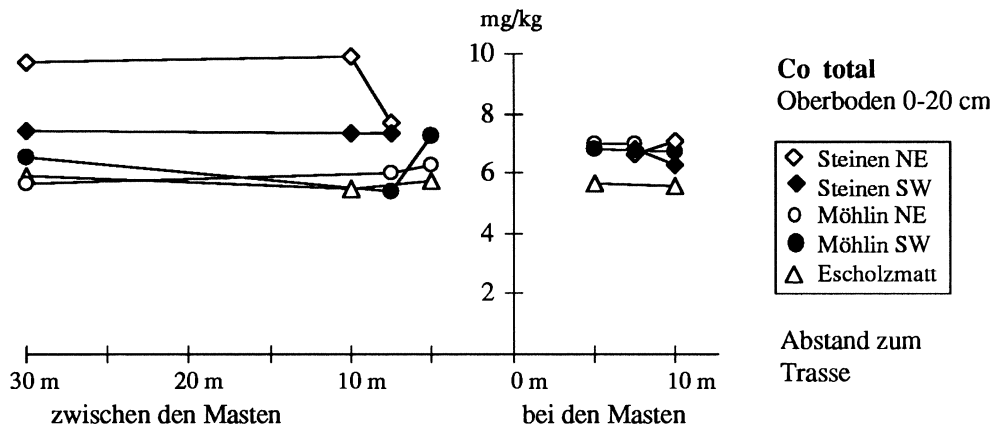


Fig. 6.1-12: Fortsetzung



6.1.4 Bodenprofile im Nahbereich von Bahnlinien

Im Rahmen eines Umweltverträglichkeitsberichts des Doppelspurausbaus der SBB-Strecke bei Mörschwil wurden an vier Orten Bodenprofile entnommen und auf ihren Gehalt an Schwermetallen und Herbiziden untersucht. Dabei stand nicht die Bestimmung einer eventuellen Belastung des Bodens durch den Schienenverkehr im Vordergrund, sondern die Abklärungen dienten der Klassifizierung des abzutragenden Materials, das bei den grösseren Böschungskorrekturen anfallen kann. An jeder Sondierstelle wurde aus einem 1 m tiefen Schlitz alle 20 cm eine Bodenprobe entnommen und auf ihren Gehalt an Blei, Cadmium, Zink und Kupfer sowie an Herbiziden und Kohlenwasserstoffen untersucht. Bei der Bestimmung der Schwermetallgehalte wurde gemäss den Vorschriften der VSBo (1986) vorgegangen. Die gefundenen Schwermetallgehalte waren sehr variabel. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick der Bandbreiten der Schwermetallgehalte in Böden verschiedener Tiefen.

Tab. 6.1-5: Schwermetallgehalte in verschiedenen Bodentiefen in einem Bahndamm (AfU SG, 1990)

Bodentiefe	Blei	Cadmium	Zink	Kupfer
0-20 cm	5 - 48 mg/kg	0.27 - 0.45 mg/kg	20 - 105 mg/kg	81 - 240 mg/kg
20-40 cm	15 - 37 mg/kg	0.16 - 0.36 mg/kg	31 - 35 mg/kg	18 - 84 mg/kg
40-60 cm	8 - 37 mg/kg	0.05 - 0.19 mg/kg	15 - 41 mg/kg	8 - 60 mg/kg
60-80 cm	7 - 18 mg/kg	0.11 - 0.2 mg/kg	11 - 47 mg/kg	5 - 20 mg/kg
80-100 cm	6 - 16 mg/kg	0.11 - 0.2 mg/kg	13 - 40 mg/kg	6 - 20 mg/kg
RW VSBo für 0 - 20 cm	50 mg/kg	0.8 mg/kg	200 mg/kg	50 mg/kg

Beim Vergleich dieser Werte mit den üblichen Gehalten in Schweizer Böden zeigt sich hier analog zu den Untersuchungen der Oberböden (FAC- und ECONAT-Studie), dass die Bodengehalte für Blei, Cadmium und Zink innerhalb des üblichen Rahmens liegen und der Richtwert der VSBo (1986) nicht überschritten wird. Die Kupfergehalte sind, den Erwartungen entsprechend, in allen Bodenniveaus erhöht und übersteigen in den oberen Schichten sogar den Richtwert.

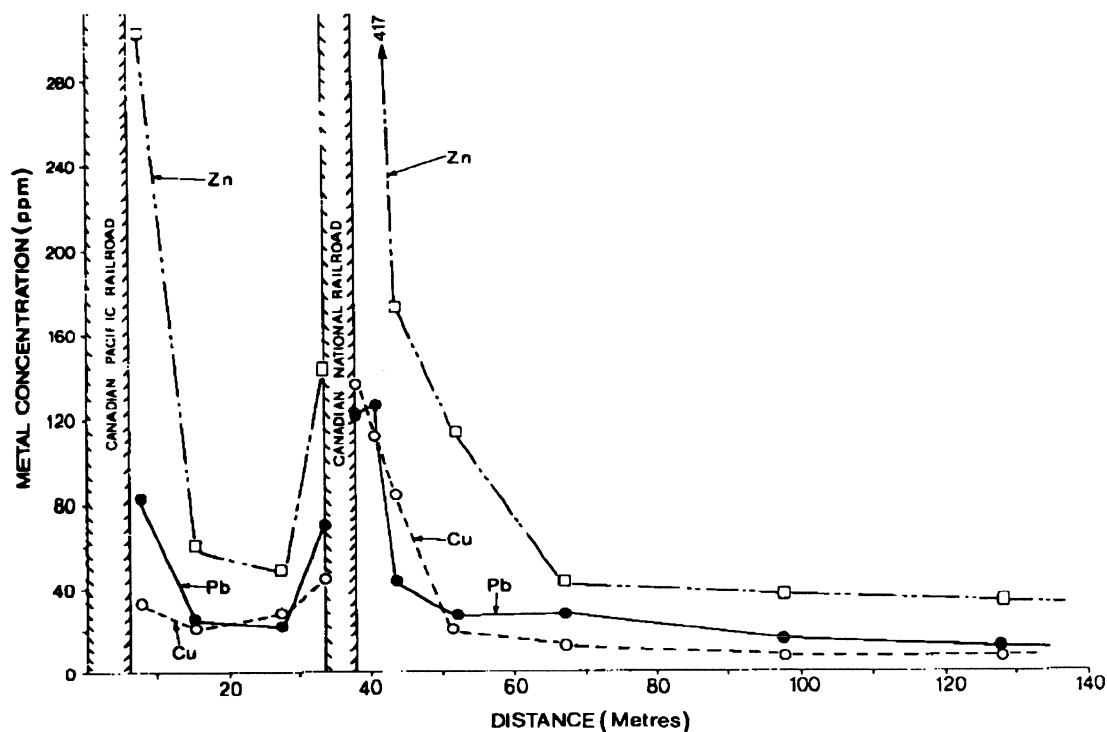
6.1.5 Schwermetallgehalte in Böden entlang von Strecken mit Diesel- und Dampftrieb

Entlang einer zur Hauptsache mit Diesel- und Dampflokomotiven betriebenen Eisenbahnstrecke in Ontario (Canada) hat NRIAGU (1978b) Bodenproben auf ihren Gehalt an Schwermetallen untersucht. Die folgende Graphik gibt Hinweise darauf, dass die Gehalte an Zn, Pb und Cu in der Nähe des Bahntrasses deutlich erhöht sind. Leider gibt der Autor keine genauen Angaben über die untersuchten Probentiefen.

Wie stark die Böden entlang von heute elektrifizierten Bahnlinien bereits früher durch den Dampf- und Dieselbetrieb vorbelastet wurden, ist ohne aufwendige Spezialuntersuchungen nicht zu entscheiden. Erhöhte Cu-Gehalte sind, wie die Messungen entlang der heutigen Bahnstrecken zeigen, vor allem in den oberen Bodenschichten zu finden, was darauf hinweist, dass die Einträge eher neueren Datums sind. Ferner sind die Belastungsverhältnisse von Zn und Cu durch den Diesel- und Dampftrieb gemäss Fig. 6.1-13 gerade umgekehrt als diejenigen, welche an den Beobachtungsstandorten der

Pilotstudie (Kap. 9.2) festgestellt wurden. Dies sind Hinweise für eine wahrscheinliche Cu-Belastung durch den elektrifizierten Bahnbetrieb.

Fig. 6.1-13: Schwermetallgehalte entlang einer Bahnstrecke mit Diesel- und Dampfbetrieb (NRIAGU, 1978b)



6.2 Schadstoffgehalte in Pflanzen

Die Daten beschränken sich auf eine Untersuchung im Auftrag der SBB (THÖNI, 1991) von Pflanzenschnittgut an drei Standorten, die in Fig. 6.1-1 eingezeichnet und in Tab. 6.2-1 näher charakterisiert sind.

Tab. 6.2-1: Untersuchungen von pflanzlichem Material

Standorte	Zugfrequenz	Pb	Cd	Zn	Cu	Cr	Co	Mo	Ni	Sn	Jahr
Thalwil (ZH)*	185 Züge/Tag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	1991
Goldenberg (ZH)**	100 Züge/Tag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	1991
Feldbach (ZH)***	100 Züge/Tag	X	X	X	X	X	X	X	X	X	1991

* Stark frequentierte Stelle, Bremsstrecke

** Wenig befahrene Strecke in Strassennähe

*** Wenig befahrene Strecke im Landwirtschaftsgebiet, Bremsstrecke

Für die nachfolgende Untersuchung wurden die oberirdischen Teile von Gräsern und Kräutern aus Mischproben von je 3 ca. 0.2 x 2 m grossen Flächen (für jede Distanz zum Bahntrasse) analysiert. Die Messresultate sind in Tab. 6.2-2 zusammengestellt.

Tab. 6.2-2: Schwermetallgehalte in Schnittgut entlang von Eisenbahnlinien (THÖNI, 1991)
(Mittelwerte von je 3 Stichproben einer Fläche von 0.2 x 2 m)

Blei	0-1 m	ca. 3 m	5-7 m
Thalwil	< 2.5 mg/kg	< 2.5 mg/kg	< 2.5 mg/kg
Goldenberg	3 mg/kg	< 2.5 mg/kg	< 2.5 mg/kg
Feldbach	< 2.5 mg/kg	< 2.5 mg/kg	< 2.5 mg/kg

Cadmium	0-1 m	ca. 3 m	5-7 m
Thalwil	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg
Goldenberg	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg
Feldbach	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg

Zink	0-1 m	ca. 3 m	5-7 m
Thalwil	27.3 mg/kg	15.3 mg/kg	16.9 mg/kg
Goldenberg	47.1 mg/kg	31.1 mg/kg	35.6 mg/kg
Feldbach	14.3 mg/kg	19.0 mg/kg	18.2 mg/kg

Nickel	0-1 m	ca. 3 m	5-7 m
Thalwil	0.41 mg/kg	0.27 mg/kg	0.54 mg/kg
Goldenberg	1.12 mg/kg	0.4 mg/kg	0.33 mg/kg
Feldbach	0.25 mg/kg	0.25 mg/kg	0.49 mg/kg

Kupfer	0-1 m	ca. 3 m	5-7 m
Thalwil	5.2 mg/kg	5.4 mg/kg	4.8 mg/kg
Goldenberg	13.5 mg/kg	11.2 mg/kg	10.8 mg/kg
Feldbach	5.5 mg/kg	6.4 mg/kg	4.5 mg/kg

Molybdän	0-1 m	ca. 3 m	5-7 m
Thalwil	1.5 mg/kg	3.37 mg/kg	1.7 mg/kg
Goldenberg	0.9 mg/kg	0.9 mg/kg	1.0 mg/kg
Feldbach	1.8 mg/kg	2.4 mg/kg	2.2 mg/kg

Zinn	0-1 m	ca. 3 m	5-7 m
Thalwil	9.9 mg/kg	6.5 mg/kg	6.9 mg/kg
Goldenberg	5.3 mg/kg	10.0 mg/kg	8.6 mg/kg
Feldbach	13.7 mg/kg	8.2 mg/kg	10.1 mg/kg

Chrom	0-1 m	ca. 3 m	5-7 m
Thalwil	< 0.6 mg/kg	< 0.5 mg/kg	< 0.6 mg/kg
Goldenberg	< 0.6 mg/kg	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg
Feldbach	< 0.5 mg/kg	< 0.6 mg/kg	< 0.5 mg/kg

Cobalt	0-1 m	ca. 3 m	5-7 m
Thalwil	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg
Goldenberg	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg
Feldbach	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg	< 0.5 mg/kg

Die Messwerte von Blei, Cadmium, Chrom und Cobalt liegen in Bereichen, in denen die Nachweisgrenze der verwendeten Methode erreicht wird. Die Gehalte dieser Schwermetalle sind sehr niedrig und stellen für die Vegetation kaum eine Belastung dar.

Vergleicht man die Werte der drei Messorte miteinander, stellt man fest, dass in Goldenberg im allgemeinen die höchsten Werte gemessen wurden. Die Proben an diesem Standort wurden an einer steil abfallenden Böschung zwischen dem SBB-Trasse und der Seestrasse entnommen. Die Vermutung liegt deshalb nahe, dass die erhöhten Werte zum Teil auch auf den zusätzlichen Einfluss des Strassenverkehrs zurückzuführen sind.

Um die erhaltenen Ergebnisse zu erhärten sind weitere Beobachtungen notwendig, vor allem auch entlang sehr stark frequentierter Bahnlinien.

7 Beurteilung und Schlussfolgerungen

Die Beurteilung der Schadstoffbelastungen durch den Verkehr erfolgt allein aufgrund bestehender Richtwerte (VSBö, 1986). Auf andere ökotoxikologische Kriterien wird nicht eingegangen.

7.1 Verkehrsbedingte Schadstoffbelastung in Böden

7.1.1 Ausmass der Belastung entlang von Strassen

Das von VOGEL et al. (1989) veranschlagte potentielle Ausmass der durch den Strassenverkehr mit Schwermetallen belasteten Fläche der Schweiz von ca. 99'000 ha (50 m Kontaminationsbereich x 19'791 km Strassennetz) bzw. 3.2 % der produktiven Landesfläche kann aufgrund der vorliegenden Ergebnisse etwas genauer abgeschätzt werden (vgl. Tabellen 7.1-1 und 7.1-2).

Tab. 7.1-1: Belastete Bereiche ab Strassenrand

	Blei	Cadmium	Zink
Systematische Überschreitung des RW	bis 8 m	bis 1 m	keine
Einzelne Überschreitungen des RW	bis 12 m	bis 6 m	bis 5 m
Feststellbare Erhöhungen der Gehalte	bis 18 m	bis 10 m	bis 10 m

Tab. 7.1-2: Ausmass der strassennahen Schwermetallbelastung in der Schweiz

	Blei	Cadmium	Zink
Systematische Überschreitung des RW	32'000 ha	4'000 ha	-
Einzelne Überschreitungen des RW	47'000 ha	24'000 ha	20'000 ha
Feststellbare Erhöhungen der Gehalte	71'000 ha	40'000 ha	40'000 ha

Die Schwermetallbelastung im Nahbereich von Strassen erscheint also aufgrund der zur Zeit verfügbaren Daten weniger ausgedehnt als ursprünglich angenommen. Über die Bodenbelastung durch organische Schadstoffe sowie das Ausmass strassenferner Belastungen durch Ferntransport können in diesem Bericht keine Aussagen gemacht werden.

7.1.2 Ausmass der Belastung entlang von Bahnstrecken

Im Bericht von VOGEL et al. (1989) ist das Ausmass der potentiellen Schwermetallbelastung durch den Schienenverkehr mit einer Fläche von ca. 13'000 ha (25 m Kontaminationsbereich x 5'130 km Schienennetz) bzw. 0.4 % der produktiven Landesfläche angegeben. Die wenigen vorliegenden Ergebnisse zeigen nur für Kupfer und Zink erhöhte Gehalte in Schienennähe. Da nur für Kupfer im Rahmen der Pilotstudie Richtwertüberschreitungen festgestellt werden konnten, wird die Abschätzung der Belastung in den Tabellen 7.1-3 und 7.1-4 auf Kupfer beschränkt.

Tab. 7.1-3: Belastete Bereiche ab Bahngeleise für Kupfer

Systematische Überschreitung des RW	bis 7 m
Einzelne Überschreitungen des RW	bis 10 m

Das gesamte Schienennetz der SBB hat eine Länge von 7'426 km, wovon jedoch nur 2'998 km regelmässig befahren werden. Davon sind 1'478 km einspurig, 1'520 km mehrspurig (SBB, 1990b). Das Streckennetz der Privatbahnen ist ca. 2'000 km lang, wovon 135 km doppelspurig (BLS) sind. Da im Rahmen der Pilotstudie Richtwertüberschreitungen nur entlang von stark frequentierten Bahnstrecken festgestellt werden konnten, sind die mit Kupfer belasteten Flächen anhand der Länge der Doppelspurstrecken abgeschätzt worden (Gesamtlänge 1'755 km).

Tab. 7.1-4: Ausmass der schienennahen Kupferbelastung

Systematische Überschreitung des RW	2'500 ha
Einzelne Überschreitungen des RW	3'500 ha

Das Ausmass der Schwermetallbelastung im Nahbereich von Bahnstrecken ist aufgrund der wenigen verfügbaren Daten wahrscheinlich geringer als angenommen. Über die Belastung durch den Ferntransport und die Kontamination durch organische Schadstoffe können aufgrund der Datenlage keine Aussagen gemacht werden.

7.2 Verkehrsbedingte Schadstoffbelastung in Pflanzen

Anders als für Böden in der VSBo (1986) gibt es für Pflanzen keine allgemein gültigen Schwellenwerte zur Beurteilung der Schadstoffbelastung. Für einzelne pflanzliche Nahrungsmittel gibt es jedoch auch in der Schweiz Schwellenwerte, die in der Tab. 7.2-1 zusammengestellt sind (aus LINDT et al., 1990).

Tab. 7.2-1: In der Schweiz geltende Schwellenwerte für Schwermetallgehalte in pflanzlichen Nahrungsmitteln (LINDT et al., 1990).

Element	Schwellenwert	Gehalt	Pflanze	Vollzugsbasis
Cadmium	"Richtwert"	0.1 mg/kg FM	Gemüse	Kreisschreiben BAG Nr. 28 vom 8. 12. 1983
"		0.05 mg/kg FM	Obst	"
"		0.1 mg/kg FM	Kartoffeln	"
"		0.1 mg/kg FM	Getreide	"
"	Toleranzwert	0.05 mg/kg FM	Zuchtpilze	FIV vom 27. 2. 1986
Kupfer	Höchstmenge	100 mg/kg FM	Spinat- und Cornichonskonserven	ZV vom 20. 1. 1982
Quecksilber	Toleranzwert	0.25 mg/kg FM	Zuchtpilze	FIV vom 27. 2. 1986
Blei	Toleranzwert	1 mg/kg FM	Gemüsekonserven	Kreisschreiben BAG vom 19. 3. 1980
Zinn	Höchstmenge	50 mg/kg FM	Spezialgemüse	ZV vom 20. 1. 1982
"	Toleranzwert	150 mg/kg FM	Obst-, Gemüse- Pilzkonserven	FIV vom 27. 2. 1986
Zink	Toleranzwert	150 mg/kg FM	Obst-, Gemüse- Pilzkonserven	"

Im folgenden wird die Belastung der Pflanzen jedoch an einem allgemeinen Vorschlag von LINDT et al. (1990) beurteilt, der in Tab. 7.2-2 dargestellt ist. Zur Beurteilung der Schadstoffgehalte in Pflanzen haben LINDT et al. (1990) verschiedene Belastungsgrade beschrieben. Als Referenzwerte wurden Normalgehalte aus unbelasteten und belasteten Gebieten ermittelt. Der Normalgehalt unbelasteter Gebiete wurde aus häufig vorkommenden Gehalten in ländlichen Gebieten ohne ersichtliche Emissionsquelle beschrieben, während der Normalgehalt belasteter Gebiete aus den häufig vorkommenden Gehalten in Agglomerationen ausserhalb des Einflussbereiches (>2 km) einer Emissionsquelle definiert wurde. Die drei Belastungsgrade wurden mit "leicht erhöht", stark erhöht" und "sehr stark erhöht" bezeichnet. Unter "leicht erhöht" sind Konzentrationen unterhalb dem Höchstwert (Grenzwert falls vorhanden) für Menschen gemeint. Pflanzen dieser Kategorie können ohne Bedenken verwertet werden. "Stark erhöht" sind Konzentrationen oberhalb des Höchstwertes für Menschen, jedoch unterhalb des maximal tolerierbaren Wertes für Tiere. Derart belastete Pflanzen sollen nur mit speziellen Vorsichtsmassnahmen als Futter verwertet werden. Pflanzen, welche in den Bereich der Kategorie "sehr stark erhöht" fallen, haben eine Schadstoffkonzentration, die oberhalb des maximal tolerierbaren Gehaltes für Tiere liegt und sollten an Tiere nicht, oder nur unter tierärztlicher Beobachtung, verfüttert werden.

Tab. 7.2-2: Vorschlag zur Beurteilung von Schadstoffen in Pflanzen (LINDT et al., 1990)

Stoff	Normalgehalte		leicht erhöht	stark erhöht	sehr stark erhöht
	unbelastet	belastet			
Arsen	bis 1.5	bis 2	2-10	10-50	über 50
Beryllium	bis 0.1	0.1-0.2	0.2-0.5	0.5-1	über 1
Blei	bis 0.5	0.5-1	1-10	10-30	über 30
Cadmium	bis 0.2	0.2-0.5	0.2-0.5	0.5-1	über 1
Chrom	bis 0.5	bis 0.5	0.5-1	1-1000	über 1000
Cobalt	bis 0.1	0.1-0.3	0.3-0.5	0.5-1	über 1
Eisen	50-150	bis 200	bis 200	200-500	über 500
Fluor	bis 5	5-20	20-30	30-100	über 100
Kupfer	bis 10	10-20	20-100 *	100-200	über 200
Mangan	bis 100	100-150	150-200	200-400	über 400
Molybdän	bis 1.5	1.5-2.5	2.5-5	5-10	über 10
Nickel	bis 2.5	2.5-5	5-10	10-50	über 50
PCBs (µg/kg)	bis 30	30-70	70-1000	1000-3000	über 3000
Quecksilber	bis 0.1	0.1-0.2	0.2-0.5	0.5-2	über 2
Selen	bis 0.05	bis 0.05	0.05-0.2	0.2-2	über 2
Schwefel (%)	bis 0.15	0.15-0.3	0.15-0.3	0.3-0.4	über 0.4
Thallium	bis 0.1	0.1-0.5	0.5-2.5	2.5-5	über 5
Vanadium	bis 10	bis 10	10-30	30-300	über 300
Zinn	0.1-3	schnell auf 2000	500-1500 ?	150 anorg. 20 org.	**
Zink	bis 50	50-100	100-150	150-250	über 250

* Unproblematisch für Menschen und Tiere ausser für Schafe, die höchstens 15 mg/kg Kupfer ertragen

** Abklärung des Einzelfalles unbedingt nötig, da die Toxizität sehr stark von der Form abhängt

Angaben in mg/kg TG

Anhaltspunkte zur Beurteilung von Schadstoffgehalten in Schnittgut, welches zur Kompostierung bestimmt ist, bieten in der Schweiz die Grenzwerte für Kompost gemäss revidiertem Anhang 4.5 (1992) der StoV (1986) und die Empfehlungen für "Kompostrohstoffe" gemäss Flugschrift Nr. 114 der FAW (1988), welche in Tab. 7.2-3 aufgelistet sind. Da mit dem Inkrafttreten der revidierten StoV (seit 1.10.1992) andere Grenzwerte gelten, wurden gemäss dem Vorschlag der FAW (1988)¹ ebenfalls die Werte für das Ausgangsmaterial für die Kompostierung neu bestimmt.

¹ Gemäss diesen Angaben sollten die Gehalte jedes einzelnen Rohstoffes vor der Kompostierung möglichst nur zwei Drittel der Grenzwerte für Schwermetalle betragen, weil sich die Schwermetalle infolge des Verlustes an organischer Substanz während des Kompostierungsprozesses aufkonzentrieren.

Tab. 7.2-3: Grenzwerte zur Beurteilung der Schwermetallgehalte in pflanzlichem Schnittgut

Schwermetalle	Grenzwert StoV (1986)*	Auswertung gemäss revidierter StoV*
Gilt für	Kompost	Rohstoffe für die Kompostierung
Pb	120 mg/kg TG	80 mg/kg TG
Cd	1 mg/kg TG	0.67 mg/kg TG
Cr	100 mg/kg TG	80 mg/kg TG
Cu	100 mg/kg TG	80 mg/kg TG
Ni	30 mg/kg TG	20 mg/kg TG
Zn	400 mg/kg TG	266.7 mg/kg TG
Hg	1 mg/kg TG	0.67 mg/kg TG

* Werte gemäss revidiertem Anhang 4.5 (1992)

Anhand dieser Schwellenwerte kann das Ausmass der Belastungen durch den Strassen- und Schienenverkehr abgeschätzt und beurteilt werden.

7.2.1 Beurteilung der Schwermetallgehalte der Pflanzen entlang von Strassen

Das Schwergewicht der Beurteilung liegt auf dem Blei, für welches auch weitaus am meisten Daten vorliegen.

Aus dem Bild der Verteilungskurve aus Fig. 5.2-3 ergibt sich für Wiesenpflanzen eine Zone von knapp 10 m beidseits der Strasse, welche nach dem Beurteilungsvorschlag von LINDT et al. (1990) als "sehr stark erhöht" eingestuft werden muss. Die Pb-Gehalte der Pflanzen steigen hier z. T. über 30 mg/kg, liegen also über dem maximal tolerierbaren Gehalt für Mensch und Tier. Bis zum Strassenabstand von ca. 40 m sind die Werte noch "stark erhöht" und liegen zwischen 10 - 30 mg/kg. Derart belastetes Futter darf Tieren nach LINDT et al. (1990) nur unter speziellen Vorsichtsmassnahmen verfüttert werden. Erst ab 40 m sinken die Werte unter 10 mg/kg, d. h. sind "leicht erhöht" und können als Tierfutter verwendet werden.

Der Vergleich mit den Grenzwerten der Tab. 7.2-3 zeigt, dass mit Ausnahme einer Wiesenprobe älteren Datums (siehe Fig. 5.2-3), alle beobachteten Werte für Pb deutlich unter dem Grenzwert der StoV (1986) und der Empfehlung von THÖNI (1991) liegen.

An den Pb-Gehalten der Gemüseproben von Fig. 5.2-4 zeigt sich, dass die Werte bis zu Distanzen von ca. 60 m von der Strasse nach dem Beurteilungsvorschlag von LINDT et al. (1990) "stark erhöht" sind. "Sehr stark erhöhte" Gehalte wurden in Fenchel, Sellerie und Rüben gemessen. Derart belastetes Gemüse darf also weder vom Mensch noch von Tieren verzehrt werden, da es über dem maximal tolerierbaren Gehalt für Menschen und Tiere liegt.

Im "sehr stark erhöhten" Bereich liegt auch bis zu einer Distanz von 10 m ein Grossteil der Pb-Gehalte der Getreideproben, welche entlang der N1 untersucht wurden. Auch in Distanzen von 100 m und mehr überschreiten die gemessenen Gehalte 10 mg/kg, sind also immer noch "stark erhöht". Die Analysenwerte entlang von Haupt- bzw. Übrige Strassen zeigen in den ersten 10 m von der Fahrbahn "stark erhöhte" Gehalte. Ab 10 m sinkt der Schwermetallgehalt unter 10 mg/kg. Solches Pflanzenmaterial gilt als "leicht erhöht" und kann ohne Bedenken verzehrt werden.

Die Pb-Gehalte der untersuchten Obstproben sind nach dem Beurteilungsvorschlag von LINDT et al. (1990) auch im unmittelbaren Strassenbereich nur "leicht erhöht". Der Richtwert für Obst des BGA (1990) mit 0.5 mg/kg FM wird in den Untersuchungen von Aprikosen bis zu Distanzen von über 50 m überschritten.

Die Pb-Belastung des an der N6 untersuchten Schilfbestandes ist nach dem Beurteilungsvorschlag von LINDT et al. (1990) im Frühling, wenn die Organe des Altschilfes mitgemessen werden, bis zu Distanzen von 200 m "sehr stark erhöht". Auch zur Kompostierung dürften die gemähten Schilfstengel und -blätter frühestens ab einer Distanz von 20 m gebraucht werden.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Belastungen der Vegetation durch Blei aus dem Fahrzeugverkehr, vor der Einführung bleifreien Benzins, beidseits von stärker frequentierten Strassen bis zu Distanzen von 10 m nach dem Beurteilungsvorschlag von LINDT et al. (1990) "sehr stark erhöht" waren. Der Belastungsgrad einer anschliessenden Zone, welche im Durchschnitt bis zu einem Fahrbahnabstand von rund 50 m reicht, kann als "stark erhöht" bezeichnet werden. Eine zusammenfassende Beurteilung der im vorliegenden Bericht ausgewerteten Resultate zeigt Tab. 7.2-4.

Tab. 7.2-4: Zusammenfassende Beurteilung der Pb-Belastung von Pflanzen an Strassen (vor der Einführung des Katalysators)

Belastung	Wiese	Fenchel, Sellerie Blätter	und Rüben Knollen	Getreide	Obst	Schilf
"sehr stark erhöht"	bis 10 m	bis 10 m	-	-	-	1-200 m
"stark erhöht"	10-40 m	10-100 m	-	1-100 m	-	?
"leicht erhöht"	40-100 m	?	bis 50 m	?	1-100 m	?

Dank der vermehrten Verwendung von bleifreiem Benzin sind die Pb-Depositionsraten und damit auch die Bleigehalte in und auf den Pflanzen zurückgegangen (vgl. Fig. 5.1-19). Es kann davon ausgegangen werden, dass die heutige Pb-Belastung gegenüber den 70er Jahren entlang von Strassen entsprechend dem Emissionsrückgang um ca. 3 mal geringer ist (vgl. Fig. 5.2-3).

Zur Cadmium-Belastung der Vegetation sind 1990 in der Schweiz Untersuchungen entlang der N4 durch das Tiefbauamt des Kt. Zug durchgeführt worden. Der höchste gemessene Wert im unmittelbaren Fahrbahnbereich betrug 0.3 mg/kg, ist also nach dem Beurteilungsvorschlag von LINDT et al. (1990) noch innerhalb des Bereiches der Normalgehalte. Die Werte sinken zwischen 5 - 10 m unter 0.1 mg/kg und liegen damit ab dieser Distanz unterhalb der "Richtwerte" für Gemüse (0.1 mg/kg) und Obst (0.5 mg/kg) des Kreisschreibens des BAG (Tab. 7.2-1). Anders sieht es bei den Cd-Gehalten in Grasproben aus, welche an vier verschiedenen stark frequentierten Strassen von LAGERWERFF & SPECHT (1970) gemessen wurden (Tab. 5.2-8). Erst in einer Distanz von 32 m liegen die gemessenen Gehalte im Normalbereich nach LINDT et al. (1990). Im Strassenabstand von 8 m sind sie dagegen noch "stark erhöht".

Die von LAGERWERFF & SPECHT (1970) gemessenen Ni- und Zn-Gehalte entlang dieser vier Strassen gehören nach LINDT et al. (1990) zu den Normalgehalten in Pflanzen.

Blei weist also nicht nur die beste Datenlage auf, es ist erwartungsgemäss auch das Schwermetall mit der grössten Belastung entlang von Strassen.

7.2.2 Beurteilung der Schwermetallgehalte entlang von Bahnstrecken

Die Beurteilung der Belastung der Vegetation durch Schwermetalle aus dem Schienenverkehr beruht auf schweizerischer Ebene auf einer einzigen Untersuchung, in welcher an drei Messstandorten im Kanton Zürich Vegetationsproben auf ihre Schwermetallgehalte hin untersucht wurden (THÖNI, 1991). Zur Beurteilung werden in Tab. 7.2-5 die gemessenen Maximalwerte und die Durchschnittswerte der Pflanzen aufgeführt.

Tab. 7.2-5: Schwermetallgehalte der Schnittgutuntersuchungen entlang von Schienen

Schwermetalle	Durchschnitt aller Stichproben	Maximalwert aller Stichproben	Beurteilung des Maximalwertes nach LINDT et al. (1990)
Pb	<2.5 mg/kg	3 mg/kg	leicht erhöht
Cd	<0.5 mg/kg	<0.5 mg/kg	
Zn	25.0 mg/kg	47.1 mg/kg	
Cr	<0.5 mg/kg	<0.5 mg/kg	
Co	<0.5 mg/kg	<0.5 mg/kg	
Cu	7.5 mg/kg	13.5 mg/kg	
Mo	1.8 mg/kg	3.4 mg/kg	leicht erhöht
Ni	0.5 mg/kg	1.1 mg/kg	
Sn	8.8 mg/kg	13.7 mg/kg	

Gemäss vorliegenden Messresultaten ist die Schwermetallbelastung von Pflanzen entlang von Schienen relativ gering. Ein Vergleich mit den Gehalten der von LINDT et al. (1990) beschriebenen Belastungskategorien der Tab. 7.2.2 zeigt, dass die im untersuchten Schnittgut gemessenen Schwermetallgehalte im Bereich der Normalgehalte belasteter Gebiete liegen oder in die Kategorie "leicht erhöht" fallen. Pflanzliche Nahrungs- oder Futtermittel mit Schadstoffbelastungen dieser Kategorien sind, nach Aussagen der Autoren, ohne Bedenken geniessbar.

Auch der Vergleich mit den Grenzwerten für Kompost und den Empfehlungen für die "Rohstoffe für die Kompostierung" (Tab. 7.2-3) zeigen, dass alle beobachteten Werte deutlich unter den Schwellenwerten liegen (StoV, 1986; FAW, 1988; THÖNI, 1991) liegen.

Um mögliche Auswirkungen auf bisher unbelastete Flächen durch Kompostdüngung abzuschätzen, können die Durchschnittswerte und die gemessenen Maximalwerte mit den Grenzwerten für Kompost und den Rohstoff für Kompost aus Tab. 7.2-3 verglichen werden. In Kap. 5.2.4 wird die Belastung von Kompost aus dem Schnittgut entlang von Strassen diskutiert. Die dort angestellten Überlegungen müssen auch bei der Beurteilung der Belastung von Bahnkompost angestellt werden.

Da die vorliegenden Bewertungen nur auf einer einmalig durchgeführten Messreihe basieren, sollten sie nicht als endgültig bewertet werden. Um die erhaltenen Ergebnisse zu erhärten, sind weitere Beobachtungen notwendig, vor allem auch entlang sehr stark frequentierter Bahnlinien.

7.3 Verkehrsbedingte Schadstoffbelastung von Tieren

Für die Beurteilung von Schwermetallgehalten bei wirbellosen Tieren fehlen Schwellenwerte. Für Fisch und Fischprodukte ist der Toleranzwert für Quecksilber in der Schweiz auf 0.5 mg/kg festgelegt (FIV, 1986). Für die übrigen Schwermetalle sind in der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (FIV, 1986) keine Toleranz- oder Richtwerte, die für Fleisch, Milch oder Fisch anwendbar sind, aufgeführt. Dagegen wurden in der BRD zur Begrenzung unerwünschter Schadstoffgehalte in Lebensmitteln für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber Richtwerte festgelegt (BGA, 1990):

Tab. 7.3-1: In Deutschland geltende Richtwerte für Pb, Cd und Hg in Milch, Fleisch und Fisch

Lebensmittel	Pb	Cd	Hg
Milch	0.03	0.005	0.01
Rindfleisch	0.25	0.10	0.03
Kalbfleisch	0.25	0.10	0.03
Rinderleber	0.50	0.30	0.10
Kalbsleber	0.50	0.30	0.10
Rinderniere	0.50	0.50	0.10
Kalbsniere	0.50	0.50	0.10

Angaben in mg/kg bzw. mg/l, bezogen auf Frischsubstanz bzw. Angebotsform

Gemäss BGA (1990) ist der Fleischgenuss bei Blei- und Cadmiumgehalten, die den zweifachen Richtwert erreichen, gesundheitlich nicht mehr unbedenklich.

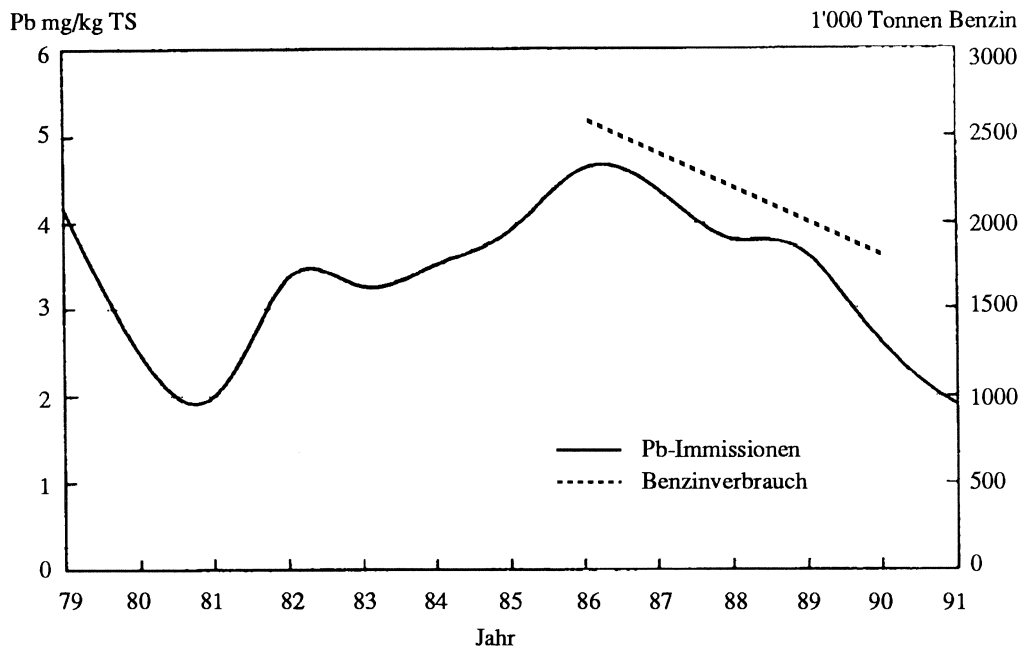
Zum Vergleich: die von ZUBER et al. (1970) in Organen von Kühen gemessenen Pb-Gehalte liegen schon nach einer Versuchsdauer von gut einem Monat über diesen Richtwerten. Die Gehalte in der Niere sind um rund das 3-fache, die der Leber um das 3 - 4-fache, die der Milch um gut das 2-fache höher. Allerdings enthielt das von ZUBER et al. (1970) verfütterte Autobahnheu 99 mg Pb/kg TS. Derartige Belastungen wurden selbst in den sechziger-siebziger Jahren, als die Pb-Emissionen am höchsten waren, nur im unmittelbaren Strassenbereich festgestellt (siehe Tab. 5.2-2). Da diese stark belasteten Zonen jedoch meist nicht landwirtschaftlich genutzt sind, und Weidetiere in der Regel nicht über eine derart lange Zeitspanne, und v. a. nicht ausschliesslich mit Autobahnheu aus dem Strassenbereich gefüttert werden, dürfen diese Resultate nicht ohne weiteres verallgemeinert werden. Die Versuchsreihe zeigt aber, wie schnell und in welchen Grössenordnungen die Pb-Anreicherung in Organen von Tieren stattfinden kann.

7.4 Mutmassliche Entwicklung der verkehrsbedingten Schadstoffbelastung

Durch die Einführung des bleifreien Benzins sind die Pb-Emissionen aus dem Verkehr immer stärker zurückgegangen. Etwas langsamer hat sich dieser Rückgang jedoch an den Transitverkehrsstrecken vollzogen, da die Nachfrage nach bleifreiem Benzin im EG-Raum in den letzten Jahren im allgemeinen schwächer war. Andererseits wird auch im EG-Raum der Katalysator ab 1995 vorgeschrieben sein. Gleichzeitig mit dem Rückgang der Pb-Emissionen sind Reduktionen der Pb-Kontamination der Vegetation entlang von Strassen zu erwarten. Dies obwohl allgemein mit einem Verkehrsanstieg zu rechnen ist. So betrug gemäss Fig. 7.4-1 die Zunahme des durchschnittlichen täglichen Verkehrs (DTV) auf

der N1 zwischen Bern und Murten von 1986 - 1990 15 %. Die Abnahme des Verbrauches von bleihaltigem Benzin belief sich in derselben Zeit auf 42 %, was sich auch in den Pb-Immissionen der Vegetation bemerkbar machte (TIEFBAUAMT BE, 1991).

Fig. 7.4-1: Pb-Immissionen an der N1 (Herbstwerte) und Verbrauch von bleihaltigem Benzin (TIEFBAUAMT BE, 1991)



Es kann erwartet werden, dass sich die Situation bezüglich Pb-Kontaminationen durch den Verkehr mit den Jahren weiter verbessert, wobei ab dem Jahr 2010 mit einem leichten Pb-Anstieg gerechnet werden muss, da sich zu diesem Zeitpunkt der Rückgang des Pb-haltigen Benzins und die Verkehrszunahme nicht mehr "aufheben". Diese Pb-Emissionen werden dann zum grössten Teil auf den Reifenabrieb zurückzuführen sein. Der Kontaminationsbereich wird sich daher im wesentlichen auf den Spritzbereich beschränken. Bleiben wird dagegen die Pb-Belastung des Bodens und damit die Gefahr der Pb-Aufnahme über die Wurzeln vor allem bei tiefen pH-Werten.

Die Einführung der Katalysatortechnik hat zu einer bereits heute deutlich messbaren Reduktion der Bleiimmissionen geführt. Dafür entstehen nun neu, allerdings in viel geringerem Ausmass, Einträge von Platingruppenelementen (PGE). Dazu aus ZEREINI et al. (1991): "Die bisherigen Untersuchungen ergaben, dass an der nördlichen Autobahnseite der Platingehalt (30 Proben) im Durchschnitt 12 µg/kg beträgt. Für Palladium liegt er bei 4 µg/kg und für Rhodium bei < 2 µg/kg. Auf der südlichen Seite (14 Proben) beträgt der Mittelwert für Platin 4 µg/kg, für Palladium und Rhodium < 2 µg/kg. Es konnte ferner festgestellt werden, dass mit zunehmender Entfernung vom Autobahnrand die Konzentrationen abnehmen. Bei einem Abstand von etwa 20 m sind sie mit dem angewandten Analyseverfahren nicht mehr nachzuweisen. Jedoch weisen Bodenproben aus einer etwa 3 m vom Autobahnrand entfernten Wasserrinne einen deutlich erhöhten Platingehalt auf. Die Ergebnisse zeigen bereits heute anormale PGE-Verteilungen und können dazu dienen, einen eventuellen weiteren Anstieg dieser Konzentrationen in Böden entlang von Autobahnen in der Zukunft zu erkennen."

Wichtig wird in Zukunft wohl die verkehrsbedingte Belastung durch organische Schadstoffe sein, deren aktuelles Ausmass und Bedeutung heute noch weitgehend unbekannt sind.

7.5 Beurteilung der Datenlage und Forschungsbedarf

Untersuchungen von WARD (1989b) haben gezeigt, dass mit einer verkehrsbedingten Erhöhung der Bodengehalte entlang von Autostrassen für die Elemente Pb, Cd, Zn, V, Ni, Cr, Mn, Co, Cu, Br, Ce und Sn gerechnet werden muss. Die Datenlage zur Beurteilung der Belastung durch diese Stoffe ist in der Schweiz sehr unterschiedlich. Entlang der Schweizer Strassen wurden nur die Bodengehalte der Elemente Pb, Cd, und Zn ausführlich untersucht.

Tab. 7.5-1: Schwermetallmessungen in Oberböden (0 bis 20 cm) entlang von Schweizer Autostrassen

Element	Anzahl Transekte	Anzahl Einzelmessungen
Pb	32	172
Cd	20	113
Zn	20	115
Cu	9	57
Mn	5	25

Vertrauenswürdige, allgemein gültige Aussagen können anhand dieser Daten nur für die Schwermetalle Pb, Cd, und Zn gemacht werden. Das Ausmass der Belastungen durch die übrigen Elemente lässt sich anhand des vorhandenen Datenmaterials nicht einschätzen.

Die Untersuchungen in der Schweiz konzentrierten sich zur Hauptsache auf die Verhältnisse entlang von Nationalstrassen und stark frequentierten Hauptstrassen. Das Ausmass der Belastungen entlang der weniger frequentierten Kantons- und Gemeindestrassen mit verschiedener Bauweise und Nutzung im Nahbereich der Strasse ist nur wenig untersucht. Bei der jetzigen Datenlage können diese Belastungen nur geschätzt werden, z.B. anhand empirischer Modelle, welche die Bodenbelastungen mit der Verkehrsfrequenz verknüpfen (WARD et al., 1974; HORAK et al., 1976 und WHEELER & ROLFE, 1979).

Ungenügend sind auch die Kenntnisse der Belastung durch organische Schadstoffe entlang von Strassen. Einzelne Arbeiten haben aufgezeigt (Kap. 5.1.2), dass die Bodengehalte verschiedener PCB und PAK in der unmittelbaren Umgebung der Strasse erhöht sind. Es zeigte sich aber auch, dass noch beträchtliche analytische und methodische Probleme bestehen. Die Variabilität der Resultate wird zusätzlich dadurch erhöht, dass einige der organischen Verbindungen nicht stabil sind, sondern sich nach der Deposition mehr oder weniger rasch abbauen. Wie schnell der Abbau erfolgt, ist je nach Stoff verschieden und hängt von einer ganzen Reihe weiterer Parameter ab (Lichteinwirkung, Temperatur, chemische Bodeneigenschaften des Bodens, bakterielle Aktivität etc.). Ohne eine verbindliche Standardisierung der Bestimmungsmethoden ist ein direkter Vergleich der organischen Schadstoffgehalte in Böden kaum möglich. Die zu überwachenden Substanzen und Substanzgruppen müssen genau spezifiziert werden.

Entlang von Eisenbahnstrecken sind dank der im Rahmen dieses Berichts von der FAC durchgeführten Pilotuntersuchungen (Kap. 9.2) erste Beurteilungen der Belastungen durch Pb, Cd, Zn, Cu, Cr, Co, Ni, V, Mo, Mn und Fe in mittleren Abständen (5 - 30 m) vom Bahngleise möglich. Diese Daten sollten durch Beobachtungen im unmittelbaren Nahbereich (0 - 5 m) sowie auch in grösseren Entfernungen ergänzt werden.

Die Anzahl der Untersuchungen zur Pb-Belastung von Pflanzen durch den Verkehr ist auf schweizerischer und weltweiter Ebene zur Beurteilung ausreichend. Ein weiterer Forschungsbedarf besteht hier, was die Distanzabhängigkeit zur Fahrbahn und Verkehrsdichte betrifft, nicht. Dennoch sollte die Situation der Pb-Belastung der Vegetation im nahen Strassenbereich hinsichtlich der Nahrungsaufnahme bei Wild und Kleinsäugetern sowie Wirbellosen im Auge behalten werden, da bleihaltige Stoffe durch diese Tiere aus dem Strassenperimeter hinausgetragen und in die Nahrungskette eingeschleust werden. Dies ist besonderes an vielbefahrenen Hauptstrassen wichtig, weil die angrenzenden Flächen oft bis an den Strassenrand bewirtschaftet werden. Mit dem Rückgang des bleihaltigen Benzins wird sich jedoch auch diese Problematik entschärfen.

Untersuchungen zu Belastungen von Pflanzen durch weitere Schwermetalle wie Cadmium, Zink und Nickel oder organischen Schadstoffe wie PAK und PCB müssen verstärkt vorangetrieben werden. Gerade bei Cadmium besteht, durch die relativ starke Abhängigkeit der Aufnahme aus dem Boden von der Bodenacidität und dem organischen C-Gehalt die Befürchtung, dass es in Wechselwirkung mit einer sauren Bodenreaktion zu einem Problem werden könnte (VOGLER & SCHMITT, 1990).

Untersuchungen über das Zusammenwirken verschiedener Schadstoffe in Böden, Pflanzen und Tieren existieren kaum. Gute Indikatoren für die Belastung der Luft durch komplexe Gemische toxischer Stoffe sind Flechten. Einerseits ermöglicht die "Kalibrierte Flechtenindikationsmethode" gesicherte Rückschlüsse auf die Gesamtbelastung der Luft, andererseits sind durch das "Passive Biomonitoring" mit einzelnen Flechtenarten, wie z. B. der Blattflechte *Hypogymnia physodes*, quantitative und qualitative Bestimmungen der einwirkenden Schadstoffe möglich (URECH et al., 1990). Die Mechanismen der Schadstoffanreicherungen in Pflanzen müssen in diesem Zusammenhang ebenfalls besser untersucht werden. Diese Studien sind u. a. zur Risikoabschätzung bei Bau und Änderung von Anlagen notwendig, um die Auswirkungen auf die Vegetation abschätzen zu können.

Planzensoziologisch steht die Frage nach der Selektion schadstofftoleranter Arten, welche in kontaminierten Zonen bevorzugt sind und folglich in einem belasteten Bestand stark dominieren können im Vordergrund. Untersuchungen zur Schwermetalltoleranz einzelner Arten wurden u. a. von BRIGGS (1972), WU & ANTONOVICS (1976) und ATKINS et al. (1982) durchgeführt. Eine Schwermetalltoleranz kann nach ERNST (1974) innerhalb weniger Jahre bis Jahrzehnte erreicht werden. Das Ausmass der Artenverschiebung in solchen Zonen ist bis heute noch nicht ausreichend erfasst worden.

Zur Vegetation entlang von Strassen gehören auch die Mikroflora (z.B. symbiontische Mykorrhizapilze) im Wurzelbereich oder an den Oberflächen der Pflanzenorgane lebende Pilze und Algen. Ob und wie sehr diese Organismen durch Emissionen aus dem Verkehr in Mitleidenschaft gezogen werden, ist noch sehr wenig erforscht. ELIAS & CROXDALE (1980) haben festgestellt, dass sich bei Verkehrsdichten von 1'000 und 10'000 Fahrzeugen pro Tag kaum noch Mikroflora auf Föhrennadeln fand, während bei einem DTV von 100 Fahrzeugen die Zusammensetzung der Mikroflora im Vergleich mit unbelasteten Nadeln kaum verändert war. Weitere Untersuchungen zur Belastung dieser Organismen sowie zum Einfluss ihrer Belastung auf die höhere Pflanze sind nötig.

Schliesslich ist mit Nachdruck darauf hinzuweisen, dass im vorliegenden Bericht nur das Ausmass verkehrsbedingter Schadstoffbelastungen in unmittelbarer Verkehrsnähe abgeschätzt wurde. Eine landesweite Abschätzung des verkehrsbedingten Schadstoffanteils, der durch Ferntransport weitab von Strassen und Bahnlinien deponiert wird, fehlt noch.

7.6 Schlussfolgerungen zur verkehrsbedingten Schadstoffbelastung

Die in diesem Bericht vorliegenden Daten und ihre Auswertung lassen folgende Schlussfolgerungen zu:

- Verkehrsbedingte Schadstoffbelastungen in Böden, Pflanzen und Tieren sowie deren Verlagerung über Nahrungsketten bis zum Menschen sind eine Realität. Teilweise werden Schwellenwerte überschritten.
- Der Grad und die räumliche Ausdehnung der Schadstoffbelastung ist stoffspezifisch und von zahlreichen weiteren Faktoren wie Emissionscharakteristik, Klima, Topographie, Vegetation und Bodeneigenschaften abhängig.
- Die Ausdehnung der verkehrsnahen Bodenbelastung durch Schwermetalle ist deutlich geringer als in einer ersten Näherung von VOGEL et. al. (1989) angenommen und kann differenziert werden. Entlang von Strassen überwiegt bei weitem die Bleibelastung gefolgt von Cadmium und Zink. Bei Bahnstrecken sind gelesenahe Flächen mit Kupfer und ansatzweise mit Zink belastet. Generell ist die Schwermetallbelastung entlang von Strassen gegenüber Bahnstrecken höher.
- Seit der Einführung von bleifreiem Benzin ab Mitte der 80er Jahre nimmt die Bleibelastung deutlich messbar ab, bleibt aber in Böden im Gegensatz zu Pflanzen und Tieren latent gespeichert und muss deshalb weiter überwacht werden.
- Aussagen über die verkehrsbedingte aktuelle Belastung durch organische Schadstoffe sind aufgrund der spärlichen Datenlage nicht möglich. Es ist jedoch anzunehmen, dass beim Strassenverkehr die Kontamination mit steigender Verkehrsdichte zunehmen wird.
- Der vorliegende Bericht erlaubt keine Beurteilung bezüglich Ausmass und Bedeutung der verkehrsfernen Schadstoffbelastung durch Ferntransport der Emissionen aus dem Strassen- und Schienenverkehr.

8 Literaturverzeichnis

- Achermann, M.: Blei in alpinen Böden im Bereich eines Entlüftungsschachtes des San Bernardino-Tunnels. Geographisches Institut Universität Zürich, 1987.
- AfU GL: Die Schwermetallkonzentration in der Nähe von Hauptverkehrsstrassen. Amt für Umweltschutz (AfU) des Kantons Glarus, 1990a. *
- AfU GL: Die Konzentration von Schwermetallen in der Nähe von Hochspannungsmasten. Amt für Umweltschutz (AfU) des Kantons Glarus, 1990b. *
- AfU GR: Analysenergebnisse der Umfahrungsstrasse Landquart. Amt für Umweltschutz (AfU) des Kantons Graubünden, 1991a. *
- AfU GR: Analysenergebnisse Hauptstrasse Selfranga. Amt für Umweltschutz (AfU) des Kantons Graubünden, 1991b. *
- AfU SG: Analysenergebnisse: Bodenuntersuchungen N13. Amt für Umweltschutz (AfU) des Kantons St. Gallen, 1990. *
- AfU SG: Ergebnisse der Bodenuntersuchungen entlang der Bahnlinie Mörschwil-Goldach (Auszug aus dem UVB, SBB), 1991. *
- AfU SO: Belastungsgebiete Boden/Schwermetalle. Amt für Umweltschutz (AfU) des Kantons Solothurn, 1990a. *
- AfU SO: Schwermetall-Bestimmung in Dieselöl. Amt für Umweltschutz (AfU) des Kantons Solothurn, 1990b. *
- AfU SO: Bodenbelastung durch Schadstoffe im Bereich der Autobahnen (*interner Bericht*). Amt für Umweltschutz (AfU) des Kantons Solothurn, 1991. *
- AfU VS: Schwermetalle in Böden. Amt für Umweltschutz (AfU) des Kantons Wallis, 1990. *
- Albert, R., Frühwirt, E. & Wiener, S.: Schadstoffbelastung entlang von Autobahnen. Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten, Strassenforschung Heft 330, Wien 1987.
- Asami, T.: Heavy metal pollution of street dusts in various cities in Japan. Konferenz (Genf): Heavy metals in the environment. CEP Consultants Ltd, Edinburgh, EH1 3QH, UK, 408-411 (1989).
- Atkins, D. P., Trueman, I. C. & Clarke, C. B.: The evolution of lead tolerance by *Festuca rubra* on a motorway verge. *Environmental pollution* 27, 233-241 (1982).
- AUE BL: Strassenschlämme Entsorgungsproblematik. Amt für Umweltschutz und Energie (AUE) des Kanton Basel-Land, 1985. *
- AUE BL: Entsorgung von Strassenwisch-Schlämmen und anderen strassenbürtigen Abfällen. Amt für Umweltschutz und Energie Kanton (AUE) des Kantons Basel-Land, 1986. *
- Bake, D.: Bestimmung der atmosphärischen Deposition an verschieden belasteten Standorten. VDI Berichte Nr. 837, 333-341 (1990).
- Baltensperger, U.: Chemische und morphologische Charakterisierung von partikelförmigen Luftfremdstoffen. Philosophische Fakultät II der Universität Zürich, 1985.

- BGA: Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. Bundesgesundheitsamt (BGA) Bundesgesundheitsblatt 5, (1990).
- Bieri, M. & Cuendet, G.: Die Regenwürmer, eine wichtige Komponente von Ökosystemen. Schweiz. Landwirt.-Fo. 28, (1989).
- Biggins, P. D. E. & Harrison, R. M.: Chemical Speciation of Lead Compounds in Street Dusts. *Environmental Science & Technology* 14, 336-339 (1980).
- Blum, W. E. H. & Wenzel, W. W.: Bodenschutzkonzeption Bodenzustandsanalyse und Konzepte für den Bodenschutz in Österreich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien 1989.
- Boutron, C. F., Görlach, U., Candelone, J.-P., Bolshov, M. A. & Delmas, R. J.: Decrease in anthropogenic lead, cadmium and zinc in Greenland snows since the late 1960s. *Nature* 353, 153-156 (1991).
- Bovay, E.: Les dépôts de plomb sur la végétation le long des auto-routes. Essai d'affouragement de vaches laitières avec du foin souillé par du plomb. *Mitteilungen aus dem Gebiete der Lebensmitteluntersuchung und Hygiene* 61, 303-321 (1970).
- Bovay, E.: Effets des polluants atmosphériques sur les végétaux. Symposium "Problèmes de l'environnement et agriculture", Bern (1971).
- Boyer, B. W. & Laitinen, H. A.: Automobile Exhaust Particulates: Properties of Environmental Significance. *Environmental Science & Technology* 9, 457-469 (1975).
- Briggs, D.: Population differentiation in *Marchantia polymorpha* L. in various lead pollution levels. *Nature* 238, 166-167 (1972).
- Burguera, J. L., Burguera, M. & Belandria, M. G.: The amounts of lead in roadside soil and some lichen species and their correlation with motor vehicles traffic volume. Konferenz (Genf): Heavy metals in the environment. CEP Consultants Ltd, Edinburgh, EH1 3QH, UK, 460-464 (1989).
- BUS: Vom Menschen verursachte Schadstoff-Emissionen in der Schweiz 1950-2010. Bundesamt für Umweltschutz (BUS), Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 76, Bern 1987.
- BUWAL: Ozon in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 101, Bern 1989.
- BUWAL: Luftbelastung 1990. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 122, Bern 1991.
- BUWAL & FAC: Wegleitung für die Probenahme und Analyse von Schadstoffen im Boden. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)/ Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrar- und Umweltchemie und Umwelthygiene (FAC), 1987.
- Chow, T. J.: Lead accumulation in roadside soil and grass. *Nature* 225, 295-6 (1970).
- Collet, P.: Verkehrsbedingte Bleikontaminationen von Kulturpflanzen in Strassennähe in Abhängigkeit von Bepflanzungen am Strassenrand. *Qual. Plant. - Pl. Fds. Hum. Nutr.* 28, 187-194 (1978).
- Contat, F., Shariat-Madari, H. & Stadelmann, F. X.: Déposition et accumulation de plomb le long de quatre secteurs autoroutiers de 1978 à 1988. 1. Evolution en fonction des années, des saisons et de la météorologie. *Schweiz. Landw. Fo.* 1/2, 29-43 (1991).
- Contreras, A. & Blanco, J. M.: Metal content of depositing particles at the beginning of the highway Gijon-Oviedo (North Spain). *The Science of the Total Environment* 93, 539-542 (1990).

- Dipartimento Economia Pubblica: Verifica del tenore in Piombo dei suoli del canton Ticino, Sezione Agricoltura, Bellinzona 1985. *
- Econat: Chemin de fer et pollution. Bureau d'études en écologie appliquée (ECONAT), Yverdon 1987. *
- Elias, R. W. & Croxdale, J.: Investigations of the deposition of lead-bearing aerosols on the surface of vegetation. *The Science of the Total Environment* 14, 265-278 (1980).
- EMPA: Schmiermittel für die Weichenschmierung. Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), EMPA-Nr. 112720, Dübendorf 1988.
- Ernst, W.: Schwermetallvegetation der Erde. Fischer Verlag, Stuttgart 1974.
- Ernst, W. H. O.: Ökologische Risiken, verursacht durch emittierte Feinstäube aus Verbrennungsmotoren; Folgerungen für die analytische Chemie. 8th Annual Symposium on the Analytical Chemistry of Pollutants, Genf, (1978).
- FAC: Strassenprofile Allschwil und Langholz. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), Bern-Liebefeld 1987a. *
- FAC: Einfluss des Salzens der Autobahn N2 auf den Ertrag benachbarter Wiesen in der Region Stans. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), Bern-Liebefeld 1987b. *
- FAC: VSBO - Ringversuch 1989. Auswertungsbericht. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), Bern-Liebefeld 1989.
- FAC: Schadstoffgehalte entlang von Bahnstrecken. Pilotstudie. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), Bern-Liebefeld 1991. *
- FAW: Wegleitung für die Anwendung von Kompost aus Garten- und Küchenabfällen und Anforderungen an die Kompostqualität-Flugschrift Nr. 114. Zeitschrift für Obst- und Weinbau 123, 1988.
- Fidora, B.: Der Bleigehalt von Pflanzen verkehrsnaher Standorte in Abhängigkeit von der Vegetationsperiode. *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* 85, 219-227 (1972).
- Fitze, P., Capaul, U., Meuli, R. & Achermann, M.: Landschaftsökologisches Forschungsprojekt "Gubrist": Ergebnisse der Beobachtungsperiode 1983-1988. Geographisches Institut der Universität Zürich, 1989.
- FIV: Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln vom 27. Februar 1986 (Stand am 1. Januar 1990). Eidg. Departement des Innern, SR 817.022.
- Flanagan, J. T., Wade, K. J., Currie, A. & Curtis, D. J.: The deposition of lead and zinc from traffic pollution on two roadside shrubs. *Environ. Pollut. (Ser. B)*, 71-78 (1980).
- Flückiger, W., Flückiger-Keller, H. & Oertli, J. J.: Der Einfluss verkehrsbedingter Luftverunreinigungen auf die Peroxydaseaktivität, das ATP-Bildungsvermögen isolierter Chloroplasten und das Längenwachstum von Mais. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 85, 41-47 (1978).
- Forbes, R. M. and Sanderson, G. C.: Lead toxicity in domestic animals and wildlife. In: Nriagu J.: *The biogeochemistry of lead in the environment*. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Ontario 1978.
- Friedlander, S. K.: *Smoke, Dust and Haze*. Wiley-Interscience-Publication, New York 1977.

- Fuhrer, J.: Chemistry of fogwater and estimated rates of occult deposition in an agricultural area of Central Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 17, 153-164 (1986).
- Gälli Purghart, B. C.: Schwermetalle auf grössenfraktioniertem Aerosol und in der Deposition: Untersuchungen an einem Höhenprofil im Kanton Bern. Philosophisch-naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Bern, 1989.
- Garber, K.: Atmospheric pollution by heavy metal containing dusts - effects on plants. Sonderheft der Landwirtschaft Forschung 25, 59-68 (1970).
- Gish, C. & Christensen, R.: Cadmium, nickel, lead and zinc in earthworms from roadside soil. *Environmental Science & Technology* 6, 1060-1062 (1973).
- Habibi, K.: Characterization of Particulate Lead in Vehicle Exhaust - Experimental Techniques. *Environmental Science & Technology* 4, 239-253 (1970).
- Habibi, K.: Characterization of Particulate Matter in Vehicle Exhaust. *Environmental Science & Technology* 7, 223-240 (1973).
- Haerter, A.: Luftkräfte auf Wände, Perrondächer und Aufbauten bei einer raschen Zugdurchfahrt. Schindler Haerter AG, Zürich 1989. *
- Hampp, R.: Bleigehalt von Blattspreiten (*Acer platanoides* L.) als Indikator für die verkehrabhängige Bleibelastung im Stadtgebiet München. Bericht der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 44, 211-220 (1973).
- Harrop, D. O., Mumby, K., Pepper, B. & Nolan, J.: Heavy metal levels in the near vicinity to roads in a north London borough. *The Science of the Total Environment* 93, 543-546 (1990).
- Hertz, J., Bucher, P., Furrer, G., Keller, L., Daniel, O. & Thöni, L.: Chemische Untersuchungen der atmosphärischen Deposition. *Forschung/Technologie* 42, 57-67 (1988).
- Hewitt, C. N. & Rashed, M. B.: The deposition of selected pollutants adjacent to a major rural highway. *Atmospheric Environment* 25A, 979-983 (1990).
- Hirschler, D. A. & Gilbert, L. F.: Nature of Lead in Automobile Exhaust Gas. *Archives of Environmental Health* 8, 297-313 (1964).
- Ho, Y. B.: The effect of Pb reduction in Petrol on the Pb content of Kerbside dust in Hong Kong. *The Science of the Total Environment* 93, 411-418 (1990).
- Hopke, P. K., Lamb, R. E. & Natusch, D. F. S.: Multielemental Characterization of Urban Roadway Dust. *Environmental Science & Technology* 14, 164-172 (1980).
- Horak, O., Rebler, R. & Schmidt, J.: Bleirückstände in Pflanzen und Böden entlang österreichischer Autostrassen. *Bodenkultur* 27, 376-384 (1976).
- Huntzicker, J. J., Friedlander, S. K. & Davidson, C. I.: Material Balance for Automobile-Emitted Lead in Los Angeles Basin. *Environmental Science & Technology* 9, 448-456 (1975).
- Impens, R., Deroanne-Bauvin, J. & Billiau, J.: La contamination plombique de l'environnement à proximité des autoroutes. *Annales de Gembloux* 79, 85-96 (1973).
- Impens, R., Delcarte, E. & Deroanne-Bauvin, J.: Monitoring of lead deposition near highways: a ten years study. *The Science of the Total Environment* 59, 257-266 (1987).
- Jaenicke, R.: Physical Characterization of Aerosols. In: *Aerosols. Research, Risk Assessment and Control Strategies*. Lewis Publishers, INC.: Michigan 1986.

- Jaus, H.: Reifenabrieb tonnenweise. Kosmos 78, 54-58 (1982).
- Jones, R. & Burgess M. S. E.: Zinc and Cadmium in Soils and Plants Near Electrical Transmission (Hydro) Towers. Environmental Science & Technology 18, 731-733 (1984).
- Jutzi, W.: Luftschadstoffe und ihre Erfassung. Ergebnisse aus dem Nationalen Forschungsprogramm 14. Verlag der Fachvereine, Zürich 1991.
- Kant. Lab. AG: Kompostqualität im Kanton Aargau. Kantonales Laboratorium (Kant. Lab.) Aargau, 1990.
- Kant. Lab. SO: Schwermetall - Bestimmung im Boden und in Löwenzahn. Kantonales Labor (Kant. Lab.) Solothurn, 1982. *
- Kant. Lab. SO: Schwermetall - Bestimmung im Boden an N2 (Raum Egerkingen). Kantonales Labor (Kant. Lab.) Solothurn, 1985. *
- Kasperowski, E. & Frank, E.: Bodenbelastung durch den Kfz-Verkehr am Beispiel der Tauernautobahn-Scheitelstrecke. VDI-Berichte 837, 197-208 (1990).
- Keller, T.: Blei als Indikator der luftfilternden Wirkung von Holzgewächsen. Allgemeine Forstzeitschrift 29, 588-589 (1974).
- Kloke, A.: Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitt. VDLUFA, 1-3 (1980).
- Kloke, A. & Riebartsch, K.: Verunreinigung von Kulturpflanzen mit Blei aus Kraftfahrzeugen. Die Naturwissenschaften 15, 367-368 (1964).
- Lagerwerff, J. V. & Specht, A. W.: Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zinc. Environmental Science & Technology 4, 583-586 (1970).
- Lahmann, E.: Schwermetallniederschläge in der Bundesrepublik Deutschland. VDI Berichte 837, 75-89 (1990).
- Lindt, T. J., Fuhrer, J. & Stadelmann, F. X.: Kriterien zur Beurteilung einiger Schadstoffgehalte von Nahrungs- und Futterpflanzen. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), Bericht Nr. 8, Bern-Liebefeld 1990.
- Little, P. & Wiffen, R. D.: Emission and deposition of lead from motor exhausts - II. Airborne concentration, particle size and deposition of lead near motorways. Atmospheric Environment 12, 1331-1341 (1977).
- Lovett, G.M., Reiners, W.A. & Olsen, R.K.: Cloud Droplet Deposition in Subalpine balsam Fir Forests: Hydrological and Chemical Inputs. Science, 218, 1303-1304 (1982).
- Maurer, R.: Die Vielfalt der Käfer- und Spinnenfauna des Wiesenbodens im Einflussbereich von Verkehrsimmissionen. Oecologia 14, 327-351 (1974).
- Meier, R.: Untersuchungen zur Bleibelastung des Urner-Reusstales. Einfluss auf die Vegetation und die Nahrungskette. Institut für Lebensmittelwissenschaften ETH Zürich, 1989.
- Meyer, K.: Die stoffliche Belastung der Böden in der Schweiz. Themenbericht des Nationalen Forschungsprogrammes "Boden". Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), Bern-Liebefeld 1991.
- Miehlich, G. & Lux, W.: Eintrag und Verfügbarkeit luftbürtiger Schwermetalle und Metalloide in Böden. VDI Berichte 837, 27-51 (1990).

- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg: Bodenschutzprogramm '86. Baden-Württemberg vom 1.12.1986 (1986).
- Motto, H. L., Daines, R. H., Chilko, D. M. & Motto, C. K.: Lead in Soils and Plants: Its Relationship to Traffic Volume and Proximity to Highways. *Environmental Science & Technology* 4, 231-238 (1970).
- Muschack, W.: Pollution of Street Run-Off by Traffic and Local Conditions. *The Science of the Total Environment* 93, 419-431 (1990).
- National Research Council: Mineral tolerance of domestic animals. National Academy of sciences, Washington 1980.
- Neftel, A., Estermann, A., Stadelmann, F. X., Fuhrer, J. & Bongard, M.: Immissionsbelastung der Landwirtschaft durch den Strassenverkehr. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), Bern-Liebefeld 1991.
- Nriagu, J. O.: Lead in soils, sediments and major rock types. In: *The biogeochemistry of lead in the environment*. Elsevier/North-Holland Biomedical Press: Amsterdam-New York-Oxford 1978.
- ORE: Beläge für Scheibenbremsen und Kompositionsbremssohlen: Entwicklung von physikalisch-mechanischen und chemisch-analytischen Testverfahren für Zulassungsverfahren und Qualitätskontrolle von Scheibenbremsbelägen. Forschungs- und Versuchsamt des Internationalen Eisenbahnverbandes (ORE), Bericht Nr. 2, Utrecht 1974a.
- ORE: Beläge für Scheibenbremsen und Kompositionsbremssohlen: Umfrage 1973 über die Verwendung von Kompositionsbremssohlen. Forschungs- und Versuchsamt des Internationalen Eisenbahnverbandes (ORE), Bericht Nr. 3, Utrecht 1974b.
- ORE: Beläge für Scheibenbremsen und Kompositionsbremssohlen: Grenzbremseleistung der Scheibenbremse. Forschungs- und Versuchsamt des Internationalen Eisenbahnverbandes (ORE), Bericht Nr. 9, Utrecht 1985.
- Osol: Ordonnance sur les polluants du sol du 9 juin 1986. Conseil fédéral suisse, RS 814.12.
- Page, A. L., Ganje, T. J. & Joshi, M. S.: Lead Quantities in Plants, Soil, and Air near Some Major Highways in Southern California. *Hilgardia* 41. 1-31 (1971).
- Pope, W., Young, R. J., Sollars, J. & Perry, R.: The distribution of selected heavy metals in a motorway environment. International Conference: Management and Control of Heavy Metal in the Environment. London 1979, CEP Consultants, Edinburgh (1979).
- Prochimie Avenches SA: Zusammensetzung des Zinkoxids. Prochimie Avenches SA, 1990. *
- PRONAT AG: Bodenuntersuchungen an der T9, Abschnitt Brig-Visp (UVB). PRONAT AG, Brig 1991. *
- Quinche, J.-P. & Curzydlo, J.: La pollution des prairies riveraines de l' autoroute Lausanne-Genève par le plomb des gaz d' échappement des véhicules automobiles. *Revue Suisse d' agriculture* 4, 196-202 (1972).
- Quinche, J. P., Zuber, R. & Bovay, E.: Les dépôts de plomb provenant des gaz d'échappement des véhicules automobiles le long des routes à forte densité de circulation. Station fédérale de Recherches agronomiques de Lausanne / Station fédérale de recherches en chimie agricole de Liebefeld-Bern, Bericht Nr. 849, Lausanne / Liebefeld-Bern 1969.
- Rameau, J. Th. L. B.: In: *Environmental Health Aspects of Lead*. Commission of European Communities, Luxembourg, pp. 189-197 (1973).

- Rolfe, G. L.: Lead distribution in tree rings. *Forest Science* 20, 283-286 (1974).
- Sandholm, H.: Asbest und seine Verwendung in Reibmaterialien. Forschungs- und Versuchsamt des Internationalen Eisenbahnverbandes (ORE), Bericht Nr. DT 153 (B 126), Utrecht 1983.
- SBB: Informationsblatt zum Schienennetz. Schweizerische Bundesbahnen (SBB, 1990).
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Hartge, K.-H. & Schwertmann, U.: Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart 1984.
- Schmidli, P.: Untersuchung zur Bleibelastung des Urner-Reusstales. Emission, Transmission und Gehalt des Bodens. Institut für Lebensmittelwissenschaft ETH Zürich, 1989.
- Schröter, W., Lautenschläger, K.-H. & Bibrack, H.: Taschenbuch der Chemie. Verlag Harri Deutsch (10. neubearbeitete Auflage), Thun und Frankfurt am Main 1983.
- Schuck, E. A. & Locke, J. K.: Relationship of Automotive Lead Particulates to Certain Consumer Crops. *Environmental Science & Technology* 4, 324-333 (1970).
- Schüpbach, E. & Jutzi, W.: Immission und Deposition. In: Schüpbach, E. & Wanner, H. (Hrsg.) Luftschadstoffe und Lufthaushalt in der Schweiz 2, 57-63 (1991).
- Setznagel, R., Trimbacher, C. & Vogel, W. R.: Schwermetalle in Waldböden, Fichtennadeln und Pilzen im Nahbereich eines Emittenten. *VDI Berichte* 837, 185-195 (1990).
- Smith, H. W.: Lead Contamination of Roadside Ecosystem. *APCA Journal* 26, 753-766 (1976).
- Sommer, G., Rosopulo, A. & Klee, J.: Die Bleikontamination von Pflanzen und Böden durch Kraftfahrzeugabgase. *Z. Pflanzenern. Bodenkde.* 130, 193-205 (1971).
- SToV: Verordnung über umweltgefährdende Stoffe vom 9. Juni 1986 (Stoffverordnung). Der Schweizerische Bundesrat, SR 814.013 (Stand 1992).
- Suchodoller, A.: Untersuchungen über den Bleigehalt von Pflanzen in der Nähe von Strassen und über die Aufnahme und Translokation von Blei durch Pflanzen. *Bericht der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft* 77, 266-308 (1967).
- Ter Haar, G. L. & Bayard, M. A.: Composition of Airborne Lead Particles. *Nature* 232, 223-234 (1973).
- Ter Haar, G. L., Lenane, D. L., Hu, J. N. & Brandt, M.: Composition, Size and Control of Automotive Exhaust Particulates. *Journal of Air Pollution Control Association* 22, 39-46 (1972).
- Thompson, R. S. & Eskridge, R. E.: Turbulent diffusion behind vehicles. *Atmospheric Environment* 21, 2091-2097 (1987).
- Thöni, L.: Schwermetallgehalte von Schnittgut entlang von Eisenbahnlinien. Forschungsstelle für Umweltbeobachtung c/o WSL, Birmensdorf 1991. *
- Tiefbauamt BE: Blei-Immissionen an der N1 zwischen Bern und Murten. Tiefbauamt des Kantons Bern, 1991. *
- Tiefbauamt GR: Schüttung Steilerbachbucht. N13 bei Sufers. Tiefbauamt des Kantons Graubünden, 1991a. *
- Tiefbauamt GR: Umfahrung Roveredo (UVP). Tiefbauamt des Kantons Graubünden, 1991b. *
- Tiefbauamt LU: Analysenblatt. Tiefbauamt des Kantons Luzern, Ebikon 1991. *

- Tiefbauamt ZG: Abfallstoffe im Strassenunterhalt. Kantonales Tiefbauamt Zug, Steinhausen 1990. *
- Tiefbauamt ZH: Westumfahrung Zürich (UVP). Tiefbauamt des Kantons Zürich, 1991. *
- TVA: Technische Verordnung über Abfälle vom 10. Dezember 1990. Der Schweizerische Bundesrat, SR 814.015.
- UBA: Verwertung von Altreifen durch Verkokken. Umweltbundesamt (UBA), Ber. 1/78, 1978.
- Urech, M., Herzig, R., Liebendörfer, L. & Ammann, K.: Biel-Klima und Luftverschmutzung einer Schweizer Stadt. Paul Haupt Verlag, Bern 1990.
- Vogel, H., Desales, A. & Häni, H.: Schwermetallgehalte in den Böden der Schweiz. Bericht Nr. 40 des Nationalen Forschungsprogrammes Boden. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (Fac), Bern-Liebefeld 1989.
- Vogler, K. & Schmitt, H. W.: Schwermetalltransfer Boden-Pflanze. Bericht Nr. 53 des Nationalen Forschungsprogrammes Boden, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (Fac), Bern-Liebefeld 1990.
- Von Känel, A.: Belastung eines Altwasser-Gebietes südlich von Bern (Kleinhöchstettenau) durch Immissionen der Autobahn N6. Universität Bern, 1977.
- Von Känel, A.: Der Bleigehalt im Röhricht eines Naturschutzgebietes entlang einer Autobahn. *Natur und Landschaft*, 53, 204-208 (1978).
- VSBo: Verordnung über Schadstoffe im Boden vom 9. Juni 1986. Schweizerischer Bundesrat, SR 814.12.
- Wade, K. J., Flanagan, J. T., Currie, A. & Curtis, J. D.: Roadside gradients of lead and zinc concentrations in surface-dwelling invertebrates. *Environmental Pollution (Series B)* 1, 87-93 (1980).
- Ward, N. I.: Lead contamination of the London orbital (M25) motorway (since its opening in 1986. Konferenz (Genf): Heavy metals in the environment, 274-278, CEP Consultants Ltd, Edinburgh (1989a).
- Ward, N. I.: Multielement contamination of British motorway environments. Konferenz (Genf): Heavy metals in the environment, 279-282, CEP Consultants Ltd, Edinburgh (1989b).
- Ward, N. I., Brooks, R. R. & Reeves, R. D.: Effect of lead from motor-vehicle exhausts on trees along a major thoroughfare in Palmerston North, New Zealand. *Environmental Pollution* 6, 149-158 (1974).
- Ward, N. I., Brooks, R. R. & Roberts, E.: Heavy-Metal Pollution from Automotive Emissions and its Effect on Roadside Soils and Pasture Species in New Zealand. *Environmental Science & Technology* 11, 917-920 (1977).
- Ward, N. I., Roberts, E. & Brooks, R. R.: Seasonal variation in the lead content of soils and pasture species adjacent to a New Zealand highway carrying medium density traffic. *Journal of Experimental Agriculture* 7, 347-351 (1979).
- Ward, N. I. & Homer, J. B.: Elemental Analysis of tree-rings by ICP-MS to evaluate sources of environmental pollution. Konferenz (Genf): Heavy metals in the environment, 448-451, CEP Consultants Ltd, Edinburgh, EH1 3QH, UK (1989).
- Wheeler, G. L. & Rolfe, G. L.: The relationship between daily traffic volume and the distribution of lead in roadside soil and vegetation. *Environ. Pollut.* 18, 265-274 (1979).

- Williamson, P. & Evans, P. R.: Lead Levels in Roadside Invertebrates and Small Mammals. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 8, 280-288 (1972).
- Wintermeyer, D. & Klockow, D.: Deposition von Säuren und Salzen in der Bundesrepublik Deutschland 1983-1987. *VDI Berichte* 837, 305-323 (1990).
- Wu, L. & Antonovics, J.: Experimental ecological genetics in *Plantago*. Lead tolerance in *Plantago lanceolata* and *Cynodon dactylon* from a roadside. *Ecology* 57, 205-208 (1976).
- Zereini, F., Zientek, C. & Urban, H.: Zur Verteilung der Platingruppenelemente (PGE) in Böden der Autobahnstrecke Frankfurt-Wiesbaden. (Zwischenbericht). Institut für Geochemie, Petrologie und Lagerstätte, Frankfurt 1991.
- Zobrist, J. & Jacques, C.: Die Probenahme atmosphärischer Depositionen, Konzepte und Geräte. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), Dübendorf 1990.
- Zuber, R., Bovay, E., Tschannen, W. & Quinche, J.-P.: Le plomb comme facteur de pollution atmosphérique et son accumulation sur les plantes croissant en bordure des artères à forte densité de circulation. *Rech. agron. Suisse* 9, 83-96 (1970).
- Zuber, R. & Bovay, E.: L'assorbimento del piombo da parte della pianta tramite la radice. Esperimenti preliminari sul problema in questione. *Schweizerische landwirtschaftliche Forschung* 11, 381-387 (1972).
- Zuber, R., Bovay, E., Luginbühl, H. R. & König, H.: Die Bleiaufnahme beim Schaf durch Fütterung mit kontaminiertem Autobahngras. *Schweizerische landwirtschaftliche Forschung* 11, 45-55 (1972).
- Zuber, R., Bovay, E. & Tschannen, W.: Das Blei aus Motorfahrzeugabgasen. Seine Akkumulation auf Pflanzen und die damit verbundenen Gefahren. *Schw. Landw. Mh.*, 249-260 (1971).
- Zuber, R., Bovay, E., König, H., Rossi, G. L. & Luginbühl, H.: Aufnahme und Akkumulation von Blei beim Schaf nach Fütterung mit kontaminiertem Autobahnheu. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.* 68, 112-125 (1977).

* Messberichte Schweiz, Rohdaten

9 Anhänge

9.1 Fragebogen zur verkehrsbedingten Schadstoffbelastung

Adresse:

Für Rückfragen Tel.:
Fax:

Datum:

Fragebogen:

Verfügen Sie über Messdaten bzw. Studien bezüglich Schadstoffbelastung des Bodens entlang von Strassen oder Schienen? ja nein

Wenn ja, könnten Sie bitte genauere Angaben darüber machen:

Thema der Studie _____

Strasse Emission
 Transmission/Verfrachtungen
 Immission/Deposition

Schiene Emission
 Transmission/Verfrachtungen
 Immission/Deposition

Untersuchte Schadstoffe?

Schwermetalle P b C d C u Z n N i

anorganische Salze NaCl Bromide

organische Verbindungen chlorierte KW/chlorinated hydrocarbons
 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons PAH

In welcher Form könnten Sie uns die Resultate zur Verfügung stellen?

- Exemplar zum Behalten
 Exemplar leihweise
 Kopie Titelblatt und Inhaltsverzeichnis
 Kopie Karteikarte

Verwendung der Resultate?

- öffentlich
 intern
 gemäss Rücksprache

Thema der Studie _____

Strasse Emission
 Transmission/Verfrachtungen
 Immission/Deposition

Schiene Emission
 Transmission/Verfrachtungen
 Immission

Untersuchte Schadstoffe?

Schwermetalle P b C d C u Z n N i

anorganische Salze NaCl Bromide

organische Verbindungen chlorierte KW/chlorinated hydrocarbons
 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons PAH

In welcher Form könnten Sie uns die Resultate zur Verfügung stellen?

- Exemplar zum Behalten
 Exemplar leihweise
 Kopie Titelblatt und Inhaltsverzeichnis
 Kopie Karteikarte

Verwendung der Resultate?

- öffentlich
 intern
 gemäss Rücksprache

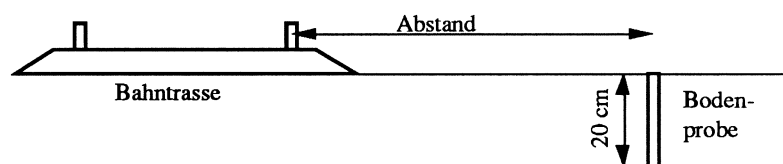
9.2 Pilotstudie SBB

Während in den letzten Jahren zahlreiche Untersuchungen über Schwermetallbelastungen entlang von Autostrassen durchgeführt wurden, sind nur vereinzelte Daten über Belastungen im unmittelbaren Bereich des Eisenbahnverkehrs verfügbar. Ein Vergleich der vom Schienenverkehr verursachten Belastungen mit denen des Strassenverkehrs war bei dieser Datenlage nicht möglich. Im Rahmen einer zusätzlichen Pilotstudie wurden deshalb an sechs verschiedenen Beobachtungsstandorten entlang von Eisenbahntrassen Bodenproben genauer untersucht. Die Untersuchungsstellen wurden entlang von Bahnstrecken gewählt, die schon längere Zeit in Betrieb sind, und einen regen Bahnverkehr aufweisen. Bei der Auswahl der Standorte wurde versucht, möglichst verschiedene Emissionscharakteristiken einzubeziehen.

Einzelne Bodenproben, im Kürzel durch Anfügen des Buchstabens M bezeichnet, wurden im Bereich der Fahrleitungsmasten aufgenommen, um so Informationen über mögliche zusätzliche Belastungen durch Korrosion und Unterhalt der Fahrleitungsmasten zu erhalten.

Methode

An jedem Standort wurden entlang von je zwei Transekten Proben des Oberbodens (0 - 20 cm) untersucht. Die Probeentnahmen wurden in Abständen im Bereich von 2.5 bis 5 m, von 10 m und von 30 m zum Eisenbahntrasse durchgeführt. Für die Bestimmungen der Schwermetallkonzentrationen wurden die Vorschriften der VSBo (1986) befolgt. In jeder Bodenprobe wurde das Bodenmaterial aus verschiedenen Einzelbohrungen auf einer Linie parallel zu den Schienen zusammengefasst. Als Abstand wurde jeweils die kürzeste Distanz der Probeentnahmestelle bis zur nächstliegenden Bahnschiene gewertet.



Als zusätzliche Referenzgrösse für den geogenen Gehalt wurde die Konzentration in den tieferen Bodenschichten mittleren Entfernung (10 - 15 m) vom Bahntrasse bestimmt. Die Bohrtiefen dieser Proben mussten jeweils den lokalen geologischen Bedingungen angepasst werden.

Zur Qualitätskontrolle der Laborresultate wurden stichprobenweise 10 Bodenproben parallel an drei verschiedene Labors geschickt. In der folgenden Tabelle sind der Konzentrationsbereich der Mittelwerte und die Extremwerte der resultierenden Vergleichbarkeit für die 10 Proben als Variationskoeffizient dargestellt.

Element	x (n=3) [mg/kg]		Variationskoeffizient (V)	
	min.	max.	min.	max.
Cu	8.2	73.4	2.9 %	8.0 %
Zn	31.7	163.9	1.1 %	8.6 %
Ni	14.3	26.7	4.6 %	16.2 %
Cr	12.1	50.0	12.9 %	35.1 %
Pb	10.5	51.1	1.3 %	57.0 %
Co	4.25	9.19	3.6 %	75.1 %
Cd	0.097	1.02	1.4 %	19.6 %
V	15.9	107.4	2.1 %	17.1 %

Resultate und statistische Masszahlen für die Qualitätskontrolle

Probe	Labor	Cu	Zn	Ni	Cr	Pb	Co	Cd	V
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Nummer 1	A	18.0	60.2	18.5	12.0	18.2	6.1	0.26	23.0
	B	17.8	58.6	16.8	14.4	15.7	5.78	0.228	21.9
	C	17.3	58.7	18.3	16	16.2	6.2	0.25	21.7
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	17.3	58.6	16.8	12	15.7	5.78	0.228	21.7
	Maximum	18.0	60.2	18.5	16.0	18.2	6.2	0.26	23.0
	x	17.7	59.2	17.9	14.1	16.7	6.03	0.246	22.2
	S	0.36	0.9	0.93	2.01	1.32	0.22	0.016	0.7
	V%	2.0	1.5	5.2	14.2	7.9	3.6	6.7	3.2
	M	17.8	58.7	18.3	14.4	16.2	6.1	0.25	21.9
Nummer 11	A	7.7	48	17.6	9.2	10.6	5.8	0.18	17.3
	B	8.9	48.2	17	13.1	10.3	5.7	0.188	19.7
	C	7.9	50.7	19.2	14.1	10.7	6.9	0.19	18.0
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	7.7	48.0	17.0	9.2	10.3	5.7	0.18	17.3
	Maximum	8.9	50.7	19.2	14.1	10.7	6.9	0.19	19.7
	x	8.2	49.0	17.9	12.1	10.5	6.13	0.186	18.3
	S	0.64	1.5	1.14	2.59	0.21	0.67	0.005	1.23
	V%	7.9	3.1	6.3	21.3	2.0	10.9	2.9	6.7
	M	7.9	48.2	17.6	13.1	10.6	5.8	0.188	18.0
Nummer 14	A	28.0	78.5	17.2	10.1	24.1	4.7	0.26	16.7
	B	29.1	79.1	16.4	16.1	21.6	4.64	0.232	16.8
	C	31.4	84.1	18.9	17.4	24.0	5.6	0.29	17.5
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	28.0	78.5	16.4	10.1	21.6	4.64	0.232	16.7
	Maximum	31.4	84.1	18.9	17.4	24.1	5.6	0.29	17.5
	x	29.5	80.6	17.5	14.5	23.2	4.98	0.261	17.0
	S	1.73	3.07	1.28	3.89	1.42	0.54	0.029	0.44
	V%	5.9	3.8	7.3	26.8	6.1	10.8	11.2	2.6
	M	29.1	79.1	17.2	16.1	24.0	4.7	0.26	16.8
Nummer 18	A	26.8	49.3	14.3	10.8	11.8	3.9	0.14	31.4
	B	27.1	49.6	13.6	17	12	4.34	0.136	31.5
	C	29.3	53.6	14.9	18.5	11.7	4.5	0.14	32.6
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	26.8	49.3	13.6	10.8	11.7	3.9	0.136	31.4
	Maximum	29.3	53.6	14.9	18.5	12.0	4.5	0.14	32.6
	x	27.7	50.8	14.3	15.4	11.8	4.25	0.139	31.8
	S	1.37	2.4	0.65	4.08	0.15	0.31	0.002	0.67
	V%	4.9	4.7	4.6	26.4	1.3	7.3	1.5	2.1
	M	27.1	49.6	14.3	17.0	11.8	4.3	0.14	31.5

Probe	Labor	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Ni mg/kg	Cr mg/kg	Pb mg/kg	Co mg/kg	Cd mg/kg	V mg/kg
Nummer 22	A	14.6	38.3	18.7	14.1	16.8	5.9	0.18	26.7
	B	15.4	37.5	17.2	17.6	15.8	5.67	0.176	24.7
	C	16.6	43.8	20.7	21.2	16.2	7.2	0.18	27.7
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	14.6	37.5	17.2	14.1	15.8	5.67	0.176	24.7
	Maximum	16.6	43.8	20.7	21.2	16.8	7.2	0.18	27.7
	x	15.5	39.9	18.9	17.6	16.3	6.26	0.179	26.4
	S	1.01	3.43	1.76	3.55	0.5	0.83	0.003	1.53
	V%	6.5	8.6	9.3	20.1	3.1	13.2	1.4	5.8
	M	15.4	38.3	18.7	17.6	16.2	5.9	0.18	26.7
Nummer 27	A	9.8	30.8	14.1	13.5	12.0	6.5	0.094	19.2
	B	11.0	29.8	13.5	16.9	13.4	5.37	0.097	20.0
	C	10.6	34.4	15.5	18.2	13.3	7.4	0.1	19.9
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	9.8	29.8	13.5	13.5	12.0	5.37	0.094	19.2
	Maximum	11	34.4	15.5	18.2	13.4	7.4	0.1	20.0
	x	10.5	31.7	14.4	16.2	12.9	6.42	0.097	19.7
	S	0.61	2.42	1.03	2.43	0.78	1.02	0.003	0.44
	V%	5.8	7.6	7.1	15	6.1	15.8	3.1	2.2
	M	10.6	30.8	14.1	16.9	13.3	6.5	0.097	19.9
Nummer 35	A	17.0	43.5	22.4	7.3	11.5	6.1	0.17	15.0
	B	18.1	43.3	19.5	14.5	11.3	7.24	0.153	19.0
	C	16.7	41.7	26.6	15.0	10.8	7.4	0.16	13.8
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	16.7	41.7	19.5	7.3	10.8	6.1	0.153	13.8
	Maximum	18.1	43.5	26.6	15.0	11.5	7.4	0.17	19.0
	x	17.3	42.8	22.8	12.3	11.2	6.91	0.161	15.9
	S	0.74	0.99	3.57	4.31	0.36	0.71	0.009	2.72
	V%	4.3	2.3	15.6	35.1	3.2	10.3	5.3	17.1
	M	17.0	43.3	22.4	14.5	11.3	7.2	0.16	15.0
Nummer 38	A	66.9	159	24.8	14.5	53	8.5	0.44	27.3
	B	74.8	161.6	24.9	21.1	47.1	7.36	0.473	28.0
	C	78.4	171.0	28.4	24.2	53.2	10.0	0.58	29.2
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	66.9	159	24.8	14.5	47.1	7.36	0.44	27.3
	Maximum	78.4	171	28.4	24.2	53.2	10.0	0.58	29.2
	x	73.4	163.9	26.0	19.9	51.1	8.62	0.498	28.2
	S	5.88	6.31	2.05	4.95	3.47	1.32	0.073	0.96
	V%	8.0	3.9	7.9	24.9	6.8	15.4	14.7	3.4
	M	74.8	161.0	24.9	21.1	53.0	8.5	0.473	28.0

Probe	Labor	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Ni mg/kg	Cr mg/kg	Pb mg/kg	Co mg/kg	Cd mg/kg	V mg/kg
Nummer 46	A	32.6	131.0	22.8	19.7	8.6	0.99	0.99	36.5
	B	34.8	135.5	20.9	29.4	33.4	8.86	0.981	41.5
	C	35.0	131.0	28.4	34.5	33.6	10.6	1.09	36.6
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	32.6	131.0	20.9	19.7	8.6	0.99	0.981	36.5
	Maximum	35.0	135.5	28.4	34.5	33.6	10.6	1.09	41.5
	x	34.1	132.5	24.0	27.9	25.2	6.82	1.02	38.2
	S	1.33	2.6	3.9	7.52	14.38	5.12	0.061	2.86
	V%	3.9	2.0	16.2	27.0	57.0	75.1	5.9	7.5
	M	34.8	131.0	22.8	29.4	33.4	8.9	0.99	36.6
Nummer 49	A	47.4	162.0	24.1	14.8	54.3	8.4	0.84	30.8
	B	51.8	173.2	23.4	28.2	47.6	8.96	0.907	34.7
	C	50.8	153.0	30.0	30.1	48.1	10.2	0.9	29.7
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	47.4	153.0	23.4	14.8	47.6	8.4	0.84	29.7
	Maximum	51.8	173.2	30.0	30.1	54.3	10.2	0.907	34.7
	x	50.0	162.7	25.8	24.4	50.0	9.19	0.882	31.7
	S	2.31	10.12	3.63	8.34	3.73	0.92	0.037	2.63
	V%	4.6	6.2	14.0	34.2	7.5	10.0	4.2	8.3
	M	50.8	162.0	24.1	28.2	48.1	9.0	0.9	30.8
Nummer 52	A	37.9	126.0	26.1	43.2	32.4	8.6	0.5	82.9
	B	38.3	122.2	24.8	50.8	27.4	7.7	0.477	77.6
	C	42.4	130.0	29.3	56.0	30.7	10.0	0.56	81.4
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	37.9	122.2	24.8	43.2	27.4	7.7	0.477	77.6
	Maximum	42.4	130.0	29.3	56.0	32.4	10.0	0.56	82.9
	x	39.5	126.1	26.7	50.0	30.2	8.77	0.512	80.6
	S	2.49	3.9	2.32	6.44	2.54	1.16	0.043	2.73
	V%	6.3	3.1	8.7	12.9	8.4	13.2	8.4	3.4
	M	38.3	126.0	26.1	50.8	30.7	8.6	0.5	81.4
Nummer 57	A	25.4	139.0	25.4	32.1	35.7	9.0	0.45	112.0
	B	27.1	141.1	24.8	57.8	33.9	8.36	0.632	107.1
	C	27.7	142.0	27.6	58.8	35.3	10.0	0.66	103.0
	n=	3	3	3	3	3	3	3	3
	Minimum	25.4	139.0	24.8	32.1	33.9	8.36	0.45	103.0
	Maximum	27.7	142.0	27.6	58.8	35.7	10.0	0.66	112.0
	x	26.7	140.7	25.9	49.6	35.0	9.12	0.581	107.4
	S	1.19	1.54	1.47	15.13	0.95	0.83	0.114	4.51
	V%	4.5	1.1	5.7	30.5	2.7	9.1	19.6	4.2
	M	27.1	141.1	25.4	57.8	35.3	9.0	0.632	107.1

Beobachtungsstandorte der Pilotstudie SBB

Gemeinde	Kürzel	Distanz in m	Tiefe in cm	Transekt Ausrichtung	Hauptwindrichtung	Nutzung	Emissionscharakterisierung
Escholzmatt	ESH 1A	5	0-20	SE	1. E	Gras	wenige GBRT
	ESH 2A	10	0-20	SE	2. NW	Gras	kleine Verkehrsfrequenz
	ESH 3A	30	0-20	SE	3. W	Gras	Anzahl Güterzüge ist klein
	ESH 4A	10	100-120	SE		Gras	Steigung klein
	ESH 1AM	5	0-20	SE		Gras	alte Linie
	ESH 2AM	10	0-20	SE		Gras	
	ESH alfa	3	0-20	SE		Gras	
	ESH 1B	5	0-20	NW		Gras	
	ESH 2B	10	0-20	NW		Gras	
	ESH 3B	30	0-20	NW		Gras	
	ESH 4B	10	100-120	NW		Gras	
	ESH beta	2.5	0-20	NW		Gras	
Hindelbank	HDB 1A	5	0-20	S	1. NE	Gras	überwiegend Personenzüge
	HDB 2A	10	0-20	S	2. W	Gras	grosse Verkehrsfrequenz
	HDB 3A	30	0-20	S		Wald	viele GBRT
	HDB 4A	10	120-140	S		Gras	Mittelland (Bevölkerung)
	HDB 2B	10	0-20	N		Acker	
	HDB 3B	30	0-20	N		Acker	
	HDB 4B	10	120-140	N		Acker	
Möhlin	MOE 1A	5	0-20	NE	1. E	Böschung	viele GBRT
	MOE 2A	7.5	0-20	NE	2. W	Böschung	Steigung klein
	MOE 3A	30	0-20	NE		Acker	Güter- und Personenzüge
	MOE 4A	20	100-120	NE		Acker	keine, resp. kleine
	MOE 1AM	5	0-20	NE		Böschung	Krümmung
	MOE 2AM	7.5	0-20	NE		Böschung	kein Anhalten
	MOE 1B	5	0-20	SW		Böschung	grosse Verkehrsfrequenz
	MOE 2B	7.5	0-20	SW		Böschung	
	MOE 3B	30	0-20	SW		Acker	Hochspannungsleitung
	MOE 4B	20	100-120	SW		Acker	
	MOE 1BM	5	0-20	SW		Böschung	
	MOE 2BM	10	0-20	SW		Böschung	
Steinen	STE 1A	7.5	0-20	NE	1. S	Böschung	viele GBRT
	STE 2A	10	0-20	NE	2. NE	Gras	Steigung klein
	STE 3A	30	0-20	NE		Gras	Güter- und Personenzüge
	STE 4A	10	60-80	NE		Gras	kein Anhalten
	STE 1AM	7.5	0-20	NE		Böschung	keine Krümmung
	STE 2AM	10	0-20	NE		Gras	
	STE 1B	7.5	0-20	SW		Böschung	
	STE 2B	10	0-20	SW		Acker	
	STE 3B	30	0-20	SW		Acker	
	STE 4B	10	100-120	SW		Acker	
		STE 1BM	7.5	0-20	SW		Böschung
	STE 2BM	10	0-20	SW		Acker	
Erstfeld	ERS 1A	5	0-20	NE	1. S	Gras	viele GBRT
	ERS 2A	10	0-20	NE		Gras	Steigung gross
	ERS 3A	20	0-20	NE		Gras	Güter- und Personenzüge
	ERS 4A	10	30-40	NE		Gras	fast alle Züge halten
	ERS 1B	5	0-20	SW		Gras	Bremsen und Beschleunigen
	ERS 2B	10	0-20	SW		Gras	
	ERS 3B	30	0-20	SW		Gras	
Quinto	QUI 1A	5	0-20	E	1. N	Gras	viele GBRT
	QUI 2A	10	0-20	E	2. S	Gras	Steigung gross
	QUI 3A	30	0-20	E		Gras	Güter- und Personenzüge
	QUI 4A	10	70-90	E		Gras	Krümmung klein
	QUI 1B	5	0-20	W		Gras	konstantes Bremsen
	QUI 2B	10	0-20	W		Gras	
	QUI 3B	30	0-20	W		Gras	
	QUI 4B	15	60-70	W		Gras	

Resultate der Pilotstudie SBB

Kürzel	Boden- art	Humus in %	pH	CaCO ₃ in %	P Tz.	Kali Tz.	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Co mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Zn mg/kg	V mg/kg
ESH 1A	IS	3.0	6.3	6.0	2.9	2.3	15.7	0.228	14.4	5.8	17.8	16.8	58.6	21.9
ESH 2A	IS	3.0	5.7	0.0	8.2	3.4	17.2	0.243	14.7	5.5	12.7	14.7	60.5	29.2
ESH 3A	IS	3.0	5.5	0.0	7.8	3.0	18.8	0.233	16.1	5.9	12.4	15.4	66.8	31.6
ESH 4A	IS	0.0	6.2	0.0	2.5	2.3	8.7	0.143	11.1	4.9	7.5	15.3	38.8	15.0
ESH 1AM	IS	3.0	6.7	4.0	7.2	5.3	16.8	0.263	14.6	5.7	19.6	17.4	64.5	23.0
ESH 2AM	IS	3.0	5.6	0.0	6.7	3.2	17.4	0.254	14.2	5.6	12.8	14.5	65.2	27.4
ESH alfa	S	1.5	7.4	16.2	3.4	3.5	15.8	0.254	16.9	5.2	35.5	16.6	55.9	22.2
ESH 1B	sL	3.0	5.7	0.0	5.0	1.9	18.1	0.264	13.0	5.4	19.1	14.7	65.7	20.0
ESH 2B	sL	3.0	5.4	0.0	9.2	2.5	17.3	0.237	12.5	5.3	13.6	14.3	62.1	20.9
ESH 3B	sL	3.0	5.4	0.0	6.9	2.3	19.0	0.255	13.1	5.6	11.3	14.6	62.5	21.4
ESH 4B	T	0.0	6.1	0.0	1.7	0.5	10.3	0.188	13.1	5.7	8.9	17.0	48.2	19.7
ESH beta	S	1.5	7.4	18.0	5.4	2.5	19.0	0.247	13.6	5.3	32.5	14.4	62.3	22.4
HDB 1A	sL	3.0	7.4	4.0	8.4	8.0	27.5	0.261	15.8	5.1	46.8	18.4	74.0	15.1
HDB 2A	sL	3.0	6.7	0.0	40.1	15.1	21.6	0.232	16.1	4.6	29.1	16.4	79.1	16.8
HDB 3A	sL	5.0	4.2	0.0	2.7	0.9	25.5	0.073	12.6	2.7	13.6	12.0	28.7	13.4
HDB 4A	IT	0.0	7.1	2.1	3.0	1.1	11.5	0.138	13.9	5.1	11.9	17.7	35.1	13.4
HDB 2B	sL	2.0	6	0.0	40.4	6.7	11.7	0.156	16.7	4.2	31.4	13.6	59.5	28.9
HDB 3B	sL	2.0	5.6	0.0	32.3	4.4	12.0	0.136	17.0	4.3	27.1	13.6	49.6	31.5
HDB 4B	S	0.0	6.4	0.0	2.2	3.2	6.0	0.083	10.2	3.5	6.8	14.0	20.4	9.4
MOE 1A	U	2.0	7.5	7.1	5.7	4.3	21.8	0.305	17.4	6.3	51.3	22.2	59.6	18.4
MOE 2A	U	2.0	6.9	1.9	3.7	5.7	23.8	0.237	19.2	6.0	23.7	18.9	55.9	24.5
MOE 3A	U	2.0	6.3	0.0	6.0	3.9	15.8	0.176	17.6	5.7	15.4	17.2	37.5	24.7
MOE 4A	U	0.0	6.5	0.0	2.0	0.7	11.4	0.142	18.5	7.9	13.3	29.9	38.8	17.6
MOE 1AM	U	2.0	7.5	14.8	4.2	2.6	22.6	0.258	17.9	7.0	38.1	21.6	79.3	18.7
MOE 2AM	U	2.0	6.5	0.0	6.5	4.5	22.0	0.248	19.0	7.0	26.7	18.6	53.3	22.0
MOE 1B	IU	2.0	7.4	2.9	3.6	2.8	18.7	0.237	17.5	7.3	33.5	19.8	68.7	16.6
MOE 2B	IU	2.0	6.9	0.0	1.9	2.2	13.4	0.097	16.9	5.4	11.0	13.5	29.8	20.0
MOE 3B	IU	2.0	6.5	0.0	13.9	2.8	23.6	0.323	17.7	6.6	13.7	13.7	97.0	29.0
MOE 4B	IU	0.0	6.3	0.0	1.8	0.5	11.1	0.127	17.1	7.1	9.6	18.1	36.7	16.6
MOE 1BM	IU	2.0	7	1.0	4.2	2.2	18.3	0.254	17.9	6.8	18.4	18.2	57.1	20.4
MOE 2BM	IU	2.0	7.7	13.8	3.3	2.9	22.1	0.250	17.9	6.8	31.9	21.0	74.0	20.3
STE 1A	tL	3.0	6.1	0.0	5.0	3.0	39.4	0.436	21.0	7.7	52.0	25.8	123.2	22.6
STE 2A	tL	3.0	6	0.0	4.1	4.5	42.3	0.386	20.7	9.9	39.0	25.6	93.8	22.0
STE 3A	tL	3.0	5.9	0.0	3.2	1.9	44.6	0.355	21.9	9.8	37.2	25.4	102.3	21.8
STE 4A	sL	0.5	7.5	26.6	1.2	1.4	11.3	0.153	14.5	7.2	18.1	19.5	43.3	19.0
STE 1AM	tL	3.0	7.4	8.6	9.7	11.9	47.7	0.419	21.4	6.6	58.5	22.7	118.8	25.5
STE 2AM	tL	3.0	6.2	0.0	11.4	8.4	36.9	0.334	22.0	7.1	44.4	23.4	112.9	25.4
STE 1B	IT	2.0	6.7	0.9	23.2	8.5	47.1	0.474	21.1	7.4	74.8	24.9	161.6	28.0
STE 2B	IT	2.0	6.4	0.0	17.5	3.0	43.5	0.384	24.8	7.4	52.2	24.0	126.7	36.8
STE 3B	IT	2.0	7	0.6	21.2	2.7	113.3	0.402	26.8	7.4	45.9	26.7	123.9	40.5
STE 4B	sL	0.0	8.1	26.0	2.8	1.6	10.9	0.155	13.1	6.3	16.4	18.2	46.0	19.0
STE 1BM	IT	2.0	7.3	16.2	29.5	9.8	51.9	0.486	19.7	6.8	64.3	23.2	148.1	26.0
STE 2BM	IT	2.0	7.3	21.0	10.1	5.3	72.0	0.579	19.1	6.3	60.0	21.5	150.3	27.3
ERS 1A	sL	3.0	7.4	17.8	7.1	3.7	61.7	1.167	46.0	11.5	87.6	29.0	173.3	48.1
ERS 2A	sL	3.0	7.4	12.2	9.5	2.3	38.0	1.045	35.1	10.4	55.7	26.7	168.0	45.4
ERS 3A	sL	3.0	7.4	16.4	13.0	3.8	33.4	0.981	29.4	8.9	34.8	20.9	135.5	41.5
ERS 4A	sL	1.0	7.8	32.2	3.0	0.7	22.4	0.745	29.3	8.2	30.3	19.8	119.0	44.1
ERS 1B	sL	3.0	7.5	28.4	5.6	4.0	39.4	0.831	29.3	9.1	78.4	25.0	158.6	37.3
ERS 2B	sL	3.0	7.4	27.0	8.5	4.8	47.6	0.907	28.2	9.0	51.8	23.4	173.2	34.7
ERS 3B	sL	3.0	7.2	13.0	9.1	3.7	51.2	0.907	29.7	9.7	46.9	25.5	192.8	38.6
QUI 1A	IS	3.0	6.5	0.1	2.7	2.5	37.7	0.550	50.7	8.6	58.3	26.3	144.9	75.2
QUI 2A	IS	3.0	7	0.1	4.8	2.5	27.4	0.477	50.8	7.7	38.3	24.8	122.2	77.6
QUI 3A	IS	3.0	6.5	0.0	3.9	1.8	26.4	0.601	51.4	9.2	36.2	27.1	135.2	80.1
QUI 4A	IS	0.5	7.7	3.4	1.5	1.0	13.5	0.330	44.7	7.8	30.0	24.0	82.3	68.7
QUI 1B	IS	3.0	7.1	0.1	2.3	3.3	36.8	0.654	49.0	8.1	42.7	24.8	149.0	66.7
QUI 2B	IS	3.0	6.4	0.0	2.5	1.6	30.2	0.582	55.8	8.2	31.9	24.8	134.7	100.5
QUI 3B	IS	3.0	6.4	0.0	3.4	3.5	33.9	0.632	57.8	8.4	27.1	24.8	141.1	107.1
QUI 4B	IS	0.5	7.3	2.0	1.3	0.6	15.9	0.250	49.2	6.8	28.3	22.6	77.2	73.1

9.3 Lesehilfe zu den Box- und Whisker Plots

