

Wirkungen von Emissionen des Kfz-Verkehrs auf Pflanzen und die Umwelt – Literaturstudie –



IMPRESSUM

Herausgeber	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 76157 Karlsruhe · Postfach 210752 http://www.lfuka.um.bwl.de
ISSN	0949-0477 (Bd. 1, 1999)
Bearbeitung	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Abt. 2 – Grundsatz Ökologie Dr. Alexander Breitenstein, Thomas Mayer, Kay Rahtkens, Dr. Hans-Peter Straub, Dr. Theo Karl von der Trenck, Dr. Rosemarie Umlauff-Zimmermann Dr. Reinhard Kostka-Rick Büro „Biologisch überwachen und bewerten“ 70771 Leinfelden-Echterdingen
Redaktion	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Abteilung 2 - Grundsatz Ökologie Dr. Alexander Breitenstein, Dr. Rosemarie Umlauff-Zimmermann
Umschlaggestaltung	Stephan May · Grafik-Design, 76227 Karlsruhe Jutta Ruloff · Diplom-Designerin, 76275 Ettlingen
Druck	Texdat-Service gem. GmbH, 69469 Weinheim
Umwelthinweis	gedruckt auf Recyclingpapier
Preis	30.- DM (15,34 Euro)

Nachdruck - auch auszugsweise - nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

1	Einleitung	5
1.1	<i>Auftrag für Literaturstudie, Stoffauswahl und Literaturquellen</i>	5
1.2	<i>Wirkungen von Kfz-Emissionen auf Pflanzen und Umwelt</i>	5
1.3	<i>Emissionen des Straßenverkehrs in Baden-Württemberg</i>	5
2	Ozon (O₃)	5
2.1	<i>Zusammenfassung</i>	5
2.2	<i>Chemie, Emission von Vorläufersubstanzen, Immission und Trend</i>	5
2.2.1	Chemie	5
2.2.2	Emission von Vorläufersubstanzen	5
2.2.3	Immission	5
2.2.4	Trend	5
2.3	<i>Wirkungen</i>	5
2.3.1	Humantoxikologische Wirkungen	5
2.3.2	Wirkungen auf Tiere	5
2.3.3	Wirkungen auf Pflanzen	5
3	Stickoxide (NO, NO₂, NO_x)	5
3.1	<i>Zusammenfassung</i>	5
3.2	<i>Stickstoffkreislauf</i>	5
3.3	<i>Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend</i>	5
3.3.1	Chemie	5
3.3.2	Emission	5
3.3.3	Immission	5
3.3.4	Deposition	5
3.3.5	Trend	5
3.4	<i>Wirkungen</i>	5
3.4.1	Humantoxizität	5
3.4.2	Wirkungen auf Tiere	5
3.4.3	Wirkungen auf Pflanzen	5
4	Schwefeldioxid (SO₂)	5
4.1	<i>Zusammenfassung</i>	5
4.2	<i>Emission, Immission, Deposition und Trend</i>	5
4.2.1	Emission	5
4.2.2	Immission	5
4.2.3	Deposition	5
4.2.4	Trend	5
4.3	<i>Wirkungen</i>	5
4.3.1	Humantoxizität	5
4.3.2	Wirkungen auf Pflanzen	5

5	Aldehyde (Formaldehyd, Acrolein)	5
5.1	<i>Zusammenfassung</i>	5
5.2	<i>Chemie, Emission und Immission</i>	5
5.2.1	Chemie	5
5.2.2	Emission	5
5.2.3	Immission	5
5.3	<i>Wirkungen</i>	5
5.3.1	Humantoxizität	5
5.3.2	Wirkungen auf Pflanzen	5
6	Kohlenmonoxid (CO)	5
6.1	<i>Zusammenfassung</i>	5
6.2	<i>Chemie, Emission, Immission und Trend</i>	5
6.2.1	Chemie	5
6.2.2	Emission	5
6.2.3	Immission	5
6.2.4	Trend	5
6.3	<i>Wirkungen</i>	5
6.3.1	Humantoxizität	5
6.3.2	Wirkungen auf Pflanzen	5
7	BTEX-Aromaten (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole)	5
7.1	<i>Zusammenfassung</i>	5
7.2	<i>Chemie, Emission, Immission und Trend</i>	5
7.2.1	Chemie	5
7.2.2	Emission	5
7.2.3	Immission	5
7.2.4	Trend	5
7.3	<i>Wirkungen</i>	5
7.3.1	Humantoxizität	5
7.3.2	Wirkungen auf Tiere	5
7.3.3	Wirkungen auf Pflanzen	5
8	Ethylen (Ethen)	5
8.1	<i>Zusammenfassung</i>	5
8.2	<i>Chemie, Emission und Immission</i>	5
8.2.1	Chemie	5
8.2.2	Emission	5
8.2.3	Immission	5
8.3	<i>Wirkungen</i>	5
8.3.1	Wirkungen auf Menschen und Tiere	5
8.3.2	Wirkungen auf Pflanzen	5

9 Partikuläre Emissionen (Feinstaub, Dieselruß)	5
9.1 Zusammenfassung	5
9.2 Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend	5
9.2.1 Chemie	5
9.2.2 Emission	5
9.2.3 Immission	5
9.2.4 Deposition	5
9.2.5 Trend	5
9.3 Wirkungen	5
9.3.1 Humantoxizität	5
9.3.2 Wirkungen auf Pflanzen	5
10 Cadmium (Cd)	5
10.1 Zusammenfassung	5
10.2 Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend	5
10.2.1 Chemie	5
10.2.2 Emission	5
10.2.3 Immission	5
10.2.4 Deposition	5
10.2.5 Trend	5
10.3 Wirkungen	5
10.3.1 Humantoxizität	5
10.3.2 Wirkungen auf Tiere	5
10.3.3 Wirkungen auf Pflanzen	5
11 Blei (Pb)	5
11.1 Zusammenfassung	5
11.2 Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend	5
11.2.1 Chemie	5
11.2.2 Emission	5
11.2.3 Immission	5
11.2.4 Deposition	5
11.2.5 Trend	5
11.3 Wirkungen	5
11.3.1 Humantoxizität	5
11.3.2 Wirkungen auf Tiere	5
11.3.3 Wirkungen auf Pflanzen	5
12 Platin (Pt)	5
12.1 Zusammenfassung	5
12.2 Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend	5
12.2.1 Chemie	5
12.2.2 Emission	5
12.2.3 Immission	5
12.2.4 Deposition	5
12.2.5 Trend	5

12.3	<i>Wirkungen</i>	5
12.3.1	Humantoxizität	5
12.3.2	Wirkungen auf Pflanzen	5
13	Antimon (Sb)	5
13.1	<i>Zusammenfassung</i>	5
13.2	<i>Chemie, Emission und Immission</i>	5
13.2.1	Chemie	5
13.2.2	Emission	5
13.2.3		5
13.2.3	Immission	5
13.3	<i>Wirkungen</i>	5
13.3.1	Humantoxizität	5
13.3.2	Wirkungen auf Tiere	5
13.3.3	Wirkungen auf Pflanzen	5
14	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)	5
14.1	<i>Zusammenfassung</i>	5
14.2	<i>Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend</i>	5
14.2.1	Chemie	5
14.2.2	Emission	5
14.2.3	Immission	5
14.2.4	Deposition	5
14.2.5	Trend	5
14.3		5
14.3	<i>Wirkungen</i>	5
14.3.1	Humantoxizität	5
14.3.2	Wirkungen auf Tiere	5
14.3.3	Wirkungen auf Pflanzen	5
15	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	5
15.1	<i>Zusammenfassung</i>	5
15.2	<i>Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend</i>	5
15.2.1	Chemie	5
15.2.2	Emission	5
15.2.3	Immission	5
15.2.4	Deposition	5
15.2.5	Trend	5
15.3	<i>Wirkungen</i>	5
15.3.1	Humantoxizität	5
15.3.2	Wirkungen auf Tiere	5
15.3.3	Wirkungen auf Pflanzen	5
16	Literaturverzeichnis	5
16.1	<i>Zitierte Literatur</i>	5
16.2	<i>Weiterführende Literatur</i>	5

1 Einleitung

Der Erfolg einer Volkswirtschaft im globalen Wettbewerb ist von der günstigen Entwicklung einer Reihe von Faktoren abhängig. Die Leistungsfähigkeit der Verkehrsinfrastruktur ist eine wesentliche Standortfrage. Die zunehmende internationale Arbeitsteilung hat wachsende Verkehrsdienstleistungen zur Folge. Ähnliches gilt für den Faktor Arbeit, der ohne eine wachsende Mobilität mit der dynamischen Entwicklung sowie den Standort- und Strukturveränderungen der Produktions- und Dienstleistungsunternehmen nicht Schritt halten kann. Eine wachsende Volkswirtschaft muss deshalb mit zunehmenden Verkehrsleistungen rechnen.

Im Generalverkehrsplan Baden-Württemberg wird für die nächsten Jahre eine Zunahme des Verkehrs prognostiziert. Trotz der angestrebten Strukturveränderungen im Verkehrsbereich und der geplanten Emissionsminderungsmaßnahmen verbleibt ein hohes Immissionspotential. Der Anteil des Verkehrs an den Emissions-, Immissions- und Depositionsraten wird deshalb prozentual zunehmen.

Das Spektrum der über den Luftpfad insgesamt in die Umwelt eingetragenen, belastend oder schädigend wirkenden Stoffe hat sich auf Grund der umfangreichen Minderungsmaßnahmen in den letzten Jahren insbesondere im Bereich mittlerer und großer stationärer Emissionsquellen mengenmäßig stark gewandelt. Verschiedene Immissionskomponenten, die ein hohes ökotoxikologisches Potential besitzen, wie z.B. Schwefeldioxid (SO₂) oder anorganische Fluorverbindungen (Fluoride, HF), sind sehr wirksam begrenzt worden und stellen aktuell keine allgemeine Gefährdung mehr dar.

Immissionskomponenten wie Stickoxide, Kohlenmonoxid, Feinstaub und leichtflüchtige organische Verbindungen werden durch den Verkehr deutlich dominiert [LfU, 1996b; UBA 1997]. Gesetzliche Vor-

gaben und technische Entwicklungen führen mit einer zeitlichen Verzögerung (Umrüstzeit der Fahrzeugflotten) zur Emissionsminderung bei den betreffenden Schadstoffen.

1.1 Auftrag für Literaturstudie, Stoffauswahl und Literaturquellen

Zur Abschätzung der Wirkungen von Emissionen des Kfz-Verkehrs auf Pflanzen und die Umwelt beauftragte das Ministerium für Umwelt und Verkehr die LfU mit der Erstellung dieser Literaturstudie.

Die aktuell recherchierte Stoffauswahl umfasst die wichtigsten toxikologisch sowie ökotoxikologisch relevanten Parameter von Kfz-Emissionen. Ausschließlich klimarelevante Stoffe, wie das bei den aktuellen Immissionskonzentrationen nur wachstumsfördernde Kohlendioxid (CO₂) wurden nicht in diese Literaturstudie einbezogen. Die wirkungsbezogene Literatur zu den in geringen Dosen emittierten Elementen Platin und Antimon wurde trotz eines derzeit geringen Erwartungshorizontes bezüglich belastungsfähiger Aussagen zu phänomenologischen, physiologischen und pathophysiologischen Untersuchungsergebnissen ebenfalls recherchiert. Aus Vorsorgegründen sollte das potentielle Wirkungsspektrum auch bei einigen anderen in geringen Dosen emittierten (insbesondere organischen) Stoffen weiterhin in der internationalen Literatur verfolgt werden.

Diese Literaturstudie nutzt die Aktualisierung und Erweiterung der Studie "Wirkungen von Automobilabgas und seiner Inhaltsstoffe auf Pflanzen - Literaturstudie" von Nobel & Finkbeiner [1986], die im Auftrag der LfU von Kostka-Rick gefertigt wurde. Einbezogen wurden auch Ergebnisse der 1997 im Auftrag der LfU von der Bundesanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig erstellten Ozon-Literaturstudie

[Franzaring & Weigel, 1997]. sowie weitere Literaturstudien der LfU zum Verhalten von Schadstoffen im Boden. Aktuelle Daten und Bewertungen wurden aus den Datenbanken, Dokumentationen, Arbeitspapieren, Veröffentlichungen und mündlichen Mitteilungen der LfU, des Statistischen Landesamtes, der Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebungen mbH (UMEG), der Forstlichen Versuchsanstalt (FVA), von Bund-Länder-Arbeitskreisen u.a. entnommen und verarbeitet.

1.2 Wirkungen von Kfz-Emissionen auf Pflanzen und Umwelt

Durch Stoffeinträge induzierte physiologische oder pathophysiologische Störreaktionen in biologischen Systemen können über verschiedene Wirkpfade verlaufen:

- Direkte Einwirkungen von Immissionskonzentrationen:
 - bei Mensch und Tier durch Inhalation über den Atemtrakt
 - bei Pflanzen mit dem Gasaustausch über die Spaltöffnungen (Stomata)
- Direkte Einwirkungen von Immissionskonzentrationen und Depositionen auf die Oberflächen der Organismen:
 - bei Mensch und Tier auf die Haut sowie die Binde- und Schleimhautbereiche
 - bei Pflanzen auf die Cuticula (mit nachfolgenden Chlorosen und Nekrosen)
- Indirekte Wirkungen im Zuge eines Schadstofftransfers über die Nahrungskette mit eventueller Bioakkumulation:
 - bei Mensch und Tier durch Ingestion von inhaltlich oder oberflächlich belasteten Nahrungsmitteln
 - bei Pflanzen über die chemischen und mikrobiell induzierten Umwandlungsprodukte der im Boden deponierten Luftschadstoffe.

Kombinationswirkungen von Schadstoffen in abschwächender oder verstärkender Form sowie Wechselwirkung der Stoffe mit

anderen physikalischen und biologischen Faktoren sind insbesondere im Rahmen der Waldschadensforschung ermittelt worden.

Der Transport der belastend oder schädigend wirkenden Stoffe zu den Wirkorten wird stark von der Art der emittierenden Quelle, den örtlichen und meteorologischen Ausbreitungsbedingungen, den luftchemischen Reaktionspartnern und den Depositionsbedingungen bestimmt. Verkehrsbedingte Immissionen und Immissionen aus Industrie, Haushalten, usw. sowie aus Ferntransporten wirken gemeinsam ein. Die Trennung der Wirkungen von Verkehrsemissionen von denen anderer Schadstoffquellen aus den Ferntransporten ist nur mit großem messtechnischem Aufwand möglich. Zur Abschätzung werden Ausbreitungsrechnungen und Modellierungen genutzt.

Die linienförmig erfolgenden Emissionen des fließenden Verkehrs können sich bei Fernstraßen im Freiland gut ausbreiten und werden entsprechend der meteorologischen Situation innerhalb kurzer Zeiträume zum Teil weit verfrachtet. Die Randstreifen der Straßen sind dennoch die Schadstoffsenken insbesondere auch für schnell sedimentierende Partikel. Die Deposition ist im freien Gelände von der Art des Bewuchses und dessen jahreszeitlich schwankendem Abscheidevermögen (z. B. Auskämmeffekte der Vegetation, insbesondere der Wälder) abhängig. Die Belastungsgradienten sinken teilweise exponentiell ab und erreichen maximal 200m bis 300m von der Straße entfernt das Niveau der Hintergrundwerte. Diese großflächig geltenden Hintergrundwerte werden jedoch bei den meisten Luftschadstoffen, sofern diese nicht schnell sedimentieren oder atmosphärenchemisch umgesetzt werden, von weitreichenden zum Teil kontinentalen Ferntransporten geprägt.

Von Ferntransporten und atmosphärenchemischen Reaktionen bestimmt sind u.a. auch die Immissionskonzentrationen des Ozons. Ein Beispiel ist die Situation am

11.8.1998 in Baden-Württemberg. Am Auslösetag des ersten Verkehrsverbotes nach den Kriterien des §40 BImSchG (Ozongesetz) hatten sich über Süddeutschland Luftmassen unterschiedlicher Herkunft gemischt, die mehr als drei Tage über dem Kontinent verbracht hatten und dabei über Gebiete mit hohen Emissionsraten an Vorläufersubstanzen gezogen waren. Über Baden-Württemberg lag somit eine mit Schadstoffen angereicherte Luftmasse. Bei der aus der Wettersituation folgenden extrem hohen Temperatur ergab sich außerdem eine hohe Emissionsrate von biogenen flüchtigen organischen Verbindungen (VOC).

In Stadt- und Ballungsgebieten verdichten sich die Linienstrukturen der Verkehrsemissionspfade. Der oft stockende Verkehr (mit einem anderen Emissionsspektrum) führt insbesondere in Straßenschluchten zu Überschreitungen der Grenz-, Prüf- und Richtwerte für verschiedene Schadstoffe [UMEG, 1998]. Die Ausbreitungsbedingungen sind in diesen Bereichen - nicht nur bei austauscharmen Wetterlagen (Inversionen) - wegen der hohen Randbebauung erschwert. Schadstoffbeladene Luftmassen können länger in der Nähe des Emissionsortes verweilen. Depositionen insbesondere von Partikeln erfolgen in den Städten in größerem Umfang als in ländlichen Regionen.

Angaben und Beschreibungen zu Wirkungen der Kfz-Emissionskomponenten auf Pflanzen und die Umwelt finden sich in den einzelnen Stoffkapiteln (Kapitel 2-15).

Jedem Kapitel ist eine Zusammenfassung und eine Skalengrafik mit Informationen zu den Wirkungen sowie zur Emissions-, Immissions- und, soweit bekannt, zur Depositionsstruktur vorangestellt. Auf der jeweils folgenden Seite sind in Tabellenform die wichtigsten Grenz-, Richt- und Orientierungswerte dargestellt.

1.3 Emissionen des Straßenverkehrs in Baden-Württemberg

Im Emissionskataster 1995 Baden-Württemberg wurden auf der Basis von 1995 alle relevanten Emittenten von Luftschadstoffen erfasst. Die nach dem heutigen Kenntnisstand wichtigsten Luftschadstoffe wurden ermittelt [UVM-BW, 1998].

Bei der Quellengruppe Verkehr (Straßen-, Schiffs-, Schienen- und Luftverkehr) dominiert bei allen Schadstoffemissionen der Straßenverkehr.

Im Jahr 1995 waren 6.432.087 Kraftfahrzeuge in Baden-Württemberg zugelassen, davon waren etwa 84% PKW, ca. 6% Krafträder sowie ungefähr 9% LKW und Zugmaschinen. Von den insgesamt 80.072 Millionen Kfz-km/a Fahrleistung waren die Anteile der PKW 88,35%, der Krafträder 2,1%, der leichten Nutzfahrzeuge (LNFZ) 2,4% und der schweren Nutzfahrzeuge (SNFZ) 7,2%.

Für den Straßenverkehr wurden die Fahrleistungen für verschiedene differenzierte Straßenkategorien und 21 Klassifizierungen von PkW, 5 Klassifizierungen der LNFZ und 5 Klassifizierungen der SNFZ erfasst und für die Berechnungen der Emissionen verwendet.

Beim Vergleich der Quellengruppe Verkehr mit den sonstigen Quellengruppen zeigt sich der hohe Emissionsanteil des Verkehrs für das Kohlenmonoxid mit 67% und für die Stickstoffoxide mit 65%. Wesentliche Beiträge liefert der Verkehr auch bei den Stäuben (insbesondere durch SNFZ) mit 31%, beim Kohlendioxid mit 26% und bei den flüchtigen organischen Verbindungen (ohne Methan) VOC mit 31% (s. Tab. 1).

Die Emissionen der klimarelevanten Gase Methan und Distickstoffmonoxid werden durch die biogenen Quellen und die sonstigen ungefassten Quellen geprägt. Bei Distickstoffmonoxid dominieren die bioge-

nen Quellen mit 82%, ebenso bei Ammoniak mit 95%. Maßgebend sind in beiden Fällen die Landwirtschaft bzw. die Nutztierhaltung.

Tab. 1: Emissionen der Quellengruppe Verkehr in Baden-Württemberg 1995

(Berechnungen der UMEG mbH Karlsruhe)

	CO	NOx	VOC	Staub	CO ₂	SO ₂	NH ₃	Ruß ¹	Benzol
	in t/a	in t/a	in t/a	in t/a	in kt/a	in t/a	in t/a	in t/a	in t/a
Straßenverkehr	516.013	117.179	74.083	4.826	18.135	7.655	3.630	2.347	3.478
Verkehr gesamt Straße, Schiff, Schiene, Luft	531.094	131.208	77.000	5.301	18.978	8.133	3.630	2.347	3.478
Sonstige Quellengruppen	266.985	69.678	168.902	11.855	52.789	50.630	86.296	32	321

Prozentanteile:

	CO	NOx	VOC	Staub	CO ₂	SO ₂	NH ₃	Ruß ¹	Benzol
Straßenverkehr	64,7%	58,3%	30,1%	28,1%	25,3%	13,0%	4,0%	98,7%	91,6%
Verkehr gesamt Straße, Schiff, Schiene, Luft	66,5%	65,3%	31,3%	30,9%	26,4%	13,8%	4,0%	98,7%	91,6%
Sonstige Quellengruppen	33,5%	34,7%	68,7%	69,1%	73,6%	86,2%	96,0%	1,3%	8,4%

¹ Dieselruß

Die geschätzten Veränderungen für die Fahrleistungen, den Kraftstoffverbrauch und die Emissionen des Straßenverkehrs in Baden-Württemberg für das Jahr 2000 ergeben im Vergleich mit den Werten für 1995 eine Zunahme der Fahrleistungen, des Kraftstoffverbrauchs und der Emission von Kohlendioxid.

Für die anderen Schadstoffe wird ein zum Teil erhebliches Minderungspotential bei den Emissionen aufgrund der Modernisierung der Fahrzeugflotten erwartet (s. Tab.2). Von den Ottomotor-PKW waren 1995 ca. 49% mit geregelten Abgaskatalysator ausgerüstet (Euro 1 und Euro 2), Mitte 1998 lag dieser Wert bereits bei 66%.

Tab. 2: Datenerhebung 1995 und Prognose 2000 zu Fahrleistungen, Kraftstoffverbrauch und Emissionen des Straßenverkehrs in Baden-Württemberg

(Berechnungen und Prognose der UMEG mbH Karlsruhe)

	Einheit	Daten 1995	Prognose 2000 (Trend)
Fahrleistung	10 ⁶ km/a	80 072	85 550
Kraftstoffverbrauch	t/a	5 932 670	6 066 093
CO ₂	t/a	18 135000	18 785000
CO	t/a	516 013	324 343
Organische Gase u. Dämpfe (incl. Verdunstung)	t/a	77 436	46 815
CH ₄	t/a	3 353	2 238
VOC ohne Methan	t/a	74 083	44 577
NO _x als NO ₂	t/a	117 179	87 733
SO ₂	t/a	7 655	2 776
Partikel	t/a	4 826	3 177
Benzol	t/a	3 478	1 472
PAK	t/a	14,8	10,5
PB	t/a	32,1	7,3
Ruß	t/a	2 347	1 564

2 Ozon (O₃)

2.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten der Belastungssituation gegenübergestellt.

Humantoxizität

Ozon ist ein Reizgas, das die Schleimhäute der Augen und des gesamten Atemtraktes angreift. Bedingt durch seine geringe Wasserlöslichkeit wird es im Unterschied zu anderen Reizgasen nicht bereits in den oberen Atemwegen zurückgehalten, sondern dringt tief in die Lunge ein. Ozon führt zu einer dosisabhängigen Abnahme der Lungenfunktion, zu Entzündungsreaktionen und Permeabilitätsänderungen, zur Zerstörung von Schleimschicht und "*surfactant*" sowie zu einer Hyperreagibilität gegenüber Substanzen mit bronchokonstriktorischer Wirkung.

Tiere

Ozon zerstört Pheromone, die biologischen Botenstoffe vieler Tierarten. Als Folge kann das Fortpflanzungsverhalten gestört und sogar der Bestand von Tierarten gefährdet sein.

Pflanzen

Ozon-Spitzenwerte und langanhaltende erhöhte Konzentrationsniveaus führen zu Punkt- und Interstitialnekrosen sowie zu Wachstums- und Ertragsreduktionen.

Durch die Minderung der NO-Emissionen aus Fahrzeugen wirken auch stark befahrene Straßen bei sehr hohen Ozonkonzentrationen nicht mehr als Ozonsenke. Das gemeinsame Einwirken von Ozon und NO bzw. NO_x in Straßennähe wird zunehmend als verkehrstypische Immissionsituation zu beobachten sein.

Ökosystemare Wirkungen

Besonders Ozon-sensitive Arten unter den Pflanzen Mitteleuropas sind Leguminosen (z.B. Klee) und Asteraceen. Als unempfindlich sind Gräser einzustufen.

BELASTUNGSSITUATION

Trend

Meteorologische Vorbedingungen in den Sommermonaten und zum Teil großräumige Verfrachtungen der Vorläufersubstanzen entscheiden, in welchem Umfang Ozon gebildet und abgebaut wird. Modellrechnungen und Versuche haben gezeigt, dass kleinräumige Minderungsmaßnahmen nur zu geringen Auswirkungen in der Region führen. Regional ist nur der Ozonabbau durch das Stickstoffmonoxid in der Nähe von Verkehrsemitenten von Bedeutung. Ein eindeutiger Trend der Ozonkonzentrationen sowohl in Ballungsgebieten als auch bei den Hintergrundmessstationen ist nicht erkennbar.

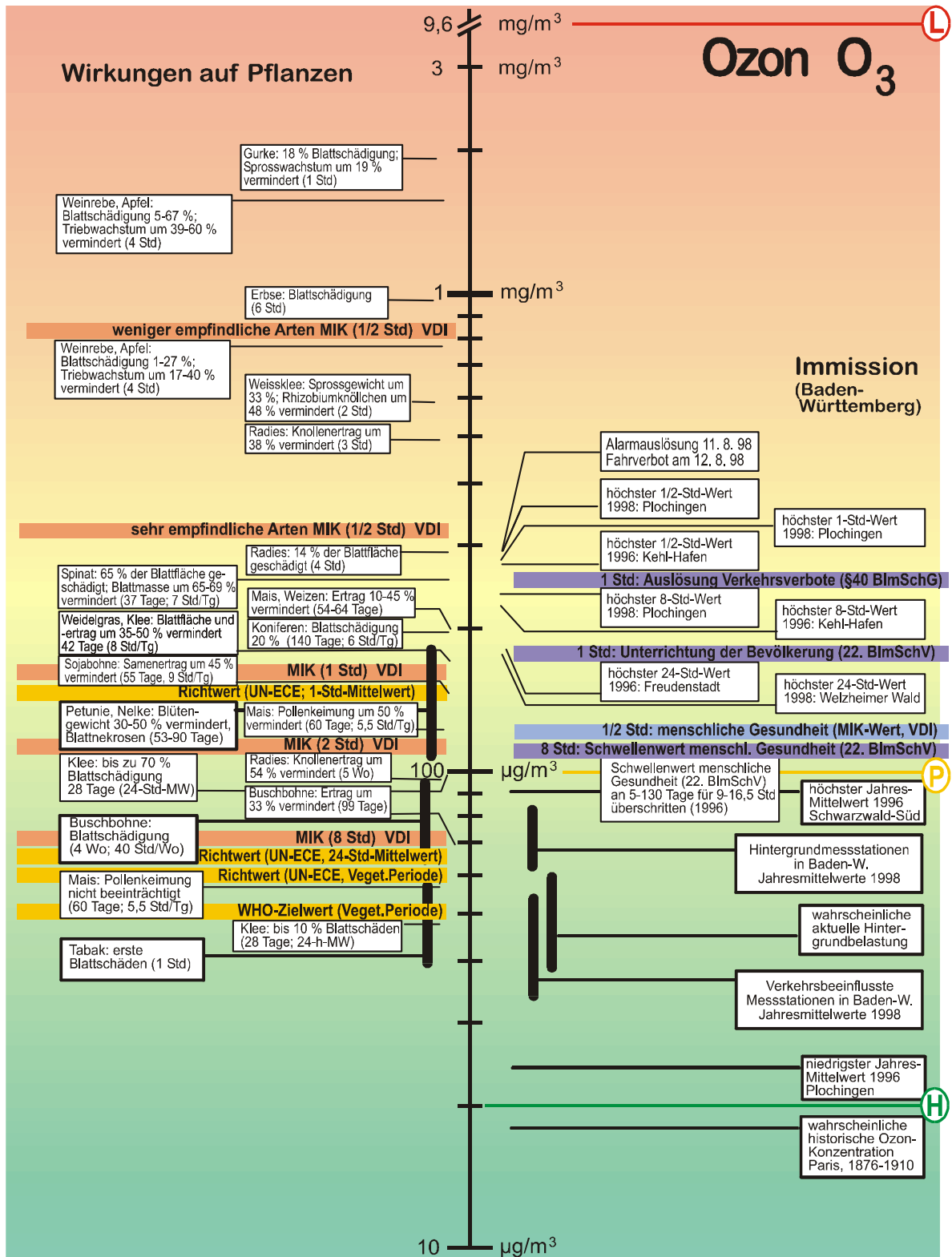
Emission der Ozon-Vorläufersubstanzen

Hauptemissionsquellen für Stickoxide wie auch für reaktionsfreudige Kohlenwasserstoffe sind Verbrennungsmotoren und damit der Kfz-Verkehr. Rund 65% der Stickoxidemissionen und ca. 31% der leichtflüchtigen Kohlenwasserstoff-Emissionen in Baden-Württemberg stammen aus dem Straßenverkehr.

Immission

Ozon ist der Schadstoff, bei dem die häufigsten Überschreitungen der Kurzzeit-Beurteilungswerte (Schwellenwerte der 22. BImSchV und MİK) auftreten. Im Gegensatz zu den verkehrsspezifischen Schadstoffen treten die höchsten Ozonkonzentrationen und die meisten Überschreitungen der Schwellenwerte jedoch an den Hintergrundstationen und an höher gelegenen Messstationen mit wenig Verkehrseinfluss auf. Bei der Überschreitungshäufigkeit und der mittleren Überschreitungsdauer dominiert jeweils die Hintergrundstation Schwarzwald Süd.

Die Werte des § 40 BImSchG (Ozongesetz), in dem die Auslösung von Verkehrsverboten bei erhöhten Ozonkonzentrationen geregelt ist, wurden am 11. 8. 1998 an mehreren Messstationen überschritten und führten zur erstmaligen Verfügung eines Fahrverbotes für den 12. 8. 1998.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998). H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für Ozon

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Quelle
rechtsverbindliche Grenzwerte			
Auslösung von Verkehrsverboten bei Erfüllung zusätzlicher Kriterien	1-Stunden-Mittelwert	240	§ 40 BImSchG "Ozon-Gesetz"
Schwellenwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit	8-Stunden-Mittelwert	110	22. BImSchV
Schwellenwert für die Unterrichtung der Bevölkerung	1-Stunden-Mittelwert	180	22. BImSchV
Schwellenwert für Auslösung des Warnsystems	1-Stunden-Mittelwert	360	22. BImSchV
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte			
Maximale Immissionskonzentration (MIK) zum Schutz des Menschen (Überschreitung maximal 1x/Woche bis 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1/2-Stunden-Mittelwert	120	VDI 2310, Bl.15
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			v.d. Trenck & Jaroni, 1999
Hintergrundwert	H-L	20	
Prüfwert	P-L	100	
letale Konzentration	L-L	9600	
Maximale Immissionskonzentration (MIK) zum Schutz der Vegetation sehr empfindliche Pflanzen (Mittelwerte)	8h/4h 2h/1h 1/2h	70/90 110/160 320	VDI 2310 Bl. 6
Maximale Immissionskonzentration (MIK) zum Schutz der Vegetation empfindliche Pflanzen (Mittelwerte)	8h/4h 2h/1h 1/2h	160/190 240/320 480	VDI 2310 Bl. 6
Maximale Immissionskonzentration (MIK) zum Schutz der Vegetation weniger empfindliche Pflanzen (Mittelwerte)	8h/4h 2h/1h 1/2h	320/370 400/480 800	VDI 2310 Bl. 6
Zielwert zum Schutz der terrestrischen Vegetation (nur in Bezug zu den Begründungen der <i>Air Quality Guidelines</i> zu benutzen)	1/2 -Stunden-Mittelwert 24-Stunden-Mittelwert Mittelwert über die Vegetationsperiode	200 65 60	WHO, 1987
Richtwert für empfindliche Pflanzen, Pflanzengemeinschaften, Ökosysteme (Mittelwerte)	Vegetationsperiode 8h/4h 2h/1h 1/2h	50 60/80 110/150 300	UN/ECE, 1988

2.2 Chemie, Emission von Vorläufersubstanzen, Immission und Trend

2.2.1 Chemie

Ozon in der Troposphäre ist ein Luftschadstoff, der nicht in nennenswerten Mengen bzw. Konzentrationen direkt emittiert wird, sondern sich unter bestimmten atmosphärischen und meteorologischen Bedingungen aus anderen Komponenten, sogenannten Vorläufersubstanzen, bildet. Ozon wird daher als sekundäre Luftverunreinigung bezeichnet. In dieser Eigenschaft steht es bei den potentiell pflanzenschädigenden Immissionen derzeit in Mitteleuropa und besonders in Süddeutschland an erster Stelle.

Da Ozon nicht primär emittiert wird, sondern aus Vorläufersubstanzen (Stickoxide, reaktive Kohlenwasserstoffe) gebildet wird, spielen die Randbedingungen der Ozonbildung eine wesentliche Rolle. Hohe Einstrahlungsintensität der Sonne und relativ hohe Temperaturen bei niedriger Windgeschwindigkeit bieten die optimalen Voraussetzungen für die Ozonbildung, sofern Stickoxide und Radikale aus reaktiven Kohlenwasserstoffen in ausreichender Konzentration und insbesondere in stöchiometrisch günstigen Massenrelationen zueinander in der bodennahen Atmosphäre vorliegen.

Ozon ist ein reaktionsfreudiges, instabiles Gas und zerfällt innerhalb weniger Stunden unter Entstehung von Sauerstoff. Gemeinsam mit Stickstoffmonoxid (NO) reagiert es rasch zu Sauerstoff und Stickstoffdioxid ($\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$). So ist der scheinbar paradoxe Effekt von NO-Emissionsquellen als Ozonsenken zu erklären. Dies gilt prinzipiell auch für den Straßenverkehr, da Verbrennungsmotoren vorrangig NO als Stickoxidverbindung emittieren.

Mit der wirksamen Verminderung des Stickoxidausstoßes aus dem Kfz-Verkehr stehen - im Gegensatz zu früheren Jahren - im nahen Umfeld verkehrsreicher

Straßen häufig geringere NO-Konzentrationen für einen raschen Abbau von Ozon zur Verfügung. So bleiben Ozon-Spitzenwerte – wie sie z.B. im Mai und Anfang August 1998 in Baden-Württemberg auftraten – auch in verkehrsbelasteten Regionen, die bei mäßigen Ozon-Konzentrationen noch als Ozonsenken wirken, bei hoher Ozon-Konzentration praktisch unvermindert bestehen [VDI-Nachrichten vom 05.06.1998].

Unter dem Aspekt der Ökotoxikologie gewinnen also neben den Wirkungen durch Ozon als alleinige Schädigungskomponente auch Wirkungen von Ozon-Stickoxid-Gemischen und deren Wechselwirkungen zunehmend an Bedeutung. Beide Schadstoffkomponenten treten dabei entweder gleichzeitig oder im raschen Tag/Nacht-Wechsel auf.

2.2.2 Emission von Vorläufersubstanzen

Hauptemissionsquellen für Stickoxide wie auch für reaktionsfreudige Kohlenwasserstoffe sind Verbrennungsmotoren und damit der Kfz-Verkehr. Rund 65% der Stickoxidemissionen und ca. 31% der leichtflüchtigen Kohlenwasserstoff-Emissionen in Baden-Württemberg stammen aus dem Straßenverkehr [UVM-BW, 1998].

2.2.3 Immission

Ozon ist der Schadstoff, bei dem die häufigsten Überschreitungen der Kurzzeit-Berurteilungswerte (Schwellenwerte der 22. BimSchV und MIK) auftreten. Im Gegensatz zu den verkehrsspezifischen Schadstoffen treten die höchsten Ozonkonzentrationen und die meisten Überschreitungen der Schwellenwerte jedoch an den Hintergrundstationen und an höher gelegenen Messstationen mit wenig Verkehrseinfluss (z.B. Freudenstadt, Titisee-Neustadt) auf. Überschreitungen des ½h-MIK-Wertes von $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, des 8h-Schwellenwertes von $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie des 24h-Zielwertes von $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind an allen Stationen des lan-

desweiten Messnetzes zu verzeichnen. Bei der Überschreitungshäufigkeit und der mittleren Überschreitungsdauer dominiert jeweils die Hintergrundstation Schwarzwald Süd.

Die Kriterien des § 40 BImSchG (Ozongesetz), in dem die Auslösung von Verkehrsverboten bei erhöhten Ozonkonzentrationen geregelt ist, wurden am 11. 8. 1998 an mehreren Messstationen überschritten und führten zur erstmaligen Verfügung eines Fahrverbotes für den 12. 8. 1998. Am Auslösetag hatten sich über Süddeutschland Luftmassen unterschiedlicher Herkunft gemischt, die länger als drei Tage über den Kontinent gezogen waren und dabei Gebiete mit hohen Emissionsraten an Vorläufer-substanzen passiert hatten. Bei der gleichzeitig herrschenden extrem hohen Temperatur ergab sich außerdem eine hohe Emissionsrate von biogenen flüchtigen organischen Verbindungen (volatile organic compounds VOC)

In Baden-Württemberg betragen die Streuungen der Jahresmittelwerte 1998 für Ozon an den drei Hintergrundmessstationen 61 bis 85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und an 19 verkehrsbeeinflussten Messstationen 34 bis 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [LfU, 1998].

2.2.4 Trend

Ein eindeutiger Trend der Ozonkonzentrationen sowohl in Ballungsgebieten als auch bei den Hintergrundmessstationen ist nicht erkennbar. Meteorologische Vorbedingungen in den Sommermonaten und zum Teil großräumige Verfrachtungen auch der Vorläufersubstanzen entscheiden, in welchem Umfang Ozon gebildet und abgebaut wird. Modellrechnungen und Versuche haben gezeigt, dass kleinräumige Minderungsmaßnahmen nur zu geringen Auswirkungen in der betreffenden Region führen. Kleinräumig ist nur der Ozonabbau durch das Stickstoffmonoxid in der Nähe von Verkehrsemissionen von Bedeutung.

2.3 Wirkungen

2.3.1 Humantoxikologische Wirkungen

Ozon ist ein Reizgas, das die Schleimhäute der Augen und des gesamten Atemtraktes angreift. Wegen seiner geringen Wasserlöslichkeit wird es im Unterschied zu anderen Reizgasen nicht bereits in den oberen Atemwegen zurückgehalten, sondern dringt tief in die Lunge ein. Dort führt es zu einer dosisabhängigen Abnahme der Lungenfunktion, zu Entzündungsreaktionen und Permeabilitätsänderungen, zur Zerstörung von Schleimschicht und "surfactant" sowie zu einer Hyperreagibilität gegenüber Substanzen mit bronchokonstriktorischer Wirkung. Aus Befunden von Laborexperimenten und epidemiologischen Untersuchungen lassen sich daher die folgenden Ozonwirkungen ableiten:

Geruchsempfindung, Atemwegsbeschwerden, Kopfschmerzen, Augenreizungen, verminderte körperliche Leistungsfähigkeit, Zunahme der Häufigkeit von Asthmaanfällen, Veränderungen von Lungenfunktionsmesswerten, entzündliche Veränderungen am Lungengewebe, vorzeitiges Altern der Lunge, erhöhte Infektneigung [Englert, 1995].

Geringfügige und reversible Einschränkungen der Lungenfunktion, bronchiale Hyperreagibilität und Entzündungsreaktionen wurden an gesunden Versuchspersonen bei 6,6 stündiger Exposition mit intermittierender körperlicher Aktivität noch bei der kleinsten geprüften Konzentration von 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an Ozon gemessen. Aufgrund dieser Erkenntnisse wurde 1995 in der MAK-Kommission ein Arbeitsplatzgrenzwert von 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für eine 8-Stunden-Schicht diskutiert. Wegen der *in-vitro* nachgewiesenen Gentoxizität und dem Verdacht auf ein kanzerogenes Potential des Ozons wurde der MAK-Wert jedoch ausgesetzt [Bock et al., 1998].

Englert (1995) zieht in seiner umweltmedizinischen Beurteilung der Situation das folgende bemerkenswerte Fazit, das auch heute noch unterschrieben werden kann: "[Damit] ist bei Ozon praktisch kein Sicherheitsabstand mehr vorhanden zwischen der Wirkungsschwelle und [in der Umwelt] auftretenden Konzentrationen. Informationen über die aktuellen Ozon-Konzentrationen, wie sie in der 22. BImSchV festgelegt sind, und Verhaltensempfehlungen bei erhöhten Ozon-Konzentrationen (z.B. "Bei hohen Ozon-Konzentrationen sollen langdauernde und ungewohnte körperliche Belastungen im Freien unterbleiben") sind daher sinnvoll. Es ist aber in der Praxis schwer, den richtigen Mittelweg zwischen angebrachter Vorsicht und übertriebener Ängstlichkeit zu finden. Nicht jede Ozon-Exposition führt zu Dauerschäden – Kinder dürfen auch im Sommer (bei geeignetem Sonnenschutz!) im Freien spielen, und ein besonderes Sportfest muss nicht unbedingt ausfallen, nur weil das Wetter am Veranstaltungstag besonders schön ist. Eine vernünftige und vorausschauende Planung kann hier jedoch unnötige Expositionen reduzieren. Dass der Trend der steigenden Ozon-Konzentrationen auf Dauer nicht akzeptabel ist und nicht nur gebrochen, sondern umgekehrt werden muss, ist auch bei realistischer und unspektakulärer Darstellung der Sachlage die eindeutige Konsequenz aus den toxikologischen Erkenntnissen."

2.3.2 Wirkungen auf Tiere

Ozon kann Pheromone abbauen und damit die chemischen Botenstoffe zerstören, die als Sozialwirkstoffe zur Kommunikation zwischen Individuen einer Art beitragen [Arndt, 1995]. Für das Überleben der Arten und somit auch für das biologische Gleichgewicht im Naturhaushalt haben diese Botenstoffe eine große Bedeutung.

Generell sind Pheromone relativ instabile Verbindungen, die z.B. durch die Einwirkung von Hitze, UV-Licht und Sauerstoff abgebaut werden. Insbesondere diejenigen

Insektenhormone, die Doppelbindungen enthalten, können leicht durch Luftschadstoffe wie Stickstoffdioxid und Ozon angegriffen werden und dadurch ihre biologische Funktion verlieren. Als Beispiel dienen Untersuchungen, die anhand des Aggregationshormones (männlicher Sexuallockstoff zur Anlockung von Weibchen) der Fruchtfliege *Drosophila melanogaster* durchgeführt wurden. In diesem Fall konnten deutliche Dosis-Wirkungsbeziehungen aufgezeigt werden. Je höher die Ozonkonzentration desto schneller wurde das Hormon abgebaut. Bei einer 4-stündigen Begasung mit $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Ozon war die Abnahme des Pheromons mit 77% am größten [Lorenz, 1996].

Somit ist Ozon ein Schadfaktor, der die Lebensfunktion und den Bestand von Tieren gefährdet [Lorenz und Arndt, 1997].

2.3.3 Wirkungen auf Pflanzen

Seit der Beschreibung von möglichen Ernteverlusten durch Ozon [Fuhrer, 1993] und der Forschung zu den Waldschäden in den 80er Jahren sind wahrscheinlich mehrere tausend Publikationen zur Wirkung von Ozon auf Pflanzen erschienen. Insgesamt wurden über 400 Pflanzenarten untersucht, wobei sich die meisten Veröffentlichungen mit Kulturpflanzen und Bäumen beschäftigen. In den zugrunde liegenden Experimenten wurden die biologischen Mechanismen der Phytotoxizität von Ozon zwar teilweise aufgeklärt, jedoch scheiterte zumeist die Übertragbarkeit vom kontrollierten Versuch auf die Freilandbedingungen. Längst hat man in der Ozonwirkungsforschung die Bedeutung sogenannter Interaktionseffekte aufgegriffen, die eindeutige Schlussfolgerungen bezüglich klar definierter Dosis-Wirkungs-Beziehungen als Voraussetzung für die Grenzwertfindung erschweren. Aber selbst die "multikausalen" Erklärungsmodelle, die beispielsweise in der wissenschaftlichen Forschung zu den neuartigen Waldschäden entwickelt wurden,

sind oft widersprüchlich [Krause et al. 1994; Franzaring & Weigel, 1997].

Von den in der Ozonliteratur erwähnten über 400 Pflanzenarten kommen immerhin knapp die Hälfte in Mitteleuropa vor. Die Zahl von 169 Gefäßpflanzen repräsentiert nur einen kleinen Teil (5% von 3319 Arten) der Flora Mitteleuropas, zudem werden die meisten dieser Arten nur in einer einzigen Literaturquelle genannt. Eine Mehrfachuntersuchung derselben Art gibt es nur bei den wirtschaftlich bedeutenden Arten wie *Trifolium repens* oder einigen Grasarten. Die dringend notwendige umfassende Bewertung des Sekundärluftschadstoffs Ozon aus ökotoxikologischer Sicht ist trotz, vielleicht auch wegen, der immer stärker werdenden Spezialisierung der Ozonforschung insgesamt noch nicht weit entwickelt. Trotzdem wurden von der UN-ECE "critical levels" zum Schutz der Vegetation definiert, die über einen Zeitraum einer Vegetationsperiode Summenparameter aus der Summe aller am Tag gemessenen Stundenwerte (AOT40) berücksichtigen [Franzaring & Weigel, 1997]. Mit Daten, die aus 10 Vegetationsperioden von 10 europäischen Ländern stammen, wurde als "long-term critical level" jene Ozonbelastung innerhalb von drei Monaten definiert, bei der mit einem 5%igen Ertragsverlust zu rechnen ist [Führer, 1996]. Der "short-term critical level" basiert auf dem Schwellenwert zur Induktion sichtbarer Blattschäden an Erdfrüchtigem Klee und Weißklee [Benton et al., 1996]. Für einen Wert zum Schutz der natürlichen Vegetation fehlen bislang vergleichbare Datensätze [Bergmann et al., 1998].

AUFNAHME UND WIRKUNGSMECHANISMEN

Ozon ist ein Schadstoff, der in der Umwelt auf Pflanzen ausschließlich über den Luftpfad Einfluss nehmen kann. Maximale Wirkungen mit nachfolgender Schädigung des Blattgewebes können nur auftreten, wenn die Spaltöffnungen offen sind und das O₃ – Radikal ins Blattinnere eindringt. Die Wirk-

orte liegen dort zum einen in den Zellzwischenräumen und zum zweiten im Zellinnern, u.a. in den Chloroplasten. Ca. 1% des ins Blatt aufgenommenen Ozons dringt in die Zelle ein. Die Pflanzen verfügen in beschränktem Umfang über Entgiftungs- und Pufferungssysteme gegen oxidierende Verbindungen. Bei massivem Ozoneinfluss werden die Zellmembranen geschädigt und gelöste Zellinhaltsstoffe mit Kalzium-, Magnesium- und Glucoseanteilen treten aus. Dies hat Störungen des Wasserhaushaltes zur Folge. Ist die Pflanze nicht mehr in der Lage, ein Gleichgewicht im zellulären Stoffwechsel herzustellen, kommt es zur Schädigung der Photosynthese. Des Weiteren treten Änderungen in den Gehalten an Metaboliten sowie veränderte Enzymaktivitäten auf. Dies alles führt schließlich zu Wachstumseinbußen, zu einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Schädlingen und zu den sichtbar ausgebleichten bis braunverfärbten, tupfenartigen Kleinzonen im Palisadenparenchym des Blattes [VDI, 1989; Hock, 1995; Bors, 1998]. Diese Punkt- und Interostalnekrosen sind kein art- oder familienspezifisches Symptom, sondern eine häufig vorkommende Schädigung [Bergmann et al., 1998].

Da Ozon selten allein auftritt, sondern auch die Vorläufersubstanz NO₂ immer mit als Luftschadstoff gegenwärtig ist, wurden für viele landwirtschaftliche Nutzpflanzen sowohl die Ozoneinzelbelastung als auch die Kombinationswirkung von Ozon und Stickoxiden untersucht. Überwiegend kann festgestellt werden, dass die Kombinationswirkungen die Vegetationsgefährdung erhöhen [VDI, 1989].

Das Wachstum und der Ertrag von Getreidearten wurde unter zeitlich alternierender O₃/NO₂-Kombinationsbelastung eher in einem antagonistischen Sinn beeinflusst [Aldaros et al., 1991]. Vergleichbares gilt auch für die Biomasse-Entwicklung bei Buschbohne [Bender et al., 1991].

Im Gegensatz hierzu zeigte sich bei der Sorte "Arena" der Sommergerste (*Hordeum vulgare*) eine über-additive Wechselwirkung von O₃ und NO₂ auf den Ertrag [Adaros et al., 1991]. Bei Pappeln (*Populus nigra*) war ebenfalls eine Verstärkung der Wirkung im Vergleich zu der Einzelkomponenten-Wirkung zu verzeichnen, die in einer Beschleunigung des vorzeitigen Blattverlustes zum Ausdruck kam [Ballach et al., 1992].

Der überwiegende Teil von Untersuchungen aus der vorliegenden Literatur wurde unter Laborbedingungen mit unrealistisch hohen O₃/NO₂-Konzentrationen durchgeführt, die einem Mehrfachen der aktuell registrierten Immissionsbelastung im Nahbereich verkehrsreicher Straßen entsprachen.

ÖKOLOGISCHE KONSEQUENZEN

Wildpflanzen bzw. Pflanzenarten der natürlichen Vegetation werden erst seit einigen Jahren in der Ozonforschung berücksichtigt, da erkannt wurde, dass die sommerliche Ozonbelastung einen ernstzunehmenden Stressfaktor darstellt, der möglicherweise langfristige Veränderungen in der heimischen Flora bewirkt. Gegenüber dem Kenntnisstand zu Ozon-Wirkungen auf landwirtschaftliche Nutzpflanzen beschränken sich die Informationen über Ozon-Wirkungen auf sichtbare Schädigungen und Wachstum der natürlichen und halbnatürlichen Vegetation auf lediglich rund 40 Arbeiten. Eine aktuelle Zusammenfassung hierzu

geben Glombitza et al. [1998]. Ziel der Untersuchung war es, die potentielle Gefährdung von Arten zu erkennen, die bestimmten Familien oder ökologischen Gruppen angehören. Als Fazit der Studie ergaben sich für die ausgewählten natürlichen Pflanzen Mitteleuropas nachstehende Ausführungen:

- Zu den sensitiven Arten gehören Leguminosen und Asteraceen.
- Gräser sind als weitgehend unempfindlich einzustufen.
- Pflanzen mit stresstoleranten Wachstumsstrategien und rascher Keimung sind Ozon-tolerant.

Bei der Wirkung von Ozon auf die einheimische Vegetation ist von außerordentlicher Bedeutung, in welchem Lebensabschnitt eine Pflanze erhöhten Ozondosen ausgesetzt wird. Während annuelle Arten sich dem sommerlichen Ozonstress durch generative Reproduktion entziehen, sind langlebige Pflanzen (z.B. Bäume) potentiell stärker ozongefährdet und müssen über ihre Lebensdauer mit regelmäßig wiederkehrendem, chronischem Stress rechnen (*memory effects, carry over effects*). Betrachtet man jedoch die akute Gefährdung von Pflanzen, so sind langsam wachsende Pflanzen (z.B. Bäume) weniger ozonanfällig als schnellwüchsige Arten, die hohe Gaswechselraten haben und dementsprechend relativ höhere Ozondosen aufnehmen.

3 Stickoxide (NO, NO₂, NO_x)

3.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten denen der Belastungssituation gegenübergestellt.

Humantoxizität

NO besitzt keine Reizwirkung, sondern bildet mit Ferrohämoglobin Methämoglobin, welches kein O₂ mehr binden kann. Damit verliert das Hämoglobin seine Fähigkeit zum Sauerstofftransport. Eine Methämoglobinämie äußert sich ab etwa 10% Methämoglobin im Blut.

NO₂ wirkt dagegen als Reizgas. Im Gewebe disproportioniert es zu salpetriger Säure und Salpetersäure. Die Alveolenwände der Lunge entzünden sich und es bildet sich ein toxisches Lungenödem. Die Gefahrenschwelle wird durch den Immissionswert von 80 µg/m³ zum Schutz vor chronischen Gesundheitsschäden markiert.

Ökosystemare Wirkungen

Die zunehmende globale Anreicherung durch Depositionen von Stickstoffverbindungen in der Umwelt führt u. a. zur Versauerung, Auswaschung von Nährelementen, Eutrophierung sowie zu einer erhöhten mikrobiellen Produktion von klimarelevantem Lachgas (N₂O). Ein Teil der weiterhin diagnostizierten Waldschäden findet dadurch seine Erklärung.

Der Eintrag von Stickoxiden in oligotrophe Ökosysteme kann zu erheblichen Veränderungen der Wachstumsleistung und zu Artenverschiebungen bis hin zu dem Verlust einzelner Arten führen.

Pflanzen

NO_x-Belastung führt bei (Jung-)Pflanzen anfänglich zu Wachstumshemmungen. Wird bei fort-dauernder NO_x-Belastung durch Aktivierung der Nitratreduktase der NO₂-bürtige Stickstoff besser nutzbar, kann die anfängliche Wachstumsminde-rung durch den NO₂-Düngeeffekt kompensiert werden.

BELASTUNGSSITUATION

Trend

In der EU tritt für Pkw im Jahr 2000 die Abgasstufe Euro 3 mit gegenüber heute 30% niedrigeren Abgaswerten in Kraft. In Deutschland erfüllten bereits 1998 in den Monaten Mai und Juni 65,7% der Pkw-Neuzulassungen die D3-Norm. Euro 4 mit einer weiteren Absenkung um 50% folgt im Jahr 2005. Nach Berechnungen des Umweltbundesamtes werden durch besser ausgerüstete Pkw die Emissionen abnehmen.

Emission

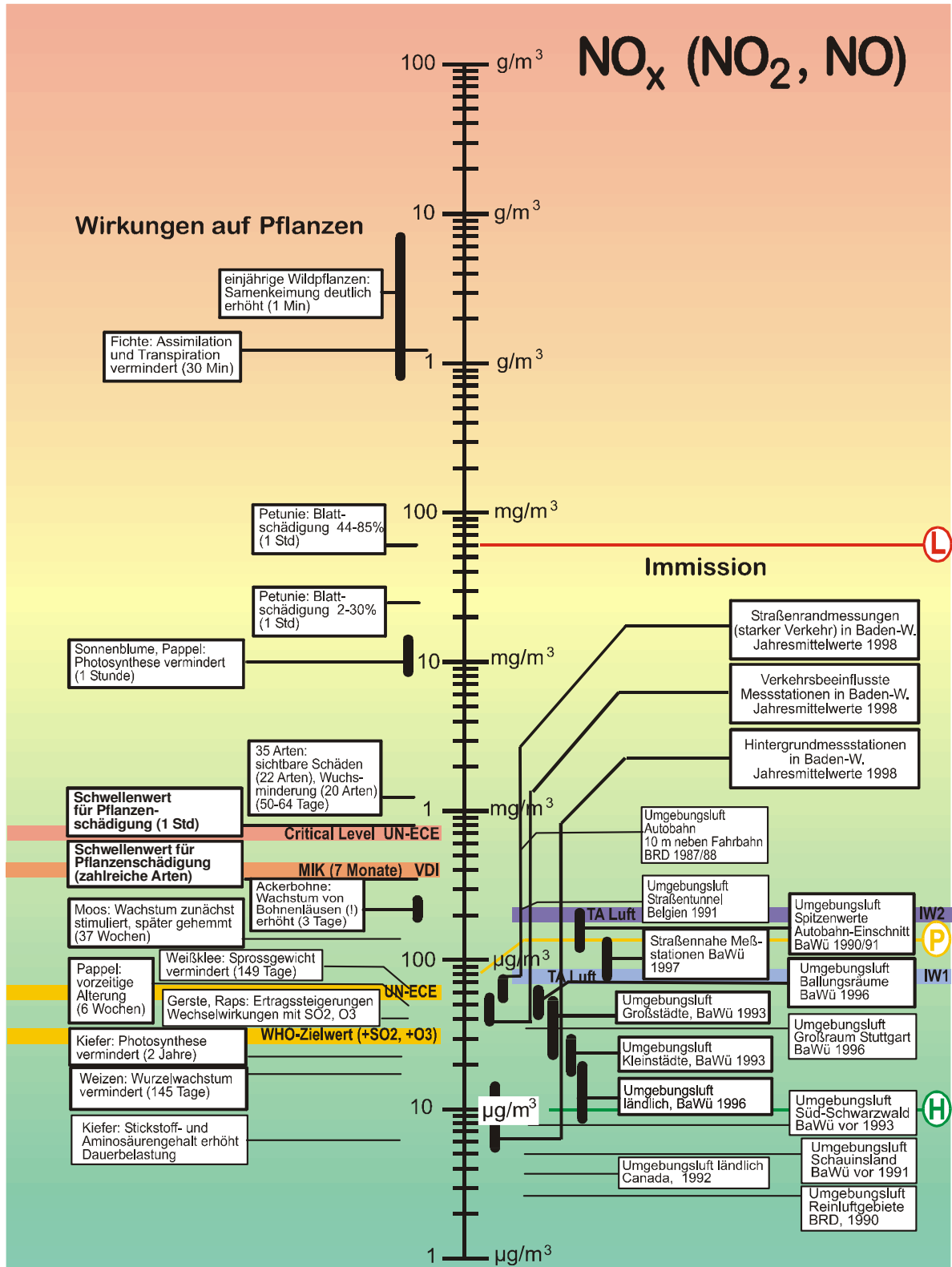
In Baden-Württemberg sind die gesamten NO_x-Emissionen seit einigen Jahren rückläufig. Im Jahr 1995 wurden nach Berechnungen der UMEG 117 kt emittiert und für 2000 werden 88 kt prognostiziert.

Immission

Die höchste Belastung mit NO_x-Immissionen wird in der Nähe verkehrsreicher Straßen ermittelt. In ländlichen Gebieten liegen die NO-Konzentrationen an der Nachweisgrenze.

Deposition

An verschiedenen Stationen im Freiland wurden Einträge von 8 bis 15 kg N pro Jahr und Hektar und für die Waldbestände (Traufniederschläge) von 7 bis 35 kg N pro Jahr und Hektar ermittelt. Dabei war das Verhältnis des Eintrags aus Stickoxiden (NO_x-N) zum Eintrag aus Agrarquellen (Dünger, Mist, Gülle etc., NH₄-N) im Freiland durchschnittlich 50% zu 50% und in Waldbeständen durchschnittlich ca. 67% zu 33%. Diese erhöhten Einträge werden seit vielen Jahren ermittelt, ohne dass ein abnehmender Trend erkennbar ist.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998). H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für NO₂

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration (µg/m³)	Quelle
rechtsverbindliche Grenzwerte			
Immissionswert	IW1	80	TA Luft
	IW2	200	
Immissionswert	98. Perzentil der 1-Stunden-Mittelwerte über 1 Jahr	200	22. BimSchV
Prüfwert	98. Perzentil	160	23. BimSchV
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte			
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			
Hintergrundwert	H-L	10	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
Prüfwert	P-L	80	
letale Konzentration	L-L	57000	
Maximale Immissionskonzentration (MIK) zum Schutz des Menschen	½-Stunden-Mittelwert	200	VDI 2310, Bl. 12
	24-Stunden-Mittelwert	100	
Leitwert "Schutz der menschlichen Gesundheit und langfristiger Schutz der Umwelt"	50. Perzentil	50	EU-Richtlinie 80/779/EWG 85/203/EWG
	98. Perzentil der Summenhäufigkeit (Median) von 1-Stundenmittelwerten (oder kürzer) über 1 Jahr	135	
Leitwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit (nur in Bezug zu den Begründungen <i>der Air Quality Guidelines zu benutzen</i>)	1-Stunden-Mittelwert	400	WHO, 1987
	24-Stunden-Mittelwert	150	
Richtwert zum Schutz der terrestrischen Vegetation bei gleichzeitiger Belastung durch 30 µg/m ³ SO ₂ und 60 µg/m ³ Ozon (nur in Bezug zu den Begründungen <i>der Air Quality Guidelines zu benutzen</i>)	4-Stunden-Mittelwert	95	WHO, 1987 UN/ECE, 1988
	Jahresmittelwert	30	
Zielwert für empfindliche Pflanzen	höchster 1-Stunden-Mittelwert	800	UN/ECE, 1988
	Mittelwert über Vegetationsperiode	60	
	Mittelwert während des Winterhalbjahrs	40	

3.2 Stickstoffkreislauf

Stickstoff (N) ist das vierthäufigste Element in der Biosphäre und das häufigste Element in der Atmosphäre. Stickstoff als Luftbestandteil ist für die meisten Lebewesen direkt nicht nutzbar. Ökosysteme haben sich auf eine limitierte Versorgung pflanzenverfügbarer Stickstoffverbindungen eingestellt. Die Umwandlung in biologisch verwertbare Verbindungen erfolgt im Boden vorwiegend durch mikrobielle Umsetzungen. Dadurch entstehen weltweit jährlich ca. 150 Mio. Tonnen biologisch verwertbare Stickstoffverbindungen. Nahezu die gleiche Menge mit zunehmender Tendenz wird durch menschliche Aktivitäten dem natürlichen Stickstoffkreislauf hinzugefügt. Dabei handelt es sich hauptsächlich um Stickoxide und Ammoniumverbindungen. Agraraktivitäten (inkl. Ammoniaksynthese für die Düngerproduktion) und Verbrennungsprozesse sind die Hauptquellen. Die zunehmende globale Anreicherung von biologisch verwertbaren Stickstoffverbindungen in der Umwelt ist eine langfristig wirkende Veränderung des natürlichen Stickstoffkreislaufes mit mittelbaren Folgen für Boden, Grund- und Trinkwasser, Biosphäre und Klima. Erscheinungsformen sind u. a. die Versauerung, Auswaschung von Nährelementen, Eutrophierung sowie die erhöhte mikrobielle Produktion von klimarelevantem Lachgas (N₂O).

3.3 Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend

3.3.1 Chemie

Nitrose Gase (NO, NO₂ und in geringen Konzentrationen N₂O₄) bilden sich aus N₂ und O₂ unter Einwirkung hoher thermischer, elektrischer oder Strahlungs-Energie. NO wird durch Luftsauerstoff zu NO₂ aufoxidiert, bei geringen Konzentrationen jedoch sehr langsam. So kommen beide Gase in wechselnden Anteilen stets vergesellschaftet vor und werden auch als NO_x bezeichnet. Neben ihren direkten Wirkungen auf

Mensch, Tier und Pflanzen spielen Stickoxide als Luftverunreinigungen eine dominierende Rolle bei der Entstehung von bodennahen Photooxidantien, insbesondere von Ozon. Dieser Prozess verläuft unter Beteiligung von Kohlenwasserstoffen und wird durch strahlungsreiche und warme Witterung begünstigt.

Bei Emissionen aus Verbrennungsmotoren überwiegt NO unter den Stickoxidverbindungen; der NO₂-Anteil an den Stickoxid-Emissionen liegt lediglich bei ca. 3%. NO₂ bildet sich aus NO in Gegenwart realistischer Ozonkonzentrationen binnen ca. 30 Sekunden [Leisen, 1993], während die Oxidation allein durch den Luftsauerstoff mehrere Wochen dauert [Kolar, 1981]. In verkehrsbelasteten innerstädtischen Bereichen kann das Angebot an Ozon der begrenzende Faktor für die Umwandlung des (weniger toxischen) NO zu NO₂ sein [Palmgren et al., 1996]. Der Anteil von NO₂ an den Stickoxiden NO_x in der Umgebungsluft variiert zwischen 25% und 60%. Im Sommer liegt dieser Anteil häufig höher als im Winter [Kolar, 1981].

3.3.2 Emission

Zu den weltweiten Emissionen von NO_x in Höhe von rund 50 Millionen Tonnen pro Jahr (Stand 1989) tragen menschliche Aktivitäten rund 62% bei. Ungefähr 9 Millionen Tonnen, d.h. etwa 30% der anthropogenen NO_x-Emissionen stammen aus Transport-Aktivitäten, vorrangig dem Kfz-Verkehr; annähernd 37% dagegen aus landwirtschaftlichen Quellen einschließlich der Brandrodung [Isermann, 1994; Lee et al., 1997].

Für die Bundesrepublik Deutschland wurde die NO_x-Gesamtemission für 1994 auf 1,7 Millionen Tonnen NO₂ geschätzt. Der Anteil des Straßenverkehrs an dem seit 1980 (3,3 Millionen Tonnen) rückläufigen NO_x-Emissionsaufkommen ist bis 1992 kontinuierlich angestiegen und liegt aktuell bei nahezu 50% [UBA, 1997].

In Baden-Württemberg betrug der Anteil des Straßenverkehrs am Gesamtaufkommen der NO_x -Emissionen ca. 65% (Stand 1995, [UVM, 1998]). An der Stickstoffoxid-Emission sind die schweren Nutzfahrzeuge mit etwa 42% beteiligt, bei einem Fahrleistungsanteil von nur 7%.

NO_x -EMISSIONEN AUS OTTOMOTOREN

Stickoxide zählen zu den limitierten bzw. regulierten, d.h. durch gesetzlich fixierte Grenzwerte beschränkte Emissionskomponenten im Abgas von Kraftfahrzeugen.

Durch den 3-Wege-Katalysator bei Fahrzeugen mit Ottomotoren wird der NO_2 -Gehalt und der NO_2 -Ausstoß drastisch - im Geschwindigkeitsbereich zwischen 0 und 70 km/h weitgehend unabhängig von der Motorleistung - reduziert [Lenner, 1987] und steigt auch bei Fahrgeschwindigkeiten bis ca. 100 km/h nur mäßig an [Sturm et al., 1996]. Bei steigender Fahrgeschwindigkeit und Motorbelastung nehmen die NO_x -Emissionen linear bis überproportional zu [Plassmann, 1986; Baumüller & Reuter, 1990; Hickman & Graham, 1993; Den Tonkelaar, 1994]. Die stärkere Motorbelastung beim Befahren von Straßensteigungen schlägt sich in erhöhten NO_x -Emissionen nieder [Gram, 1996]. Mit zunehmender Laufleistung (Lebensdauer) nimmt die Wirksamkeit des 3-Wege-Katalysators aber deutlich ab [Wehinger & Mayer-Pittroff, 1994].

NO_x -EMISSIONEN AUS DIESELMOTOREN

Über 46% der Stickoxid-Emissionen des Straßenverkehrs stammen in der Bundesrepublik Deutschland aus dem Güterverkehr [Rockenmaier, 1996]. Dieselmotoren, die im Güterkraftverkehr ausschließlich, im Personenverkehr zu einem erheblichen Anteil zum Einsatz kommen, emittieren mehr NO_x als Ottomotoren mit 3-Wege-Katalysator.

Durch Abgasrückführung können die Stickoxid-Emissionen aus Dieselmotoren um

20 – 60% reduziert werden [Fortnagel, 1992; Rockenmaier, 1996]. Noch deutlicher wird der NO_2 -Anteil am Abgas sowie der NO_2 -Ausstoß pro Fahrkilometer bei Dieselfahrzeugen mit Partikelfilter gemindert [Lenner, 1987].

Unterschiedliche Diesel-Kraftstoffarten haben wenig Einfluss auf die NO_x -Emissionen schwerer Dieselmotoren [Sjögren et al., 1996]. Durch die Verwendung von Rapsöl oder Rapsölmethylester als Ersatzkraftstoff für Dieselmotoren werden - im Gegensatz zu den Kohlenwasserstoff- und CO -Emissionen - die NO_x -Emissionen kaum beeinflusst [Krahl et al., 1994].

NO_x -EMISSIONEN AUS ANDEREN VERKEHRSQUELLEN

Der Luftverkehr trägt 1,7% zu den NO_x -Emissionen im Verkehrsbereich bei [BMU, 1991]. Bei der Verbrennung von 1 Liter Kerosin in modernen Düsentriebwerken entstehen 6 – 20 g Stickoxide, wobei durch den Einsatz moderner, emissionsarmer Flugzeugtypen der Rückgang der NO_x -Emissionen geringer ausfällt als die Minderung anderer Emissionskomponenten wie CO_2 , CO oder leichtflüchtiger organischer Verbindungen [LfU, 1996b].

3.3.3 Immission

In verkehrsbelasteten Ballungsräumen entspricht die NO -Konzentration als Folge unmittelbarer Emissionen direkt dem Verkehrsaufkommen [Baumbach, 1993] und verläuft eng parallel mit der Konzentration von CO als weiterer, primärer Kfz-Emissionskomponente [Harrop et al., 1990]. In Ballungsräumen vollzieht sich die Oxidation von NO zu NO_2 rasch, so dass die NO_2 -Konzentrationen mit einer zeitlichen Verschiebung von rund 1 – 2 Stunden dem NO -Konzentrationsverlauf folgt [Baumbach, 1993; Aneja et al., 1997]. Die kurzzeitigen Schwankungen der NO -Konzentration sind dabei stärker ausgeprägt als die der NO_2 -Dynamik [Lahmann et al., 1996].

Selbst in Innenstadtbereichen, die jedoch von direktem Verkehrseinfluss abgeschirmt sind (Parkanlagen, Innenhöfe), sinkt die NO-Immissionskonzentration aufgrund der raschen Oxidation zu NO₂ rapide ab, während die NO₂-Immissionen weniger stark zurückgehen, und die Ozonkonzentration gegenüber unmittelbar verkehrsbeeinflussten Standorten zunimmt [Popp, 1996].

An Wochenenden führt der Rückgang der verkehrsbedingten NO-Emissionen in Stadtzentren bei geringerem Rückgang der Emission leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe zu leicht erhöhten Ozon-Konzentrationen im Zentrum, während am Stadtrand und im Umland tendentiell niedrigere Ozonkonzentrationen auftreten [Steil, 1997].

In offenem Gelände nimmt die NO-Konzentration mit zunehmender Entfernung von der Fahrbahn stark befahrener Straßen exponentiell ab und erreicht in 100 – 150 m Entfernung Werte in der Größenordnung der Hintergrundbelastung. Die NO₂-Konzentration nimmt deutlich langsamer ab, selbst 400 m von der Fahrbahn entfernt wird das Hintergrundniveau noch nicht erreicht. Bei hoher Ozonbelastung verläuft die NO-Abnahme mit der Entfernung von der Fahrbahn steiler, während die NO₂-Konzentration in Fahrbahnnähe aufgrund der raschen Bildung höher ist [Rodes & Holland, 1981].

Im Jahresverlauf treten die höchsten NO-Konzentrationen meist in den Wintermonaten auf [Ashenden & Edge, 1995], unter dem Einfluss von Verkehrsemissionen verschwindet diese saisonale Dynamik zunehmend [Baumbach, 1993; Bell & Ashenden, 1997]. Für NO₂ sind jahreszeitliche Schwankungen generell weniger ausgeprägt [Bower et al., 1991a; Bower et al., 1991b].

In Baden-Württemberg betragen die Streuungen der Jahresmittelwerte 1998 für Stickstoffdioxid (Stickstoffmonoxid) an den drei Hintergrundmessstationen 5 bis 13

µg/m³ (2 µg/m³), an 19 verkehrsbeeinflussten Messstationen 27 bis 47 µg/m³ (13 bis 50 µg/m³) und bei Straßenrandmessungen an 9 Messstationen 54 bis 76 µg/m³ (58 bis 126 µg/m³) [LfU, 1998].

3.3.4 Deposition

Die Raten der auf verschiedene Art erfolgenden Ablagerung (trockene Deposition, Nebel, Niederschlag etc.) der primären Schadstoffe bzw. deren Umwandlungsprodukte in die Biosphäre, die Böden und das Wasser kennzeichnen das aktuelle Belastungsniveau. Mit Depositionsmeßnetzen werden z.B. durch die FVA die Depositionen im Freiland und in Waldbeständen gemessen. An verschiedenen Stationen im Freiland wurden Einträge von 8 bis 15 kg N pro Jahr und Hektar und für die Bestände (Traufniederschläge) von 7 bis 35 kg N pro Jahr und Hektar ermittelt. Dabei war das Verhältnis des Eintrags aus Stickoxiden (NO_x-N) zum Eintrag aus Agrarquellen (Dünger, Mist, Gülle etc., NH₄-N) im Freiland durchschnittlich 50% zu 50% und in Waldbeständen durchschnittlich ca. 67% zu 33%. Diese erhöhten Einträge werden seit vielen Jahren ermittelt, ohne dass ein abnehmender Trend erkennbar ist. Nur der Gesamtsäureeintrag hat sich aufgrund der verminderten Schwefeleinträge um 20% verringert [von Wilpert, FVA, mündliche Mitteilung, 1998; Hildebrand & von Wilpert, 1994]

3.3.5 Trend

In der EU tritt für Pkw im Jahr 2000 die Abgasstufe Euro 3 mit gegenüber heute 30% niedrigeren Abgaswerten in Kraft. Euro 4 mit einer Absenkung um weitere 50% folgt im Jahr 2005. In Deutschland waren bereits 1998 in den Monaten Mai und Juni 66% der Pkw-Neuzulassungen D3-Fahrzeuge. Nach Berechnungen des Umweltbundesamtes werden durch besser ausgerüstete Pkw die Emissionen von 775 kt im Jahre 1990 auf 280 kt (117 kt) im Jahr 2000 (2010) abnehmen, unter der Annahme,

dass die Gesamtfahrleistung von 504 über 585 auf 670 Milliarden km pro Jahr steigt [BMBF, 1995].

Eine Prognose der durch den Straßenverkehr insgesamt bedingten NO_x -Emissionen bis zum Jahr 2005 erwartet unter verschiedenen Szenarien eine Minderung von 1,75 Millionen Tonnen (1988), und rund 1 Million Tonnen mit einem Anwachsen des Nutzfahrzeug-Anteils an diesen Emissionen von ca. 35% auf über 50% [UBA, 1991]. Andere Schätzungen sehen bis zum Jahr 2000 einen Rückgang der Stickoxid-Emissionen aus Verkehrsquellen auf 1,4 Millionen Tonnen voraus [Höpfner, 1991].

Für Baden-Württemberg wird die Abnahme der NO_x -Emissionen von 117 kt im Jahr 1995 auf 88 kt im Jahr 2000 geschätzt.

Ein Rückgang der NO_x -Emissionen von Verkehrsquellen, bezogen auf den Stand von 1985, wird innerhalb der Europäischen Gemeinschaft bis zum Jahr 2000 nicht allein durch die technische Weiterentwicklung und Verbreitung der Motoren- und Abgasreinigungstechnik erreicht werden. Ein verändertes Verkehrsverhalten und weitere gesetzliche bzw. steuerliche Maßnahmen im europäischen und nationalen Rahmen erscheinen hierzu notwendig [Samaras & Zierock, 1994].

3.4 Wirkungen

3.4.1 Humantoxizität

Bereits in geringen Konzentrationen ist Stickstoffmonoxid (NO) ein sehr potenter Wirkstoff, der zur Entspannung der glatten Muskulatur der Arterien und damit zur Senkung des Blutdrucks führt. Seit Mitte der 70er Jahre ist bekannt, dass entsprechend eingesetzte Arzneimittel, wie z.B. Nitroglycerin, über die Freisetzung von NO wirken. Der medizinische Nobelpreis des Jahres 1998 wurde für die Entdeckung verliehen, dass gasförmiges NO ein endogener Bo-

tenstoff ist, der von den Endothelzellen abgesondert wird. Außer im kardiovaskulären System wirkt NO auch im Nerven- und Immunsystem, im Gastrointestinaltrakt und Riechsystem sowie als Hemmstoff der Thrombozytenaggregation. Aufgrund seiner chemischen Instabilität wirkt körpereigenes NO nur auf die unmittelbare Umgebung der NO-synthetisierenden Zellen. Seine Bioverfügbarkeit scheint jedoch gering zu sein.

In höheren Konzentrationen besitzt reines NO keinerlei Reizwirkung, sondern bindet nach der Resorption sehr fest an Ferrohämoglobin und bildet das Methämoglobin (Met-Hb), in dem das zentrale Eisenatom 3-wertig vorliegt und welches kein O_2 mehr binden kann. Damit verliert das Hämoglobin seine Fähigkeit zum Sauerstofftransport. Eine Methämoglobinämie äußert sich ab etwa 10% Met-Hb als Blässe der Haut und eine ausgeprägte, Blausucht genannte Lippenverfärbung. Bei 60 – 80% Met-Hb-Gehalt im Blut tritt der Tod durch innere Erstickung ein.

Dagegen wirkt Stickstoffdioxid (NO_2) als Reizgas mit geringer Wasserlöslichkeit hauptsächlich auf Alveolen, Bronchiolen und Kapillaren der Lunge. Bei Inhalation verursacht es keinen Hustenreiz und wird deshalb in Konzentrationen bis zu 500 mg/m^3 arglos eingeatmet. Im Gewebe disproportioniert es zu salpetriger Säure und Salpetersäure. Durch Denaturierung von Proteinen wird die Permeabilität der Alveolarwände erhöht und Plasma tritt in den Interstitialraum über (Entzündung). Als Reaktion auf das sich bildende toxische Lungenödem mit erhöhtem Widerstand für den Gasaustausch vertieft sich die Atmung. In einem *circulus vitiosus* belegt der sich bildende Ödemschaum nun auch größere Bronchien. Die Latenzzeit zur vollen Ausbildung des Ödems kann mehr als 24 Stunden betragen. Todesursache ist Ersticken, indem die Lunge förmlich im Ödem ertrinkt. Die Gefahrenschwelle wird durch den Immissionswert von $80 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ zum Schutz vor chronischen Gesundheitsgefahren markiert

[Henschler, 1987; Eyer, 1994; Ollroge, 1994; Wellhöner, 1994; Maelicke, 1998].

Bei Asthmatikern findet man schon ab 200 µg/m³ Hinweise auf eine zunehmende bronchiale Reagibilität. Vermutlich ist für die beobachteten Wirkungen jedoch nicht die Höhe der mittleren Belastung entscheidend, sondern Belastungsspitzen dürften die eigentliche Ursache sein [Englert, 1995].

3.4.2 Wirkungen auf Tiere

Neben Ozon ist es vor allem die ebenfalls oxidierende Luftverunreinigung Stickstoffdioxid, von der schädigende Einwirkungen im Tierreich bekannt sind. Neuere Studien der Universität Hohenheim belegen die NO₂-Wirkung auf die Sexuallockstoffe (Pheromone) einiger Insektenarten. Die Begasung verschiedener Schmetterlings- und Fruchtfliegenhormone mit 240 µg/m³ NO₂ zeigte eine deutliche Abhängigkeit der Abnahme der Pheromone von der Belastungszeit. Nach einer längeren Begasung von 13 Stunden war bei allen getesteten Pheromonen eine ca. 50%ige Zerstörung zu beobachten [Lorenz, 1997; Lorenz & Arndt, 1997].

Stickstoffdepositionen tragen insbesondere in kalkarmen, gering gepufferten Gebieten zur Versauerung von Grund- und Oberflächengewässern bei [LfU, 1994]. Die Säureeinwirkungen äußern sich in einer erhöhten Mobilisierung von toxischen Metallverbindungen [Böhmer & Rahmann, 1992]. Diese führen in Zusammenhang mit erniedrigten pH-Werten zur Schädigung der aquatischen Lebensgemeinschaften und im Extremfall zum Erlöschen ganzer Tierpopulationen wie beispielsweise der Bachforellen einiger Seen und Fließgewässeroberläufe im Schwarzwald [LfU, 1992; UM B-W, 1995].

3.4.3 Wirkungen auf Pflanzen

Die Atmosphäre stellt mit 78% molekularem Stickstoff das größte Reservoir dar, aus dem dieses Element in die belebte Umwelt

überführt und in das es wieder zurückgeführt wird. Der Luftstickstoff wird von einigen in Gewässern und Böden lebenden Bakterien- und Blaualgenarten sowie durch die Mykorrhiza gebunden und in weiteren Umwandlungsprozessen im Boden als Ammonium und Nitrat pflanzenverfügbar gemacht. Der gebundene Anteil beträgt 10 – 100 kg/ha/a. Diese Stickstoffumsätze haben sich heute gegenüber einem vorindustriellen Niveau verdreifacht [Lammel & Flessa, 1998; Streit 1992].

Für den Luftpfad gilt als kritische Schwelle nach dem "critical levels"/"critical loads"-Konzept der UN/ECE für NO₂ ein Jahresmittelwert von 30 µg/m³, bzw. ein 4-Stunden-Mittelwert von 95 µg/m³, wobei eine Unterscheidung unterschiedlicher Pflanzennutzungen bzw. Vegetationstypen (Landwirtschaft, Forst, natürliche Vegetation) aufgrund der Datenlage nicht getroffen wurde [Sanders et al., 1995]. Dieser Schwellenwert gilt realistischerweise bei gleichzeitiger Belastung durch SO₂ (30 µg/m³) und Ozon (60 µg/m³). Ohne zusätzliche SO₂- und O₃-Belastung gelten nach UN/ECE NO₂-Konzentrationen von 60 µg/m³ während der Vegetationsperiode und 40 µg/m³ im Winter als tolerierbar [Slovak et al., 1996].

Neben der direkten Wirkung der Stickoxide auf die Vegetation über den Luftpfad ist die Düngewirkung über die Böden der aus NO₂ gebildeten Nitrite und Nitrate auf natürlicherweise nährstoffarmen Böden zu bedenken. Die kritischen Eintragsraten, die von der UN Wirtschafts-Kommission für Europa (UN/ECE) im Rahmen einer Luftreinhaltekonvention festgelegt wurden, liegen für Stickstoff-Depositionen zwischen den Extremen 5 und 35 kg/ha/a [Gregor et al. 1998]. In Folge zu hoher Einträge kann ein Nährstoffungleichgewicht für die Pflanze entstehen, was sich in unterschiedlichen Mangelsymptomen zeigt [Bahadir et al. 1995].

In sauren, pufferschwachen Böden können NO_2 und NO durch Umwandlungen in verschiedene Stickstoffverbindungen (HNO_3 , HNO_2 , N_2O , N_2 , NH_4^+ u.a.) überführt werden. In welche Stickstoffverbindungen NO_2 und NO umgewandelt werden, hängt u.a. ab vom Redoxpotential im Boden, dem pH-Wert und der mikrobiellen Aktivität. Einige dieser Verbindungen wirken bodenversauernd, während andere einer Bodenversauerung entgegen wirken. Ob die Stickstoffverbindungen zu einer Versauerung beitragen, hängt wiederum im Wesentlichen von der Menge ("critical loads") und vom Verhältnis der eingetragenen und im Boden entstandenen Stickstoffverbindungen ab, sowie vom Puffervermögen bzw. der Nachlieferung basisch wirkender Kationen aus der Verwitterung der Böden [Hepp & Hildebrand, 1993; Feger, 1997; Gregor et al., 1998; Lammel & Flessa, 1998]. Im Falle von Bodenversauerung vermuten Ulrich und Puhe [1994] einen steigenden Anteil des klimarelevanten N_2O an der Denitrifikation. Darüberhinaus gibt es Hinweise, dass bei hohen N-Depositionen die Adsorptionsrate des ebenfalls den Treibhauseffekt fördernden Methans reduziert ist und Methan dadurch in der Atmosphäre akkumulieren kann [Flaig & Mohr, 1996].

ANREICHERUNGEN UND REAKTIONEN

Aufnahme

Der N-Gehalt pflanzlicher Biomasse liegt zwischen 0,5 und 5% der Trockensubstanz. Der Stickstoff ist Bauelement von Aminosäuren, Proteinen und Nukleinsäuren sowie einer Anzahl weiterer Verbindungen. Pflanzen können zum einen Stickstoff akkumulieren oder sie reagieren mit sichtbaren, akuten Schäden auf überhöhte Stickstoffkonzentrationen [Gregor et al. 1998].

Die trockene Deposition gasförmiger Stickstoffverbindungen auf Pflanzenbestände liegt in ähnlichen Größenordnungen wie der niederschlagsgebundene Stickstoffeintrag und kann zwischen 20% und 70% des Gesamt-Stickstoffeintrages betragen [Hanson

& Lindberg, 1991]. Wälder nehmen in der Regel die doppelte Depositionsrate auf wie Flächen im Freiland [Flaig & Mohr, 1996].

Zu 20 - 30% wird der Stickstoff eines Baumes über die Blätter und Nadeln aus der Luft vor allem in Form von NO_2 , NH_3 und HNO_3 aufgenommen [Flaig & Mohr, 1996]. Dies erfolgt ganz überwiegend durch die Spaltöffnungen und ist – entsprechend der stoffwechselabhängig regulierten Spaltöffnungsweite – bei Tageslicht höher als bei Dunkelheit [Neubert et al., 1993; Segschneider et al., 1995]. Die Leitfähigkeit von einzelnen Blättern oder Pflanzenbeständen sowie die Depositionsgeschwindigkeit in Pflanzenbeständen ist für NO_2 deutlich höher als für NO , variiert jedoch, je nach Pflanzenart, Umgebungsbedingungen und Jahreszeit, erheblich [Hanson & Lindberg, 1991; Slovik et al., 1996]. Der über die Blätter aus Stickoxiden aufgenommene Stickstoff wird kaum in andere Pflanzenorgane verlagert, wodurch das Nährstoffgleichgewicht innerhalb der Pflanze gestört werden kann [Schaub et al., 1991; Segschneider, 1995].

Die direkte Düngewirkung einer erhöhten Deposition von Stickoxiden bzw. Nitrat kann bedeutender sein als die Stickstoffmineralisierung aus dem Boden [Morecroft et al., 1994]. Dieser Stickstoff-Eintrag wirkt sich nicht nur auf Nährstoffgehalt, Wachstum und Vitalität der Pflanze selbst [Morecroft & Woodward, 1996], sondern auch auf Wechselwirkungen mit Konkurrenten und pflanzenfressenden Tieren aus [Moore, 1995].

Der Austausch von Stickoxiden zwischen Atmosphäre und Pflanzenbeständen wurde von Duyzer et al. [1995] modellhaft beschrieben. Bei NO_2 -Konzentrationen von unter $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überwiegt bei Wäldern der Übergang: Pflanzenbestand \rightarrow Atmosphäre, wobei NO -Emissionen aus dem Waldboden und die Umwandlung von NO in NO_2 im Stammbereich als Quelle anzusehen sind. Für verschiedene Waldstandorte

in Deutschland wurde dieser Kompensationspunkt für NO_x mit rund 13 µg/m³ berechnet [Slovik et al., 1996]. Bei höheren NO_x-Immissionskonzentrationen über dem Pflanzenbestand überwiegt die Deposition: Atmosphäre → Pflanzenbestand.

NO und NO₂ werden von den Wurzeln nicht oder kaum als Gas über den Boden aufgenommen, sondern über Umwandlungsprodukte (NO₃⁻ und NH₄⁺). Die bevorzugte Aufnahmeform ist pflanzenspezifisch. Die Form, in der diese Stickstoffverbindungen im Boden vorliegen, ist pH-abhängig; unter stark sauren Bedingungen liegt der Stickstoff überwiegend als NH₄⁺, in neutralen und alkalischen Böden überwiegend als NO₃⁻ vor.

Symptome einer überhöhten Stickstoffversorgung über den Boden sind u. a. üppiges Pflanzenwachstum, weiches schwammiges Gewebe, Anfälligkeit gegenüber Schadpilzen, geschwächtes Stützgewebe, vermindertes Wurzelwachstum, verringerte Trockenresistenz, verzögerte Ausreife, eingeschränkte Frostresistenz, schwächerer Blütenansatz, beeinträchtigter Zucker-, Stärke- und Vitamingehalt [Hock, 1995].

Verlagerung, Stoffwechsel

Eine umfangreiche Auswertung über Auswirkungen atmosphärischer Stickoxid-Belastungen auf den pflanzlichen Stoffwechsel (Aufnahme, Nitrat-/Nitrit-/Stickstoff-Gehalt; Enzymaktivitäten; Aminosäure- und Sekundärstoffwechsel; Photosynthese, Transpiration; Kohlenstoff-Metabolismus; Wurzelphysiologie) wurde von Segschneider [1995] durchgeführt. Eine Direktschädigung von Pflanzen durch NO₂ erfordert jedoch so hohe Konzentrationen, dass dies nur in seltenen Fällen auftritt [Hock, 1995].

Im Blattgewebe löst sich luftbürtiges NO₂ aufgrund seiner hohen Wasserlöslichkeit im extrazellulären Wasser und bildet HNO₃ (Salpetersäure), die nach Dissoziation teilweise zu Nitrat, in geringerem Umfang auch zu Nitrit umgewandelt wird [Ammann et al.,

1995; Segschneider, 1995]. Die dabei freiwerdenden Protonen senken den pH-Wert im Gewebe und beanspruchen das Puffervermögen und die pH-Regulation des Zellstoffwechsels mit der Konsequenz der internen Säurebelastung [Wellburn, 1990].

Bei Dunkelheit reagieren Pflanzen empfindlicher auf NO₂ als bei Tageslicht. Karotinoide, eine Gruppe pflanzlicher Schutzpigmente, reagieren mit NO₂ unter der Bildung von toxischen Nitritestern. Bei Tageslicht sind diese Karotinoide dagegen an der Reduktion von NO₂ zu NO beteiligt [Cooney et al. 1994].

NO_x-Belastung führt bei (Jung-)Pflanzen anfänglich häufig zu Wachstumshemmungen. Wird bei fortdauernder NO_x-Belastung durch Aktivierung der Nitratreduktase der NO₂-bürtige Stickstoff besser nutzbar, kann die anfängliche Wuchsminderung durch den NO₂-Düngeeffekt kompensiert werden [Hufton et al., 1996]. Insbesondere bei Nadelbäumen können Stickoxide, vorrangig NO₂, in wesentlichem Umfang zur Stickstoffversorgung beitragen [Ammann et al., 1995]. So können bei Fichte [Nussbaum et al., 1993] und Gerste unter realistischen NO₂-Konzentrationen (bis 110 bzw. 70 µg/m³) annähernd 10% des Pflanzenstickstoffs, hauptsächlich als NO₂, über die Luft aufgenommen werden. Bei geringer Stickstoffernährung über den Boden kann dieser Anteil geringfügig höher liegen, eine Mangelversorgung jedoch bei weitem nicht ausgleichen [Jensen & Pilegaard, 1993].

ÖKOLOGISCHE KONSEQUENZEN

Der trockene oder niederschlagsgebundene Eintrag von Stickstoff in Form von Stickoxiden in nährstoffarme Ökosysteme hat weitreichende Folgen. Er kann zu erheblichen, von Pflanzenart zu Pflanzenart unterschiedlichen Veränderungen der Wuchsleistung der Vegetation und damit zu Artenverschiebungen bis hin zur Unterdrückung und zum Verlust einzelner Arten führen [Bell et al., 1992; Blank et al., 1992].

Änderungen im Gehalt und der relativen Verteilung von Aminosäuren in NO_2 -belasteten Pflanzen wurden wiederholt beobachtet. Sie liefern eine mögliche Erklärung für den häufig erhöhten Befall von Pflanzen durch Parasiten und andere Schadinsekten unter NO_x - bzw. Abgasbelastung [Flückiger et al., 1988; Houlden et al., 1991]. Zwischen verschiedenen Pflanzenarten und -sorten treten nach NO_2 -Belastung z.T. deutliche Unterschiede im Verhalten als Wirtspflanze gegenüber Schadinsekten auf [Masters & McNeill, 1996]. Demgegenüber hat die direkte Einwirkung von Stickoxiden auf Schadinsekten und Parasiten keine Bedeutung [Jackson, 1995].

Die aktuellen jährlichen Stoffeinträge erreichen auf vielen Waldstandorten um 30 bis 40 kg/ha Stickstoff (Gesamt-N). Dieser Eintrag erfolgt ausschließlich über die Atmosphäre. Zunächst reagieren die Bäume mit einem stärkeren Zuwachs, jedoch entsteht dauerhaft ein Nährstoffungleichge-

wicht, was sich beispielsweise in Rheinland-Pfalz in einem Manganmangel nachweisen ließ. Neben dem erhöhten Nährstoffbedarf der Bäume durch das hohe Stickstoffangebot steigt auch der Wasserbedarf. Folge dieses unausgeglichene Wasser- und Nährstoffhaushaltes sind die klassischen Waldschäden [Gregor et al., 1998; Flaig & Mohr, 1996]. Die stickstoffgesättigten Waldökosysteme geben Nitrat ins Grundwasser und z.T. Lachgas in die Atmosphäre ab [Reuther et al., 1996].

Nach Flaig & Mohr [1996] sind in Deutschland vielerorts die kritischen Grenzen der Stickstoffdeposition bereits überschritten. Für Baden-Württemberg beobachteten Cezanne et al. [1997] an Standorten mit erhöhter Luftstickstoffkonzentration die Zunahme stickstoffliebender Flechten.

In Gewässern im Einflußbereich verkehrsreicher Straßen ist bislang kein signifikanter Einfluss auf den Nitratgehalt durch Straßenablaufwasser nachweisbar [Maltby et al., 1995].

4 Schwefeldioxid (SO₂)

4.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten denen der Belastungssituation gegenübergestellt.

Humantoxizität

Die drastische Abnahme der SO₂-Konzentrationen in den Hauptbelastungsgebieten der ehemaligen DDR auf <100 µg/m³ (weniger als ein Drittel der Werte von 1989) korreliert ein-drucksvoll mit der Abnahme der Anzahl an Erkältungen und Asthmaanfällen sowie dem verminderten Auftreten von Mandelentzündung, Reizhusten, häufig laufender Nase, geröteten Augen, Niesattacken, Schwellungen im Bereich der Atemwege und Bronchitis. Dagegen standen allergische Symptome, Heuschnupfen, Pseudokrupp, Ekzem und Lungenentzündung nicht im Zusammenhang mit der SO₂- oder Staubkonzentration.

Ökosystemare Wirkungen

Die Anreicherung von Sulfaten durch Depositionen in den letzten Jahrzehnten hat jedoch langfristig nachwirkende Folgen für Boden und Biosphäre. Erscheinungsformen sind u. a. die Versauerung, die Auswaschung von Nährelementen. Ein Teil der weiterhin diagnostizierten Waldschäden findet dadurch seine Erklärung.

Pflanzen

Erhöhte SO₂-Immissionskonzentrationen in Ballungsräumen erreichten die Schädigungsschwelle empfindlicher Pflanzenarten. In Straßennähe war die Verstärkung von Schädigungen auf Pflanzen von NO₂ und SO₂ von Bedeutung. Wiederholt wurden überadditive Wechselwirkungen von SO₂ und NO₂ auf Stoffwechsel, Pflanzenwachstum und Ertrag beobachtet.

BELASTUNGSSITUATION

Trend der Emission

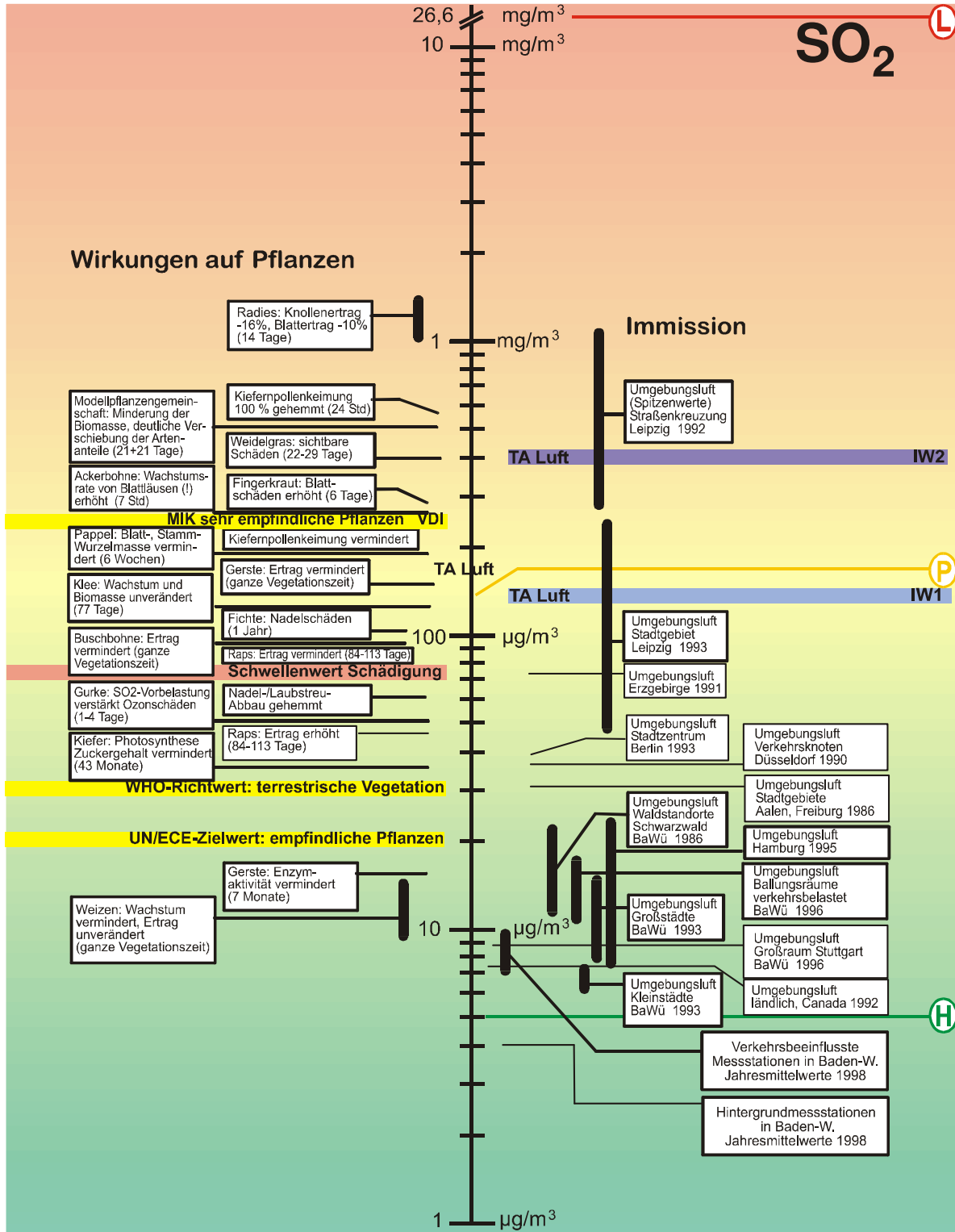
Die deutlich rückläufigen SO₂-Gesamtemissionen und die gegenwärtige Immissionssituation haben in Baden-Württemberg dazu geführt, dass SO₂ seine Bedeutung als großräumig wirkender Luftschadstoff verloren hat. In Baden-Württemberg sind die gesamten SO₂-Emissionen seit einigen Jahren stark rückläufig. Seit den 70er Jahren hat sich eine Reduktion um ca. 75% ergeben. Eine weitere, wenn auch nicht mehr so umfangreiche Verminderung des Schadstoffausstoßes ist zu erwarten. Verkehrsbedingte Emissionen stammen fast ausschließlich aus Dieselmotoren und werden ursächlich vom Schwefel-Gehalt des Kraftstoffs bestimmt. Im Jahr 1995 wurden nach Berechnungen der UMEG 7,7 kt emittiert und für 2000 werden 2,8 kt prognostiziert.

Immission

In Folge der verringerten Emissionen ist auch die Immissionssituation durch eine erhebliche Verminderung gekennzeichnet. Witterungsbedingte jahreszeitliche Schwankungen haben ihre Ursache in entsprechendem Energiemehrverbrauch. Ferntransporte haben nicht mehr so große Bedeutung wie in den Wintersmogperioden der 70er Jahre.

Deposition

In Messnetzen werden durch die FVA die Depositionen in Freiland- und in Waldbeständen gemessen. Die Schwefeldepositionen haben sich an verschiedenen Stationen im Freiland und in den Waldbeständen (Traufniederschläge) in den letzten Jahren um 30 – 50% verringert. Damit ist auch der Gesamtsäureeintrag spürbar entlastet worden und wird derzeit durch die Stickstoffeinträge dominiert.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998).

H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für SO₂

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration (µg/m ³)	Quelle
rechtsverbindliche Grenzwerte			
Immissionswert	IW1	140	TA Luft
	IW2	400	
Immissionswert (Schwebstaub > bzw. ≤150 µg/m ³) (Schwebstaub > bzw. ≤200 µg/m ³) (Schwebstaub > bzw. ≤350 µg/m ³)	1 Jahr; Median	80/120	22. BimSchV
	Winterhalbjahr; Median	130/180	
	1 Jahr, 98. Perzentil	250/350	
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte			
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			
Hintergrundwert	H-L	5	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
Prüfwert	P-L	140	
letale Konzentration	L-L	2660000	
Maximale Immissionskonzentration (MIK) zum Schutz des Menschen	½-Stunden-Mittelwert	1000	VDI 2310, Bl. 11
	24-Stunden-Mittelwert	300	
Maximale Immissionskonzentration (MIK) zum Schutz der Vegetation für sehr empfindliche Pflanzen für empfindliche Pflanzen für weniger empfindliche Pflanzen für sehr empfindliche Pflanzen für empfindliche Pflanzen für weniger empfindliche Pflanzen	97,5. Perzentil	50	VDI 2310, Bl. 2
		80	
		120	
	Mittelwert für die Vegetationszeit (7 Monate)	250	
		400	
		600	
Leitwert "Schutz der menschlichen Gesundheit und langfristiger Schutz der Umwelt"	1 Jahr, arithm. Mittelwert aller Tagesmittelwerte	40 - 60	EU-Richtlinie 80/779/EWG
	24-Stunden	100 - 150	
Leitwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit (nur in Bezug zu den Begründungen der <i>Air Quality Guidelines</i> zu benutzen)	10-Minuten-Mittelwert	500	WHO, 1987
	1-Stunden-Mittelwert	350	
Richtwert zum Schutz der terrestrischen Vegetation (nur in Bezug zu den Begründungen der <i>Air Quality Guidelines</i> zu benutzen)	24-Stunden-Mittelwert	100	WHO, 1987
	Jahresmittelwert	30	
Zielwert für empfindliche Pflanzen empfindliche Kulturpflanzen, Wälder	Jahresmittelwert	20	UN/ECE, 1988
	Jahresmittelwert	30	
	24-Stunden-Mittelwert	70	

4.2 Emission, Immission, Deposition und Trend

4.2.1 Emission

Für die Bundesrepublik Deutschland wurde die SO₂-Gesamtemission für 1994 auf 3,0 Millionen Tonnen geschätzt. Der Anteil des Straßenverkehrs an dem seit 1985 (7,7 Millionen Tonnen) deutlich rückläufigen SO₂-Emissionsaufkommen ist von 1,1 % (1970) auf 1,7% (1994) angestiegen.

In Baden-Württemberg lag der Verkehrsanteil an den SO₂-Gesamtemission 1995 bei 14%. An den SO₂-Emissionen sind die schweren Nutzfahrzeuge mit etwa 47% beteiligt, bei einem Fahrleistungsanteil von nur 7% [UVM-BW, 1998].

Verkehrsbedingte SO₂-Emissionen entstammen fast ausschließlich Dieselfahrzeugen, in deren Kraftstoff der Schwefelgehalt seit 01.10.1996 auf 0,05% beschränkt ist [EWG 93/12; 1993]. Während in den 80er Jahren Dieselmotoremissionen noch rund 0,3% SO₂ enthielten [Hering, 1986], sind die SO₂-Gehalte im Dieselabgas inzwischen auf rund 0,01% gesenkt worden [Klingenberg, 1996]. 3-Wege-Katalysatoren haben keinen nennenswerten Einfluß auf den SO₂-Gehalt der Kfz-Emissionen [Klingenberg, 1996].

In der Bundesrepublik Deutschland ist der Güterverkehr zu 51% an den SO₂-Emissionen des Straßenverkehrs beteiligt [UBA, 1997]. In Dänemark liegt der Anteil beispielsweise bei über 60% [Jorgensen, 1996].

4.2.2 Immission

Der deutliche Rückgang der SO₂-Emissionen seit Mitte der 80er Jahre spiegelt sich in einem abnehmenden Trend der SO₂-Immissionsbelastung wider. Annähernd flächendeckend wurden 25 µg/m³ als Jahresmittelwerte unterschritten [UBA, 1997].

Im Nahbereich von Straßen wird eine erhöhte Sulfat-Deposition beobachtet, die sowohl auf SO₂-Emissionen aus Dieselfahrzeugen als auch, abhängig von der Klimaregion, auf Bestandteile von Auftausalzen zurückzuführen ist [Hautala et al., 1995].

In Baden-Württemberg betragen für Schwefeldioxid der Jahresmittelwert 1998 an den drei Hintergrundmessstationen 4 µg/m³ und die Streuungen der Jahresmittelwerte 1998 an 19 verkehrsbeeinflussten Messstationen 7 bis 10 µg/m³ [LfU, 1998].

4.2.3 Deposition

In Depositionsmessnetzen werden durch die FVA Freiland- und Walddepositionen gemessen. Die Schwefeldepositionen haben sich an verschiedenen Stationen im Freiland und in den Waldbeständen (Traufniederschläge) in den letzten Jahren um 30 - 50% verringert. Damit ist auch der Gesamtsäureeintrag spürbar vermindert worden und wird derzeit durch die Stickstoffeinträge dominiert [von Wilpert, FVA, mündliche Mitteilung, 1998; Hildebrandt & von Wilpert, 1994].

4.2.4 Trend

Während um 1985 großräumige SO₂-Immissionen in der Größenordnung von 25 - 50 µg/m³ und regional von 50 - 75 µg/m³ als Jahresmittelwerte vorherrschten, liegen die aktuellen SO₂-Konzentrationen in der Bundesrepublik Deutschland annähernd flächendeckend unter 25 µg/m³. Auch auf Länderebene wird der überregional einheitliche Trend einer rückläufigen SO₂-Immissionsbelastung bestätigt [Mayer & Schmidt, 1994].

Die SO₂-Emissionen aus Pkw können - aufgrund eines wachsenden Anteils und wachsender Fahrleistung von Diesel-Pkw - voraussichtlich bis zum Jahr 2000 wieder ansteigen. Eine Stabilisierung bzw. Reduktion der SO₂-Emissionen bis zum Jahr 2010 ist nur aufgrund von weiteren Minderungen

des Schwefelgehaltes im Dieselkraftstoff, aber auch im Otto-Kraftstoff, zu erwarten [Metz, 1990].

4.3 Wirkungen

4.3.1 Humantoxizität

Als ein Reizgas mittlerer Wasserlöslichkeit wirkt Schwefeldioxid auf die Schleimhäute der Augen und der Atemwege. Es greift insbesondere den mittleren Abschnitt des menschlichen Atemtraktes an, führt zu einer Steigerung der Empfindlichkeit gegenüber Atemwegsallergien sowie der Anfallshäufigkeit bei Asthmatikern und löst Hustenreiz, Schleimabsonderung, Bronchokonstriktion (in Konzentrationen von über 25 mg/m³), Bronchitis und schließlich Bronchopneumonie aus. Bei Inversionswetterlagen über Ballungszentren kann das Gas an Staubpartikeln unter Schwermetallkatalyse zu SO₃ und Schwefelsäure umgesetzt werden. So erklärt man sich die erhöhte Sterblichkeit bei "Smog"-Katastrophen, die z.B. in London aufgetreten sind [Henschler, 1987; Schüttmann & Aurand, 1994].

Die Wahrnehmungs- und Geruchsschwelle liegt zwischen 0,8 und 4 mg/m³, bei 2,7 - 3 mg/m³ kommt es zu erhöhter Pulsfrequenz und Reizung der Bindehaut, bei 7 mg/m³ tritt Rachenreizung und nach 30 Minuten Kopfschmerz auf. Noch höhere Konzentrationen von 27 mg/m³ führen zu Niesreiz und Tränenfluss [Englert, 1992].

Vor kurzem gelang dem Medizinischen Institut für Umwelthygiene (MIU) in Düsseldorf der Nachweis räumlicher und zeitlicher Zusammenhänge zwischen der Luftbelastung mit Schwefeldioxid und Staub einerseits und dem Auftreten von Infektionen und Reizungen der Atemwege andererseits. Die engen Korrelationen legen eine kausale Beziehung nahe. Statistische Analysen zeigen, dass das Auftreten von Bronchitis mehr der Staubkonzentration folgte, während die anderen Symptome und Erkrankungen (Erkältungen, Asthmaanfälle, Man-

delentzündung, Reizhusten, häufig laufende Nase, Niesattacken, Schwellungen im Bereich der Atemwege) mehr mit der SO₂-Belastung assoziiert waren [Krämer, 1998].

4.3.2 Wirkungen auf Pflanzen

Bei den aktuell niedrigen Konzentrationen sind Wirkungen auf Tiere unerheblich. Lediglich bei Pflanzen können bei örtlich möglichen Spitzenkonzentrationen noch Reaktionen beobachtet werden.

AUFNAHME UND WIRKUNGSMECHANISMEN

Die Aufnahme von SO₂ unterscheidet sich zwischen Pflanzenarten und -sorten [Klein et al., 1978; Elkies & Ormrod, 1981]. Die Thallobyten (z.B. Moose) reagieren generell empfindlicher als die Gefäßpflanzen [Winner & Bewley, 1978a, 1978b].

Pflanzen, die sich grundlegend in ihrem CO₂-Aufnahme- und -Fixierungsprozess unterscheiden (C₃-Pflanzen, C₄-Pflanzen), weisen häufig auch deutliche Unterschiede in ihrer Empfindlichkeit gegenüber SO₂-Belastungen auf. C₄-Pflanzen, wie z.B. Mais, können auch bei geringer Spaltöffnungsweite wirksame Photosynthese treiben und schränken so die SO₂-Aufnahme ins Blatt ein. Zudem scheinen die Enzyme des Photosystems von C₄-Pflanzen gegenüber SO₂ weniger empfindlich zu sein [Winner & Mooney, 1980].

Waren Pflanzenbestände über längere Zeiträume (viele Generationen) erhöhten SO₂-Immissionen ausgesetzt, entwickelt sich aufgrund von Anpassungsmechanismen eine höhere Toleranz gegenüber chronischen, jedoch nicht notwendigerweise gegenüber akuten SO₂-Belastungen. Die Toleranz gegenüber chronischen SO₂-Belastungen, die sich innerhalb von 17 bis 25 Jahren entwickeln kann [Ayazloo & Bell, 1981], kommt in quantitativ veränderten Stoffwechselreaktionen bzw. Metabolitenkonzentrationen und dosisabhängig in Wachstumssteigerungen bzw. geringeren Wuchsdepressionen gegenüber nicht an-

gepassten Populationen zum Ausdruck [Vermehren et al., 1994]. Toleranz gegenüber akuten Immissionsbelastungen durch SO_2 kann sich in Graspopulationen - z.B. in der Umgebung starker SO_2 -Emittenten - binnen weniger Jahre entwickeln [Wilson & Bell, 1986].

In unmittelbarer Fahrbahnnähe insbesondere von Schnellstraßen ist die Luftbewegung, vor allem durch Turbulenzen, deutlich erhöht. Sowohl der damit verbundene mechanische Stress als auch die Minderung des Grenzflächenwiderstands bei der Aufnahme gasförmiger Schadstoffe in die Pflanze führen generell zu einer erhöhten SO_2 -Aufnahme und zur Verstärkung von Schadwirkungen durch SO_2 [Ashenden & Mansfield, 1977; Ashenden, 1978; Ashenden et al., 1978; Weigel et al., 1989; van Hove et al., 1990].

Daneben wurden in Straßennähe wiederholt überadditive Wechselwirkungen von SO_2 und NO_2 auf Stoffwechsel, Pflanzenwachstum und Ertrag beobachtet, bei denen SO_2 die - in niedrigen Konzentrationen - stimulierende Wirkung von NO_2 nicht nur aufhebt, sondern Schädigungen über das Maß einer reinen SO_2 -Belastung hinaus bewirkt [Ashenden, 1979; Amundson & McLean, 1982; Murray & Wilson, 1990; Murray et al., 1994].

Eine Barriere gegen das Eindringen gasförmiger und in Wasser gelöster Schadstoffe in Blätter ist die wachsartige Schutzschicht der Blattoorgane (Cuticula). Sie kann beträchtliche Mengen an SO_2 innerhalb weniger Minuten sorbieren und in unbelasteter Luft wieder abgeben. Mit zunehmender Feuchte der Blattoberfläche steigt die Sorption von SO_2 auf der Pflanzenoberfläche an [van Hove et al., 1989]. Durch langfristiges Einwirken von SO_2 - auch in niedrigen Konzentrationen ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) - kann die Wachs-schicht allerdings angegriffen werden [Cape, 1983; Steubing et al., 1989; Cape et al., 1995].

Über die Spaltöffnungen (Stomata) der Blätter kann ein Eindringen von SO_2 in das Pflanzeninnere erfolgen [Lendzian & Kerstiens, 1991]. Die Öffnungsweite der Spaltöffnungen hat maßgeblichen Einfluss auf die trockene Depositionsgeschwindigkeit in Pflanzenbeständen. Die Depositionsgeschwindigkeit ist für SO_2 deutlich höher als für H_2S oder andere gasförmige Schwefelverbindungen, jedoch niedriger als für quantitativ bedeutsame Luftverunreinigungen wie NO_x oder Ozon [Taylor et al., 1983; Slovik et al., 1996].

Unter Trockenstress vermindern Pflanzen die Öffnungsweite der Stomata, um den Wasserverlust zu reduzieren. Damit erhöht sich auch der Widerstand für eindringende Schadgase wie SO_2 , so dass mangelnde Wasserversorgung in der Regel zu einer verminderten Schadstoffaufnahme und damit zu geringeren Schadwirkungen führt [Atkinson et al., 1988; Qifu & Murray, 1991]. Waren Pflanzen vor einer SO_2 -Belastung hoher Luftfeuchte ausgesetzt, werden sie aufgrund der anfangs größeren Öffnungsweite der Stomata stärker geschädigt [Kobriger & Tibbits, 1985]. Andererseits kann durch das Eindringen des Schadstoffes ein unkontrolliertes Öffnen der Stomata zu einem gestörten Wasserhaushalt der Pflanze führen [Black & Black, 1979 a,b].

Die Bildung von Lignin, d.h. die stoffliche Basis der Zellwandfestigung in Pflanzen, kann unter SO_2 -Belastung behindert sein und zu schwächer ausgebildeten und damit anfälligeren Zellwandstrukturen führen [Pfanzen & Oppmann, 1991].

Innerhalb der Blattzellen finden sich nach SO_2 -Belastung erhöhte Schwefelgehalte in den Chloroplasten, den Orten der Photosynthese. Mikroskopisch sichtbare Schäden an den Chloroplasten-Membranen [Krause & Dochinger, 1987] sowie Veränderungen der Membranzusammensetzung [Navarilzo et al., 1992] deuten auf frühe Membran- und Zellschädigungen von SO_2 -

belasteten Pflanzen hin [Krause & Dochinger, 1987; Häberlein, 1996].

Bei SO₂-Belastungen von 200 µg/m³ wurden Chromosomenschäden in ausgereiften Pollen beobachtet. Die Keimfähigkeit von Pollen wird durch SO₂ bereits bei Konzentrationen über 200 µg/m³ bzw. 400 µg/m³ nachhaltig gehemmt [Bonte, 1982; Keller & Beda, 1984]. Damit beeinträchtigt SO₂ auch

die Fortpflanzungsfähigkeit bzw. die Integrität der Erbinformation von Pflanzen. Generell ist die Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pollen in starkem Maß von der (Luft)Feuchte abhängig; unter trockenen Bedingungen weisen Pollen eine geringe Empfindlichkeit gegenüber SO₂ auf [Wolters & Martens, 1987].

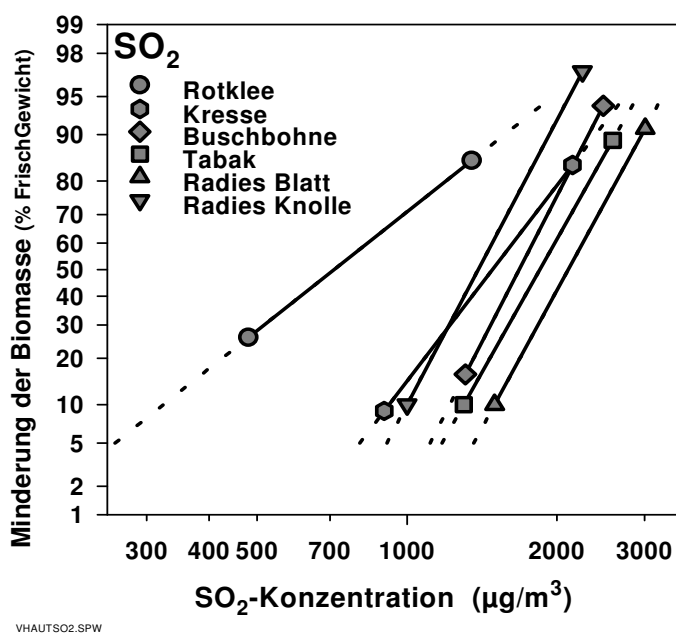


Abb. 1: Dosis-Wirkungsbeziehungen zwischen Schwefeldioxid (SO₂)-Belastung und Minderung der Biomasse (Frischgewicht) verschiedener Nutzpflanzen nach 14-tägiger Begasungsdauer. Die Linearisierung der Dosis-Wirkungskurven erfolgte durch Log-Transformation der Belastungskonzentration und Probit-Transformation der Biomasse-minderung. (Quelle: Van Haut et al., 1979).

Einbußen landwirtschaftlicher Erträge für die Niederlande errechneten van der Eerden et al. [1988] bei einer mittleren SO₂-Belastung von 24 µg/m³ von durchschnittlich 1,2%, wobei Kulturen unter Glas sowie die Saatguterzeugung von Gräsern am stärksten betroffen waren.

Entlang einem Immissionsgradienten zwischen Ballungsraum und ländlichem Umland konnten Veränderungen von Biomasse und Ertrag von Weißklee und Gerste im wesentlichen mit den unterschiedlichen SO₂- und NO₂-Konzentrationen in Größenordnungen bis zu 39 µg/m³ bzw. 48 µg/m³ erklärt werden [Ashmore et al., 1988].

ÖKOLOGISCHE KONSEQUENZEN

Realistische SO₂-Immissionsbelastungen können zu Veränderungen bei Inhaltsstoffen und Fraß-Schutzsubstanzen (Phenole) von Pflanzen führen und damit ihre Attraktivität bzw. ihren Futterwert für Fraßtiere bzw. Parasiten ändern. Hierbei kann die Art und Richtung der Veränderung von der Wirtspflanzen-Parasit-Kombination ebenso wie von der SO₂-Dosis abhängen [Flückiger et al., 1988; Houlden et al., 1990; Aminu-Kano et al., 1991; Holopainen et al., 1993; Kainulainen et al., 1993; 1995; Julkunen-Tiitto et al., 1995].

Der Befall von Getreidepflanzen mit pilzlichen Parasiten wird durch vorherige SO₂-Belastung relativ wenig beeinflusst, während Ozon-Begasungen sowie Mischbegasungen mit SO₂ und Ozon eine deutliche Verstärkung des Pilzbefalls verursachen können [Fehrmann et al., 1991]. Die Entwicklung von Rost und Mehltau an Bohnen wird durch die zeitliche Lage und die Dynamik der SO₂-Belastung im Verhältnis zum Infektionszeitpunkt beeinflusst und kann durch SO₂-Belastung nennenswert gehemmt werden [Weinstein et al., 1975; Reynolds et al., 1987].

Die Wirkung von hohen SO₂-Konzentrationen bis 2 600 µg/m³ auf den Mehltauerreger (*Xanthomonas phaseoli*) selbst ist gering; auch der Rostpilz (*Uromyces viciae-fabae*) auf Ackerbohnen wird durch SO₂-Belastung wenig beeinträchtigt

[Laurence & Reynolds, 1982, 1984; Lorenzini et al., 1990]. Wirkungen von realistischen SO₂-Konzentrationen auf pilzliche oder bakterielle Pflanzenkrankheiten sind wesentlich für die Ertragsentwicklung [McLeod et al., 1991], oftmals jedoch variabel und lassen keinen einheitlichen Trend der Wechselwirkungen erkennen [Lorenzini et al., 1992; Mansfield et al., 1991].

Weitere blattbesiedelnde Pilze werden durch SO₂-Belastungen bis 125 µg/m³ deutlich vermindert, andere Arten treten unter SO₂-Belastung häufiger auf [Magan & McLeod, 1991].

Die Laubzersetzung von Bergahorn-Blättern ist unter realistischen SO₂-Konzentrationen deutlich gehemmt, die Zusammensetzung der abbauenden Pilzgesellschaften wesentlich verändert [Newsham & Ineson, 1995]. Auch Wookey et al. [1991] und Dursun et al. [1996] beobachteten die Hemmung von am Laubbau beteiligten Pilzen bei realistisch niedrigen SO₂-Belastungen.

Der verstärkte Eintrag saurer Luftverunreinigungen wie SO₂ und die nachfolgende Versauerung insbesondere nährstoffarmer und schwach gepufferter Böden kann zu Veränderungen von Standort- und damit von Konkurrenzbedingungen zwischen verschiedenen Pflanzenarten führen. So wird z.B. der Rückgang des Auftretens von *Arnika montana* in den Niederlanden mit der Bodenversauerung infolge von SO₂-Deposition erklärt [Fennema, 1992].

5 Aldehyde (Formaldehyd, Acrolein)

5.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten der Belastungssituation gegenübergestellt.

Humantoxizität

Neben ihrer direkten toxischen Wirkung -Formaldehyd (Methanal) und Acrolein (Propenal) sind stark reizende Substanzen mit erbgutveränderndem Potential - sind Aldehyde in der Atmosphäre sehr reaktiv.

Formaldehyd und Acrolein greifen den oberen und mittleren Atemtrakt an und können in hohen Konzentrationen verätzend wirken. Für Formaldehyd liegt die Reizschwelle der Augen schon bei 60 bis 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Luft.

Pflanzen

Formaldehyd als mengenmäßig wichtigste Komponente dieser Gruppe ist deutlich pflanzenschädigender als SO_2 . Aktuelle Immissionskonzentrationen in Ballungsgebieten liegen nur wenig unterhalb der Wirkungsschwelle für Pflanzenschädigungen. Sowohl Samenkeimung wie auch Wachstum und Ertrag von Pflanzen werden durch Aldehyd-Konzentrationen von 500 bis 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Luft beeinträchtigt.

BELASTUNGSSITUATION

Trend der Emissionen

Der Kfz-Verkehr, insbesondere durch dieselgetriebene Fahrzeuge, gilt in Ballungsgebieten als die wichtigste Emissionsquelle für Formaldehyd. Mit der Verwendung von sauerstoffhaltigen Verbindungen im Otto-Kraftstoff - mit dem Ziel, CO-Emissionen sowie die Bildung von Ozon zu senken - steigen die direkten Aldehyd-Emissionen aus Kraftfahrzeugen deutlich an.

Überproportional hohe Aldehyd-Emissionen treten in der Kaltstartphase auf. Katalysatoren mindern die Aldehyd-Emissionen wirksam.

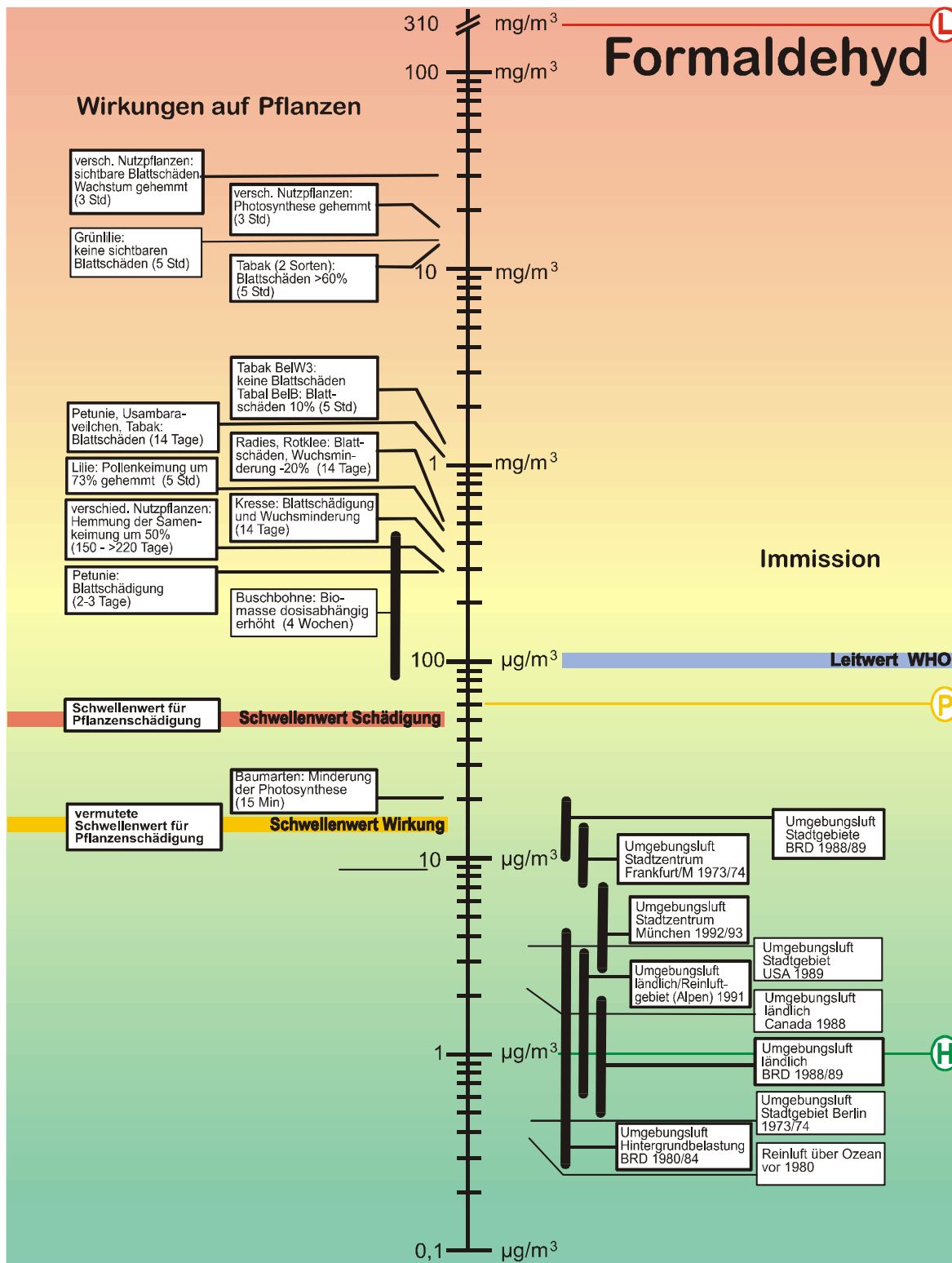
Immission

Die Konzentration kurzkettiger Aldehyde (Formaldehyd, Acetaldehyd) ist in verkehrsbelasteter Atmosphäre eng mit der CO-Konzentration korreliert. Formaldehyd und Acrolein machen 50% bis 80% des Aldehydgehaltes in der Atmosphäre aus.

Deutliche jahreszeitliche Schwankungen der Formaldehyd- und Acrolein-Konzentrationen mit relativ höheren Werten während der Sommermonate und Minimumwerten während der strahlungsarmen Jahreszeit belegen die Bedeutung der photochemischen Bildung von Formaldehyd.

Deposition

Formaldehyd ist leichtflüchtig und gut wasser-löslich. Bei Regenfällen wird ein Großteil (ca. 85%) des atmosphärischen Formaldehyds aus der Luft ausgewaschen und gelangt ganz überwiegend in den Boden.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998).

H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte

Als einzigen immissionsrelevanten Orientierungswert empfiehlt die Weltgesundheitsorganisation einen Leitwert für toxische Verunreinigungen von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [WHO, 1987].

Formaldehyd (F), Acrolein (A)

Parameter	Konzentration $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Zeitbezug	Erläuterung	Quelle
<u>Orientierungswerte BW</u> (Mensch)				v.d. Trenck & Jaroni, 1999
H-L	F 1		Hintergrundwert	
P-L	F 60		Prüfwert	
P-L	A 80		Prüfwert	
Umgebungsluft ländlich/Reinluftgebiet Alpen	F 0,6 - 3,9	Okt 1991		Granby et al., 1997
Umgebungsluft Hintergrundbelastung BRD	F 0,25 - 4,7	1980 - 84		Smidt, 1992
Umgebungsluft ländlich/Reinluftgebiet Deuselbach, Hunsrück	F 0,5 - 6,2	Jul - Okt 1979		Granby et al., 1997
Umgebungsluft ländliche Gebiete BRD	F 0,5 - 2	1988/89	typische Konzentrationen	UBA, 1989
Umgebungsluft städtische Gebiete BRD	F 10 - 20	1988/89	typische Konzentrationen	UBA, 1989
Umgebungsluft Stadtgebiet & Nähe Flughafen Berlin, BRD	F 0,5 29	1973/74	Mittelwert Maximalwert	Lohrer et al., 1985
Umgebungsluft Stadtzentrum, 7 Stationen München, Bayern	2,4 - 7,0	Okt 1992 - Jan 1993	Mittelwerte von ca. 40 Proben je Standort	Anker et al., 1996
Umgebungsluft Stadtzentrum & Flughafen Frankfurt/M, BRD	F 7 - 13 9 - 24	1973/74	Mittelwert Maximalwert	Lohrer et al., 1985

5.2 Chemie, Emission und Immission

5.2.1 Chemie

Neben ihrer direkten toxischen Wirkung - Formaldehyd und Acrolein sind stark reizende Substanzen mit erbgutveränderndem Potential [Feron et al., 1991; Eder et al., 1994] - sind Aldehyde in der Atmosphäre sehr reaktiv und maßgeblich an der Ozonbildung beteiligt. Methanol als Bestandteil alkoholhaltiger Kraftstoffe bzw. ihrer Verbrennungsprodukte oxidiert relativ rasch zu Formaldehyd [Akutsu et al., 1991].

Kurzkettige Aldehyde bilden sich nachts aus gesättigten und ungesättigten Kohlenwasserstoffen. Bis zu 5,8% der ursprünglichen Kohlenwasserstoffkonzentration kann sich während der Nacht- und Morgenstunden in Formaldehyd umwandeln. Dieser sekundäre Bildungsweg kann damit von größerer Bedeutung für den Aldehydgehalt bodennaher Luftschichten sein als die direkte Emission von Aldehyden z.B. aus mobilen Quellen. Mit steigender Verbreitung von Alkohol- und Erdgas-betriebenen Fahrzeugen werden die direkten Aldehyd-Emissionen an Bedeutung gewinnen [Altshuller, 1993].

Mit einer Halbwertszeit von wenigen Stunden ist Formaldehyd unter normalen atmosphärischen Bedingungen eine sehr reaktive Verbindung und wird daher nicht über weite Strecken verfrachtet [Lohrer et al., 1985; Debus et al., 1989].

Wesentliche Senken für kurzkettige Aldehyde in der Atmosphäre sind die Photolyse und die Reaktion mit OH-Radikalen. Bei Nacht erfolgt der einzige bedeutende Abbau durch Nitrat-Radikale [Anderson et al., 1996].

Formaldehyd weist ein hohes Ozonbildungspotential auf [Finlayson-Pitts & Pitts, 1993; Bowman & Seinfeld, 1995], er ist leichtflüchtig und gut wasserlöslich. In der Umwelt verteilt sich Formaldehyd zwischen

den Medien Luft, Wasser und Boden in den Relationen

96,2% : 2,2% : 1,6%.

Bei Regenfällen wird ein Großteil (ca. 85 %) des atmosphärischen Formaldehyds aus der Luft ausgewaschen und gelangt ganz überwiegend in den Boden. Innerhalb von 1,5 Tagen nach dem Niederschlag wird die ursprüngliche Konzentration in der Atmosphäre wieder erreicht [Barker et al., 1996].

5.2.2 Emission

Aldehyde entstehen bei der unvollständigen Verbrennung fossiler Brennstoffe, insbesondere in Gegenwart sauerstoffhaltiger Verbindungen.

Der Kfz-Verkehr gilt in Ballungsgebieten als die wichtigste Emissionsquelle für Formaldehyd. Mit der Verwendung von sauerstoffhaltigen Verbindungen im Otto-Kraftstoff - mit dem Ziel, CO-Emissionen sowie die Bildung von Ozon zu senken - steigen die direkten Aldehyd-Emissionen aus Kraftfahrzeugen deutlich an [Dunker, 1990; Sawyer, 1993; Schuetzle et al., 1994; Chock et al., 1994; 1995; Anderson et al., 1996; Kirchstetter et al., 1996, Stump et al. 1996; Yang & Milford, 1996].

An den gasförmigen, organischen Emissionen von Ottomotoren haben in Fahrzeugen ohne Katalysator Formaldehyd und Acrolein einen Anteil von 2,3% bzw. 0,47%. Bei Fahrzeugen mit 3-Wege-Katalysator reduzieren sich diese Werte auf 1,2 % bzw. 0,14%. Diese Aldehyde werden also durch den Katalysator mit einer gewissen Selektivität aus dem Abgas entfernt. In Dieselfahrzeugen liegen die Anteile mit 8,8% für Formaldehyd und 1,4% für Acrolein deutlich höher [Harley & Cass, 1994]. Bei kaltem Motor erreichen die Aldehyd-Emissionen sehr hohe Werte [Lohrer et al., 1985].

Mit der Verwendung und Verbreitung von Methanol als Kraftstoffzusatz oder als alleiniger Kraftstoff für Pkw wird für großstädti-

sche Ballungsräume in Kalifornien ein Anstieg der Formaldehyd-Immissionskonzentrationen bis auf $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ prognostiziert [Barker et al., 1996]. Bei höherem Aromatenanteil im Kraftstoff verringern sich die Aldehyd-Emissionen [Kolar, 1975; Schuetzle et al., 1994]. Eine Absenkung des Verdampfungspunktes von Ottokraftstoff bewirkt eine Minderung der Formaldehyd-Emissionen um 13 % bis 39 %. Bei einer deutlichen Minderung des Schwefelgehaltes im Kraftstoff wird eine Erhöhung der Formaldehyd-Emissionen erwartet, zugleich aber eine Senkung der Emissionen von Acetaldehyd [Schuetzle et al., 1994].

Verdampfungsverluste von unverbranntem Otto- oder Diesel-Kraftstoff sind keine bedeutende Quelle für Formaldehyd oder Acrolein [Harley et al., 1992]. Mit dem Einsatz von Rapsöl bzw. Rapsöl-Methylester (RME) als "nachwachsendem Rohstoff" und damit Alternative bzw. Ergänzung zum herkömmlichen Dieselmotorkraftstoff steigen die Emissionen von Formaldehyd um 190%, von Acrolein um 500 - 700% gegenüber Dieselmotorkraftstoff an [Krahl et al., 1994]. Auch bei herkömmlichem Dieselmotorkraftstoff haben Zusammensetzung und chemisch-physikalische Eigenschaften einen großen Einfluss auf die fahrstreckenbezogenen Emissionen von Formaldehyd und Acrolein [Sjögren et al., 1996].

5.2.3 Immission

Die hier untersuchten Einzelkomponenten Formaldehyd und Acrolein machen 50% bis 80% des Aldehydgehaltes in der Atmosphäre aus [Debus et al., 1989].

Die Konzentration von kurzkettigen Aldehyden (Formaldehyd, Acetaldehyd) ist in verkehrsbelasteter Atmosphäre eng mit der CO-Konzentration korreliert. Dieser enge Zusammenhang erlaubt eine Abschätzung der Belastung durch Formaldehyd und Acetaldehyd aufgrund von CO-Messungen [Anker et al., 1996].

In städtischer Umgebungsluft unterliegen z.B. Formaldehydkonzentrationen einem ausgeprägten Tagesgang, mit Minimalwerten am frühen Morgen und einem raschen Anstieg mit dem morgendlichen Berufsverkehr. An Wochenenden tritt dieser Anstieg später ein und die Maximalkonzentrationen gegen Mittag bzw. am frühen Abend erreichen ein niedrigeres Niveau [Cleveland et al., 1977; Harley & Cass, 1994].

Deutliche jahreszeitliche Schwankungen der Formaldehyd- und Acrolein-Konzentrationen mit relativ höheren Werten während der Sommermonate und Minimumwerten während der strahlungsarmen Jahreszeit belegen die Bedeutung der photochemischen Bildung von Formaldehyd [Cleveland et al., 1977].

Die räumliche Verteilung von Formaldehyd und Acrolein, als %-Anteil an den Gesamt-Aldehyden in der Umgebungsluft, variiert stark in Abhängigkeit von der Entfernung zu verkehrsreichen Straßen: Mit zunehmender Entfernung von der Fahrbahn von 1 m auf 70 m in bebauter, städtischer Umgebung sinkt der Anteil von Formaldehyd von 41% auf 24%, der Acrolein-Anteil von 7,3% auf 0,7%, während der Anteil von Acetaldehyd von 4% auf 73% dramatisch ansteigt [Zweidinger et al., 1988].

5.3 Wirkungen

5.3.1 Humantoxizität

Formaldehyd und Acrolein sind wegen ihrer guten Wasserlöslichkeit Gase mit sofortiger pulmonaler Wirkung. Sie greifen den oberen und mittleren Atemtrakt an und führen zu Schleimhautreizungen, Tränenfluss und Husten und können in hohen Konzentrationen die oberen Epithelschichten verätzen. Für Formaldehyd liegt die Reizschwelle der Augen schon bei 60 bis $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$, während Kehlkopfreizungen ab $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beschrieben sind.

Bei langfristig Exponierten kommen durch Formaldehyd Sensibilisierungen der Bronchien vor, die sich in Asthma-Anfällen äußern und gegebenenfalls zu Berufswechseln zwingen. Die WHO empfiehlt einen 30-Minuten-Durchschnittswert von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Luftgüte-Richtwert, der etwas höher liegt als die Wahrnehmungsschwelle für empfindliche Personen von $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [Henschler, 1987; Koss, 1994; Pesch et al., 1993; Schüttmann & Aurand, 1994].

Formaldehyd ist ein bedeutender Grundstoff der chemischen Industrie und wird darüber hinaus als Desinfektionsmittel eingesetzt. Der Weltbedarf betrug 1978 fast 10 Millionen Tonnen. Formaldehydemissionen aus Spanplatten und Isolierschäumen führten zur gründlichen Untersuchung der toxischen Eigenschaften dieses Stoffes und zur Begrenzung von Emission und Raumluftkonzentration [Pesch et al., 1993].

Im chronischen Inhalationsversuch mit Ratten zeigt Formaldehyd eine kanzerogene Wirkung. Die entsprechende Dosis ist jedoch so hoch, dass dem Auftreten von Nasenkrebs Schädigungen des Epithels vorausgehen (chronischer Proliferationsreiz). Epidemiologische Studien ergaben "begrenzte Anhaltspunkte für eine kanzerogene Wirkung beim Menschen" (Einstufung der WHO). Die MAK-Liste (Maximale Arbeitsplatz-Konzentration) führt sowohl Formaldehyd als auch Acrolein in der Kategorie 3 als mögliche Humankanzerogene auf, die aufgrund unzureichender Informationen nicht endgültig beurteilt werden können. Trotzdem gibt die Senatskommission für Formaldehyd einen MAK-Wert von $620 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an, da eine Wirkungsschwelle plausibel ist. Formaldehyd ist nämlich ein Intermediärprodukt des normalen Stoffwechsels, kann aber in freier Form im Blut praktisch nicht nachgewiesen werden, da er wegen seiner hohen Reaktivität immer gebunden vorliegt (ca. 3 bis $30 \mu\text{g}/\text{g}$). Weil unter Exposition mit Formaldehyd keine Erhöhung der Blutkonzentration nachgewiesen werden konnte, ist eine systemisch toxische

Wirkung unwahrscheinlich [DFG, 1998; Pesch et al., 1993].

Für Trinkwasser wurde von der WHO [1993] ein toxikologisch abgeleiteter Leitwert von $900 \mu\text{g}$ Formaldehyd/l aufgestellt, der voraussetzt, dass die Substanz bei oraler Aufnahme nicht krebserzeugend wirkt. Der Wert basiert auf einer chronischen Rattenstudie mit einem NOAEL (*no observed adverse effect level*) von $15 \text{mg}/\text{kg}$, aus dem ein TDI-Wert (*tolerable daily intake*) von $150 \mu\text{g}/\text{kg}$ abgeleitet und zu 20% dem Trinkwasser zugeteilt wurde.

5.3.2 Wirkungen auf Pflanzen

AUFNAHME UND VERTEILUNG

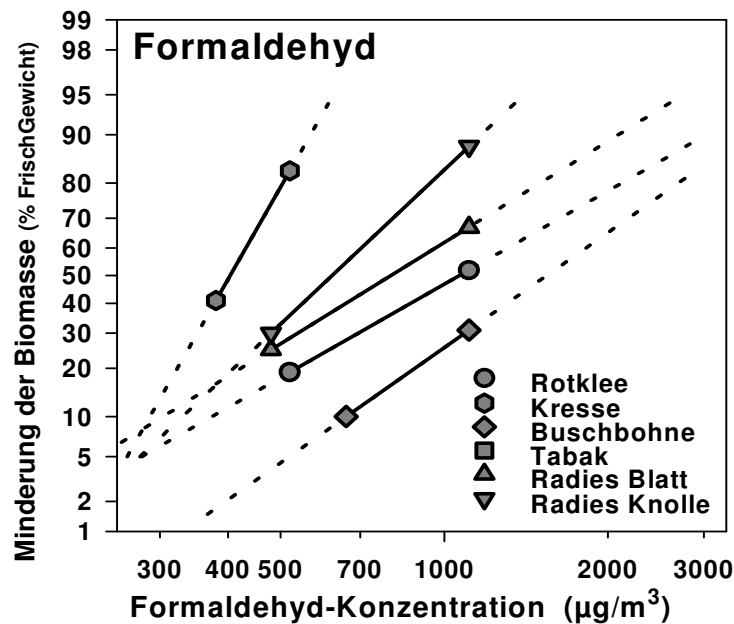
Pflanzen können in erheblichem Umfang Aldehyde aus der Umgebungsluft aufnehmen, wobei die Spaltöffnungen als Eingangspforte anzusehen sind. Die Aufnahmerate für Formaldehyd liegt mit rund $100 \text{ng}/(\text{dm}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{ppb})$ in einer ähnlichen Größenordnung wie für Stickstoffdioxid [Kondo et al., 1995]. Nach Aufnahme ins Blattgewebe können niedermolekulare Aldehyde nach Oxidation zu niedermolekularen organischen Säuren im Stoffwechsel genutzt und z.B. in Aminosäuren eingebaut werden [Durmishidze, 1978; Durmishidze et al., 1985]. Die gasförmige Aufnahme ins Blatt stellt häufig den Faktor dar, der die Abbaurate begrenzt [BgVV, 1996].

Die Erkenntnis über das Abbaupotential von Aldehyden in Pflanzen wird z.T. zur Minderung von Formaldehydbelastungen in Innenräumen und damit zur Verbesserung der Innenraumluft-Qualität angewandt [Wolverton et al., 1984; Giese et al., 1994; Kondo et al., 1995; BgVV, 1996]. Zu 50% bis 100% entblätterte Pflanzen von Grünstäube (*Chlorophytum*) zeigen überraschenderweise eine höhere Formaldehyd-Abbaurate als intakte Pflanzen, so dass das Wurzel-Bodensystem offensichtlich eine erhebliche Bedeutung beim Formaldehyd-Abbau durch höhere Pflanzen hat [Godish & Guindon, 1989].

WIRKUNGSMECHANISMEN

Formaldehyd wirkt pflanzenschädigend in Konzentrationen um 500 bis 1 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei erhebliche Empfindlichkeitsunterschiede zwischen Pflanzenarten und -sorten bestehen. Die Grünlilie erträgt Formaldehydkonzentrationen von bis zu

12 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ohne sichtbare Schädigung und gilt daher als wenig empfindlich [Giese et al., 1994], während Petunien bereits bei Konzentrationen von unter 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ deutlich geschädigt werden [Brennan et al., 1964].



VHAUTALD.SPW

Abb. 2: Dosis-Wirkungsbeziehungen zwischen Formaldehyd-Belastung und Minderung der Biomasse (Frischgewicht) verschiedener Nutzpflanzen nach 14-tägiger Begasungsdauer. Die Linearisierung der Dosis-Wirkungskurven erfolgte durch Log-Transformation der Belastungskonzentration und Probit-Transformation der Biomasseminderung. (Quelle: Van Haut et al., 1979).

Vergleichenden Begasungsversuchen über 14 Tagen zufolge ist Formaldehyd im Konzentrationsbereich von 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bis 1 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ um das 1,6- bis 3,3-fache toxischer gegenüber Pflanzen als Schwefeldioxid (SO_2) [van Haut et al., 1979; van Haut & Prinz, 1979]. Sichtbare Blattschädigungen durch Formaldehyd treten an verschiedenen Pflanzenarten bei Konzentrationen zwischen 380 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und 1 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in

Form von bleibenden Gewebeschädigungen (Nekrosen) und Vergilbungen (Chlorosen) auf [van Haut et al., 1979]. Nekrosen am Blattrand führen zur löffelförmigen Aufwölbung der Blätter, während Blüten anders als bei Ethylen meist nicht geschädigt werden [van Haut et al., 1979].

Nach Mutters et al. [1993] führen 4-wöchige Formaldehyd-Belastungen mit 80 bis 450 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zu einer dosisabhängigen Anre-

gung des Sprosswachstums und einer teilweisen Erhöhung des Stärke- und Zuckergehaltes, während der Gehalt an Blattpigmenten unverändert bleibt.

Mehrwöchige Formaldehydbelastungen um 600 bis 1 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hemmen die Samenkeimung von verschiedenen Kulturpflanzenarten und führen zur Schäden (Verwachsungen, teilweises Absterben) an den Keimlingen [Grob, 1978].

Wird Acrolein, das als Herbizid in offenen Bewässerungssystemen eingesetzt wird, zu Kopfsalatsetzlingen im Bewässerungswasser dosiert, erfolgt selbst bei überhöhter Anwendung aufgrund des raschen Abbaus durch Hydrolyse keine Anreicherung von Acrolein in Blättern oder Wurzeln. Konzentrationen bis zu 75 ppm im Wasser (63 mg/l) verursachen keine sichtbaren Blattschäden an Kopfsalat [Nordone et al., 1997].

ÖKOLOGISCHE KONSEQUENZEN

Aldehyde treten sowohl unter natürlichen wie unter Stressbedingungen in Pflanzen auf. Zu den von Pflanzen zum Teil erst bei ihrer Zersetzung abgegebenen leichtflüchtigen organischen Verbindungen gehören

auch kurz- und mittelkettige Aldehyde [Ciccioli et al., 1994; Charron et al. 1996; Fukui & Doskey, 1996]. Sie sind an Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Pflanzenarten beteiligt und können die Samenkeimung, das Wachstum und den Ertrag anderer, benachbarter Pflanzenarten hemmen [Bradow & Connick, 1988; 1990; Bradow, 1993]. Formaldehyd zählt zu den leichtflüchtigen Komponenten, die von Hafer freigesetzt werden und eine Lockwirkung auf den Getreideschädling *Oryzaephilus surinamensis* ausüben [Mikolajczak et al., 1984]

Unter SO_2 -Begasung setzen verschiedene Kulturpflanzen neben Ethylen auch verstärkt Ethanol und Acetaldehyd frei [Chauhan, 1990]. Unter erhöhter Belastung durch verkehrsbedingte Emissionen weisen sowohl Gefäßpflanzen als auch Flechten erhöhte Gehalte an Malondialdehyd (MDA) auf, einer Substanz, die als Indikator für Lipid-Peroxidation unter Immissionsstress bzw. bei der Blattalterung gilt [Gonzalez et al., 1996; Canas et al., 1997].

6 Kohlenmonoxid (CO)

6.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten denen der Belastungssituation gegenübergestellt.

Humantoxizität

CO-Vergiftungen führen zu einem Sauerstoffmangel im Gewebe und zum Stau von Kohlenensäure. Als Wirkungsschwelle für das Medium Luft ist eine Konzentration von 10 mg/m³ anzusehen.

Pflanzen

Die Aufnahmerate von CO in pflanzliches Gewebe ist sehr niedrig und zudem lichtabhängig. In CO₂-freier Atmosphäre können Pflanzen die geringen aufgenommenen CO-Mengen zum Stoffaufbau nutzen. Die sehr niedrige Aufnahmerate von CO aus der Atmosphäre in pflanzliches Gewebe wird u.a. auf die geringe Wasserlöslichkeit von CO zurückgeführt.

Ergebnisse aus Untersuchungen zur Kohlenmonoxid-Wirkung auf Pflanzen liegen nur in geringem Umfang vor. Die Mehrzahl dieser Arbeiten wurde bereits in den 30er bis 50er Jahren durchgeführt. Gemeinsam ist diesen Studien, dass erst sehr hohe Konzentrationen, die stets mehrere Zehnerpotenzen oberhalb beobachteter Immissionskonzentrationen liegen, zu signifikanten Wirkungen (Wachstums- und Entwicklungsstörungen, beschleunigte Alterung) an Pflanzen führen.

BELASTUNGSSITUATION

Trend

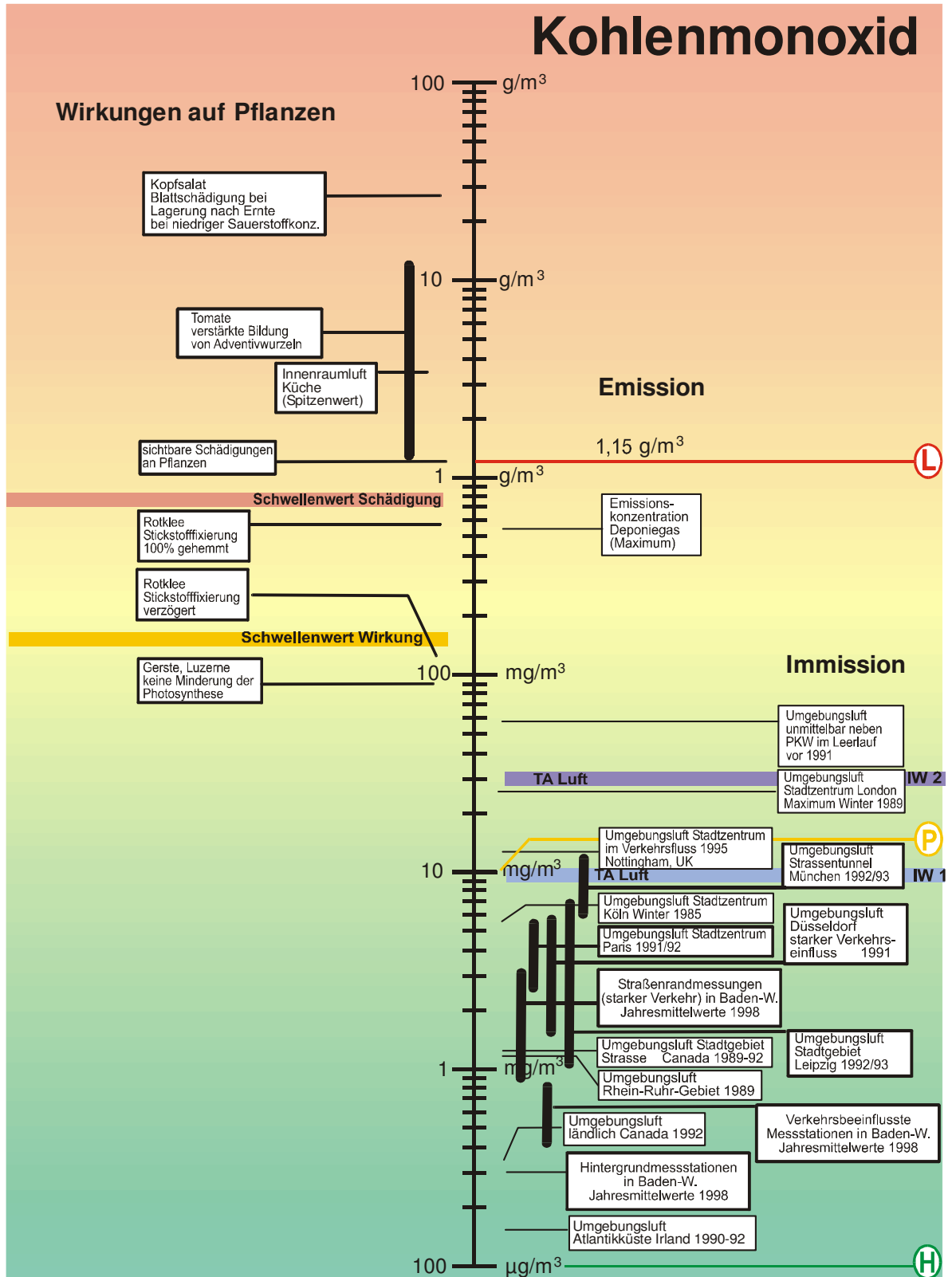
Von den Gesamtemissionen an CO in Baden-Württemberg in Höhe von rund 798 kt im Jahr 1995 entstammen 66% dem Verkehr. Die CO-Gesamtemissionen und trotz gestiegenen Verkehrsaufkommens auch die CO-Emissionen aus Verkehrsquellen haben in Baden-Württemberg deutlich abgenommen.

Emission

Der Straßenverkehr in Baden-Württemberg verursachte im Jahr 1995 CO-Emissionen von 516 kt. Für das Jahr 2000 wird eine Verringerung auf 324 kt geschätzt.

Immission

In derselben Größenordnung wie bei den Emissionen liegt der Rückgang der Immissionskonzentrationen durch Kohlenmonoxid im Durchschnitt von 25 Immissionsmessstationen in Baden-Württemberg.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998). H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für Kohlenmonoxid (CO)

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Quelle
rechtsverbindliche Grenzwerte			
Immissionswert	IW1	10 000	TA Luft
	IW2	30 000	
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte			
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			
Hintergrund	H-L	100	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
Prüfwert	P-L	10 000	
letale Konzentration	L-L	1150000	
Maximale Immissionskonzentration (MIK) zum Schutz des Menschen	½-Stunden-Mittelwert	50 000	VDI 2310
	24-Stunden-Mittelwert	10 000	
	1-Jahres-Mittelwert	10 000	
Leitwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit (WHO-Luftqualitätsleitlinien) (nur in Bezug zu den Begründungen der <i>Air Quality Guidelines</i> zu benutzen)	15-Minuten-Mittelwert	100 000	WHO, 1987
	30-Minuten-Mittelwert	60 000	
	1-Stunden-Mittelwert	30 000	
	8-Stunden-Mittelwert	10 000	

6.2 Chemie, Emission, Immission und Trend

6.2.1 Chemie

Die mittlere Lebensdauer von Kohlenmonoxid in der Atmosphäre beträgt annähernd 2 Monate [Khalil & Rasmussen, 1990]. Als wesentlicher Abbaumechanismus in der Atmosphäre gilt die Reaktion mit OH-Radikalen und damit die Oxidation zu CO₂ [Becker, 1992]. Durch diesen Prozess werden rund 85% des CO abgebaut, während ca. 10% des emittierten CO von Böden aufgenommen und abgebaut werden und ca. 3 - 5% in die Stratosphäre diffundieren [Khalil & Rasmussen, 1990]. Während der 80er Jahre erhöhte sich der CO-Gehalt der Atmosphäre weltweit um ca. 1%/Jahr. Ein unerwartet deutlicher Rückgang der weltweit gemessenen CO-Erhöhung in der Atmosphäre wird mit verstärkter Bildung von OH-Radikalen durch erhöhte UV-Einstrahlung aufgrund des Abbaus der Ozonschicht in der Stratosphäre in Verbindung gebracht [Bekki et al., 1994].

Die weltweiten Gesamtemissionen an CO tragen zu rund 6 - 7% zum zusätzlichen anthropogen bedingten Erwärmungspotential der Erdatmosphäre (*global warming potential*, GWP) bei, während die bekannteren "Treibhausgase" Kohlendioxid CO₂ zu 61% bzw. Methan CH₄ zu 16 % am GWP beteiligt sind [Isermann, 1994].

6.2.2 Emission

Kohlenmonoxid entsteht bei unvollständiger Verbrennung, wobei mobile Emissionsquellen (Verkehr) deutlich dominieren. Weltweit wird die jährliche Emission an CO auf rund 2,4 bis 3 Milliarden Tonnen geschätzt. Quellen und Senken für CO sind auf der nördlichen Erdhalbkugel deutlich stärker als auf der südlichen Hemisphäre [Hanst et al., 1980; Khalil & Rasmussen, 1990; Becker, 1992]. Durch Aktivitäten des Menschen sind rund 62% der weltweiten CO-Emissionen bedingt. Annähernd die Hälfte dieser

anthropogenen CO-Emissionen entstammen der Landwirtschaft einschließlich Brandrodung, rund ein Drittel der Nutzung fossiler Brennstoffe einschließlich Verbrennungsmotoren. Die restlichen 17% gehen auf die Oxidation von Methan (CH₄) und leichtflüchtigen organischen Verbindungen in der Troposphäre zurück [Isermann, 1994].

ANTEIL DES VERKEHRS AM CO-EMISSIONSAUFKOMMEN

Der Gesamtausstoß an Kohlenmonoxid in der Bundesrepublik Deutschland (alt) betrug 1988 rund 8,4 Millionen Tonnen, wovon annähernd $\frac{3}{4}$ aus mobilen Quellen emittiert wurden [Pfeffer, 1991]. Von 1990 bis 1994 sanken die CO-Emissionen um 4,0 Millionen Tonnen (37%) auf bundesweit 6,7 Millionen Tonnen, bei einem Anteil des Straßenverkehrs von 59%. In den Neuen Bundesländern verursachte vor allem die starke Zunahme des Straßenverkehrs einen Anstieg der CO-Emissionen bis 1989. Zwischen 1989 und 1994 sanken die CO-Emissionen dann um rund 60% [UBA, 1997].

Von den Gesamtemissionen an CO in Baden-Württemberg in Höhe von rund 592.900 t im Jahr 1993 entstammen ca. 84% dem Verkehr. Seit 1985 haben die CO-Gesamtemissionen und - trotz deutlich gestiegenen Verkehrsaufkommens - auch die CO-Emissionen aus Verkehrsquellen in Baden-Württemberg um rund 40% abgenommen [StaLa, 1997]. Im Jahr 1995 verursachte der Straßenverkehr in Baden-Württemberg CO-Emissionen von 516 kt. Für das Jahr 2000 wird eine Verringerung auf 324 kt geschätzt [UVM, 1998].

Mit dem Einsatz von Rapsöl bzw. Rapsöl-Methylester (RME) als "nachwachsendem Rohstoff" und damit Alternative bzw. Ergänzung zum herkömmlichen Dieseldieselkraftstoff würden die CO-Emissionen tendenziell zunehmen [Krahl et al., 1994].

WEITERE CO-QUELLEN

Der Luftverkehr trägt mit rund 0,7% vergleichsweise wenig zum Gesamtschadstoffausstoß an Kohlenmonoxid bei [BMU, 1991]. Auch innerhalb bzw. in unmittelbarer Nähe von großen Verkehrsflughäfen überwiegt der Emissionsbetrag des Kfz-Verkehrs meist die CO-Emissionen durch Flugzeuge [Clark et al., 1983] bzw. liegen die aus Flugzeugen und Kraftfahrzeugen emittierten CO-Mengen in ähnlichen Größenordnungen [Naugle, 1981].

In Regionen mit hohem Anteil an Holzfeuerung können während der kalten Jahreszeit rund 20 - 30% der CO-Emissionen aus dem Hausbrand stammen [Khalil & Rasmussen, 1989].

6.2.3 Immission

An Reinluftstationen der nördlichen Erdhälfte werden Kohlenmonoxid-Konzentrationen von ca. 115 bis 145 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen, mit jahreszeitlichen Schwankungen im Bereich von ca. 80 - 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Sommer) bis ca. 190 - 210 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Winter bzw. Frühjahr) [Derwent et al., 1994; Simmonds et al., 1996].

An verkehrsnahen Standorten folgt die CO-Immissionskonzentration meist direkt der lokalen Verkehrsbelastung mit Spitzenwerten am Morgen und am Spätnachmittag bzw. Abend; die niedrigsten CO-Konzentrationen treten in den frühen Morgenstunden auf [Häntzsch, 1986; Seifert et al., 1986; Hoff, 1986; Guerra et al. 1995; Katsoulis, 1996]. Der dominierende Verkehrseinfluss auf die CO-Immissionskonzentration in städtischen Bereichen wird auch durch den signifikanten Zusammenhang zwischen mittlerem Verkehrsaufkommen und längerfristigen CO-Mittelwerten belegt. Auch die engen Korrelationen zwischen NO_2 - bzw. VOC- und CO-Immissionskonzentrationen sind ein Hinweis für eine wesentliche Betei-

ligung des Kfz-Verkehrs an den innerstädtischen CO-Immissionen [Harrop et al., 1990; Herbarth et al., 1995; Hansen & Palmgren, 1996].

Die räumliche Verteilung von CO entlang von Straßen ist ausschließlich von Verdünnungsprozessen abhängig, da eine nennenswerte Umwandlung innerhalb von Stunden bzw. wenigen Tagen nicht stattfindet [Kuhler et al., 1990].

In Baden-Württemberg liegt der Rückgang der Immissionskonzentrationen durch Kohlenmonoxid im Durchschnitt von 25 Immissionsmessstationen in derselben Größenordnung wie die Abnahme der Emissionen [LfU, 1996b].

In Baden-Württemberg betragen der Jahresmittelwert 1998 für Kohlenmonoxid an den drei Hintergrundmessstationen 0,2 mg/m^3 , die Streuungen der Jahresmittelwerte 1998 an den 19 verkehrsbeeinflussten Messstationen 0,3 bis 0,8 mg/m^3 und bei Straßenrandmessungen an 9 Messstationen 0,9 bis 2,1 mg/m^3 [LfU, 1998].

6.2.4 Trend

Mit der Entwicklung moderner, emissionsärmerer Motoren ist der CO-Gehalt der Emissionen von Ottomotoren, nicht aber der ohnehin CO-emissionsärmeren Dieselmotoren während der späten 70er und der 80er Jahre deutlich reduziert worden [Stephens, 1994; Pierson, 1995; Sjödin, 1994; Stedman et al., 1997].

Ebenso wie an verkehrsbelasteten Messstellen in Innenstadtbereichen nimmt auch im überregionalen Maßstab - z.B. in Baden-Württemberg und Bayern für den Zeitraum 1979 bis 1992 - die CO-Immission einheitlich ab [Mayer & Schmidt, 1994].

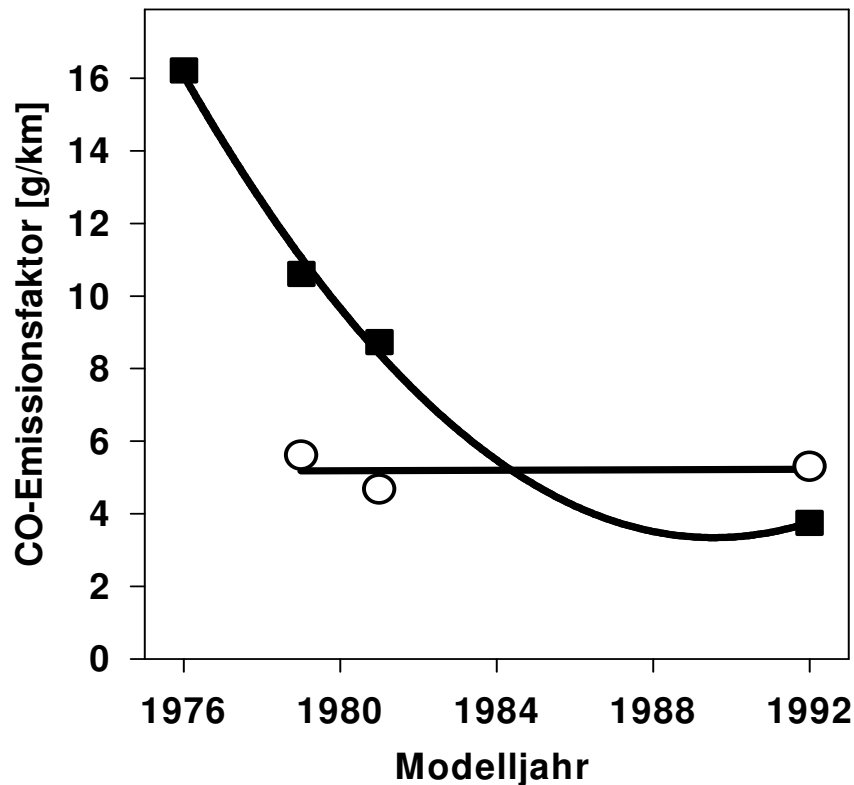


Abb. 3: Emissionsfaktoren für Kohlenmonoxid aus Pkw mit Ottomotoren (dunkle Symbole) und Lkw mit Dieselmotoren (helle Symbole) im Verlauf der Entwicklung emissionsärmerer Motorenkonzepte [nach Pierson, 1995, verändert].

Eine Prognose der durch den Straßenverkehr bedingten CO-Emissionen in der BRD bis zum Jahr 2005 erwartet unter verschiedenen Szenarien eine Minderung von 6,9 Millionen Tonnen (1988) auf 2,5 bis 3,06 Millionen Tonnen, mit einem Anwachsen des (geringen) Nutzfahrzeug-Anteils an diesen Emissionen von ca. 3% auf 6% [UBA, 1991].

Technische Maßnahmen zur Verringerung der CO-Emissionen aus Kfz werden vor dem Hintergrund der fortschreitenden nationalen und europäischen Gesetzgebung auch in der BRD zu einer weiteren Minderung der Gesamtemission an Kohlenmonoxid aus mobilen Quellen führen. Die durch den Pkw-Fernverkehr emit-

tierte CO-Menge von bundesweit ca. 550 000 Tonnen/Jahr im Jahr 1989 soll auf unter 100 000 Tonnen/Jahr im Jahr 2010 reduziert werden [Metz, 1990]. Aktuelle Daten stehen im Widerspruch zu diesen optimistischen Prognosen [UBA, 1997].

Der mittlere CO-Gehalt in Kfz-Emissionen geht durch den Katalysator bei Ottomotoren auf rund ein Zehntel zurück [ohne Katalysator um 0,2 - 1,0% (Teillast) bzw. 2,0 - 5,0% (Vollast)]. Pkw mit Dieselmotor weisen mit CO-Gehalten von 0,01 - 0,06% (Teillast) bzw. 0,035 - 0,2% (Vollast) z.T. noch niedrigere Werte auf [Hering, 1986]. Der Einsatz von Rußfiltern bei schweren Dieselmotoren für Nutzfahrzeuge kann zu einer deut-

lichen Minderung der CO-Emissionen führen [Sjögren et al., 1996].

Bei Kaltstarts erhöhen sich die CO-Emissionen von Fahrzeugen mit 3-Wege-Katalysator gegenüber üblichen Betriebstemperaturen um 20 - 40% und bei Fahrzeugen ohne Katalysator um 300 - 400% [Jensen, 1995]. Auch bei Fahrzeugtypen mit vergleichbarer Emissionsminderungstechnik gibt es erhebliche Unterschiede in den CO-Emissionen. Sie sind größtenteils auf schlechten Wartungszustand bzw. defekte Komponenten zurückzuführen [Bishop et al., 1996; Sjödin & Lenner, 1995].

Mit dem Ziel, den Gehalt an Ozon-Vorläufersubstanzen in Kfz-Emissionen zu vermindern, wird seit den 80er Jahren in den USA - insbesondere in Ozon-Belastungsgebieten - dem Ottokraftstoff rund 15% Methyltertiärbutylether (MTBE) zugesetzt [Kirchstetter et al., 1996; Mannino & Etzel, 1996]. Die Minderung des Ausstoßes an Kohlenmonoxid und leichtflüchtigen organischen Verbindungen beträgt gegenüber normalem Ottokraftstoff rund 15% [Medlin et al., 1995]. Durch die Zugabe von Ethanol (ca. 10-15%) kann ebenfalls eine deutliche Minderung des CO-Ausstoßes erzielt werden. Gleichzeitig steigen jedoch die Aldehyd-Gehalte der Emissionen an [Stump et al., 1996].

6.3 Wirkungen

6.3.1 Humantoxizität

Die Toxizität des Kohlenmonoxids für Warmblüter besteht darin, dass es durch seine 250-fach größere Bindungsaffinität den Sauerstoff vom 2-wertigen Eisen des roten Blutfarbstoffs (Hämoglobin) verdrängt und dadurch den Sauerstofftransport unterbindet. Die Symptome einer CO-Vergiftung lassen sich durch Sauerstoffmangel im Gewebe (insbesondere im Gehirn) und den Stau von metabolisch gebildeter Kohlenensäure erklären, die vom Kohlenmonoxid-Komplex des Hämoglobins (HbCO) nicht

abtransportiert werden kann. Bei leichten Vergiftungen handelt es sich um eine Verminderung der Sehschärfe, Müdigkeit, Kopfschmerzen, Übelkeit und Brechreiz. Bei höheren Konzentrationen verfärbt sich die Haut rosa, das Bewusstsein schwindet und der Kreislauf kollabiert. Es kommt zu einer verflachten, im Endstadium krampfartigen Atmung.

Der Anteil des mit CO beladenen Hämoglobins (HbCO) in Prozent ist ein übliches Maß für die innere Exposition gegenüber CO. Da Kohlenmonoxid auch als Stoffwechselprodukt gebildet wird, liegt der endogene HbCO-Spiegel bei durchschnittlich knapp 1%. Bei Rauchern können Werte bis 10% HbCO erreicht werden [Englert, 1995]. Als Schwelle für das Auftreten der Symptomatik galt lange Zeit ein HbCO-Gehalt von 5%, der bei einer Luftkonzentration von 58 mg/m³ erreicht wird [Henschler, 1987]. Von dieser Konzentration wurde der MAK-Wert von 33 mg/m³ abgeleitet. Nach einer neueren Zusammenfassung von Bolt [1997] können leichte Wirkungen bei Herzkranken und Schwangeren schon bei 3% HbCO nicht mehr ausgeschlossen werden. Dieser Blutgehalt entspricht einer Luftkonzentration von 23 mg/m³, die damit als niedrigster erkennbarer Effektlevel (LOEL) bezeichnet werden muss. Als humantoxikologisch begründete Wirkungsschwelle für das Medium Luft ist daher eine Konzentration unter 23 mg/m³ anzusetzen, nach neueren Ergebnissen der epidemiologischen Forschung bei 2,3 mg/m³ [v.d. Trenck & Jaroni, 1999].

6.3.2 Wirkungen auf Pflanzen

Ergebnisse aus Untersuchungen zur Kohlenmonoxid-Wirkung auf Pflanzen liegen nur in geringem Umfang vor. Die Mehrzahl dieser Arbeiten wurde bereits in den 30er bis 50er Jahren durchgeführt. Gemeinsam ist diesen Studien, dass erst sehr hohe Konzentrationen, die stets mehrere Zehnerpotenzen oberhalb beobachteter Immissionskonzentrationen liegen, zu signifikanten Wirkungen an Pflanzen führen.

Die Aufnahmerate von CO in pflanzliches Gewebe ist sehr niedrig und zudem lichtabhängig. In CO₂-freier Atmosphäre können Pflanzen die geringen aufgenommenen CO-Mengen zum Stoffaufbau nutzen [Krall & Tolbert, 1957]. Die sehr niedrige Aufnahmerate von CO aus der Atmosphäre in pflanzliches Gewebe wird u.a. auf die geringe Wasserlöslichkeit von CO zurückgeführt [Hill, 1971].

Im Gegensatz zu anderen Luftverunreinigungen wie HF, Ozon, SO₂ und NO₂ verursachen Kohlenmonoxid-Konzentrationen bis zu 92 mg/m³ keine Minderung der Photosynthese bei landwirtschaftlichen Nutzpflanzen (Luzerne, Gerste) [Bennett & Hill,

1973]. Konzentrationen von 1 150 und 11 560 mg/m³ fördern bei Tomate die Bildung von zusätzlichen Wurzeln am Spross (Adventivwurzeln) [Krall & Tolbert, 1957].

Schädigungssymptome wie Chlorosen oder Nekrosen werden allgemein auch bei hoher CO-Belastung nicht beobachtet, es zeigen sich z.T. jedoch Wachstums- und Entwicklungsstörungen sowie beschleunigte Alterung von Blättern, und vorzeitiges Abwerfen von Blütenknospen und Früchten. Diese bei extrem hohen CO-Konzentrationen beobachteten Veränderungen ähneln den Wirkungen von Ethylen, das möglicherweise in geringen, jedoch wirkungsrelevanten Spuren im Kohlenmonoxidgas vorhanden war.

7 BTEX-Aromaten (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole)

7.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten der Belastungssituation gegenübergestellt.

Humantoxizität

Eine chronische Benzolvergiftung schädigt das blutbildende System im Knochenmark. Am kritischsten ist die karzinogene Wirkung des Benzols zu bewerten, das beim Menschen zu einem dosisabhängigen Anstieg aller lymphatischen und hämatopoetischen Neoplasien führt. Verschiedene Schätzung eines "unit risk" streuen zwischen $3 \cdot 10^{-6}$ und $30 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.

Ökosystemare Wirkungen

Die Wirkungen der BTEX-Aromaten auf Pflanzen gelten allgemein als wenig untersucht, so dass es sich als schwierig erweist, ausreichend sichere Erkenntnisse abzuleiten. Nur bei umfangreicheren Toluol-Verunreinigungen können die für das Pflanzenwachstum wichtigen mikrobiologischen Prozesse im Stickstoffkreislauf des Bodens nachhaltig gestört sein.

Pflanzen

Pflanzenschäden in immissionsrelevanten Konzentrationen beschränken sich auf die Zerstörung der Wachsschicht der Blätter (Cuticula) insbesondere im Bereich der Spaltöffnungen.

Aufgrund ihrer Fettlöslichkeit und ihrer Affinität zu fettähnlichen Phasen (Lipophilie) können sich BTEX-Aromaten in Pflanzenorganen und damit potentiell auch in pflanzlichen Nahrungsmitteln in Abhängigkeit von deren Öl- bzw. Fettgehalt anreichern. Die höchsten Gehalte an BTEX-Aromaten wurden bisher in Petersilienblättern sowie in Orangenschalen gefunden. Im Fruchtfleisch liegen die BTEX-Konzentrationen - falls überhaupt nachweisbar - stets niedriger als in der Fruchtschale. Die mittlere tägliche Aufnahme an BTEX-Aromaten über Obst und Gemüse wurde auf ca. $15,6 \mu\text{g}$ geschätzt, wobei die Einzelkomponente Toluol deutlich überwiegt. Eine vollständige Abschätzung der BTEX-Aufnahme über Nahrungsmittel sowie eine Bewertung dieses Aufnahmepfadens im Vergleich zu anderen Belastungspfaden steht noch aus.

BELASTUNGSSITUATION

Trend

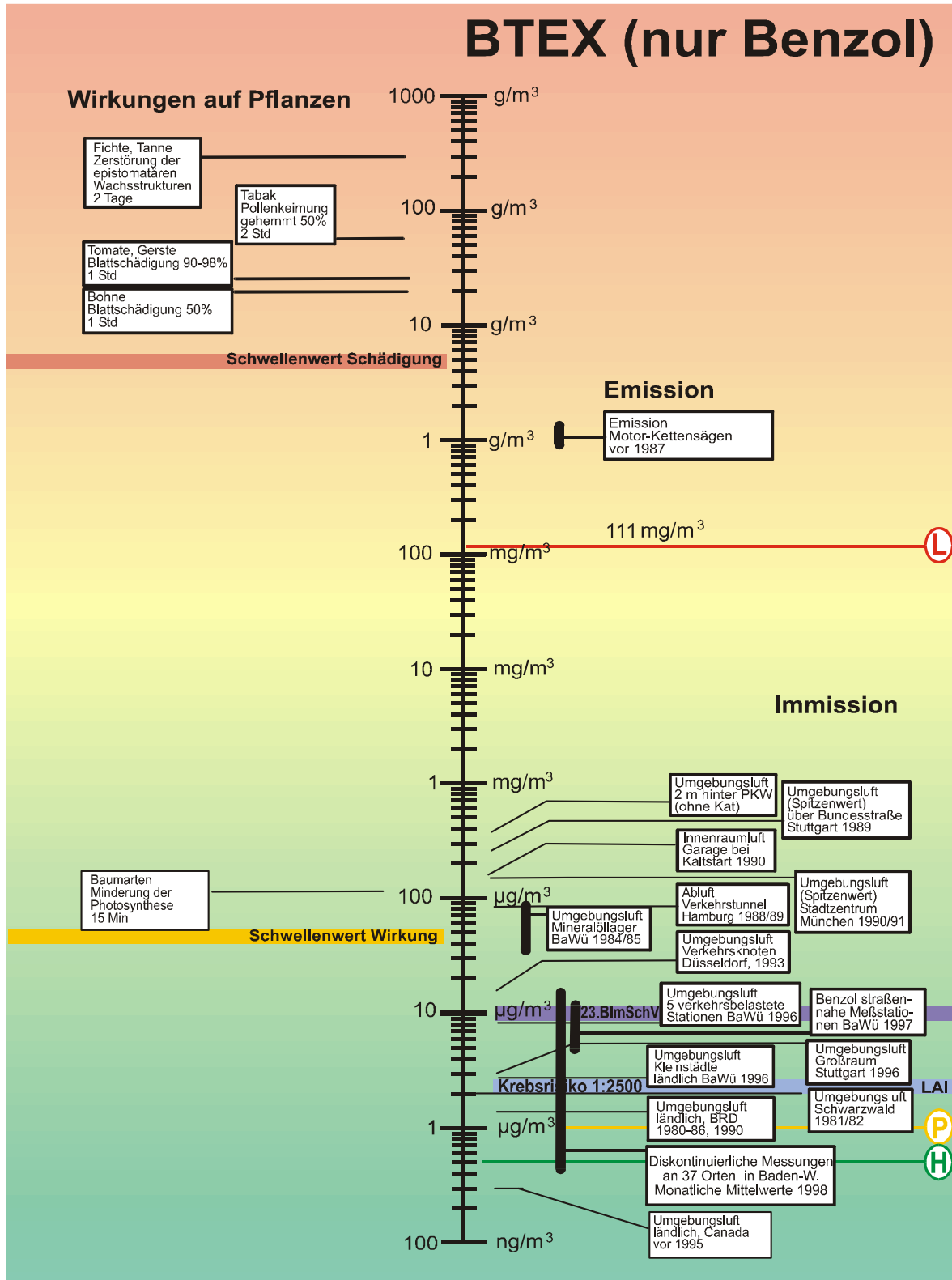
Innerhalb der Europäischen Gemeinschaft wird ein deutlicher Rückgang der Emissionen an leichtflüchtigen organischen Verbindungen, deren wesentliche Bestandteile die BTEX-Aromaten sind, prognostiziert. Die erwartete Minderung im Jahr 2000 um 40% bis 60% gegenüber dem Stand 1985 soll durch die Weiterentwicklung der Motoren- und Abgasreinigungstechnik und verändertes Verkehrsverhalten im europäischen und nationalen Rahmen erreicht werden. Die Verbreitung von Pkw mit 3-Wege-Katalysatoren sowie die weitere Reduktion des Benzol-Gehaltes im Otto-Kraftstoff werden nach Prognosen bis zum Jahr 2000 in der BRD zu einem dramatischen Rückgang der Benzol-Emissionen aus Pkw auf weniger als 1 000 Tonnen/Jahr, d.h. um 71% gegenüber 1989 (4 200 Tonnen/Jahr), und zu einem weiteren Rückgang auf ca. 500 Tonnen/Jahr bis 2010 führen.

Emission

Die BTEX-Aromaten werden mit den Verbrennungsemissionen und mit verdunstendem Kraftstoff emittiert. In Baden-Württemberg ist für Benzol für das Jahr 1995 eine Emissionsrate von 3.478 t ermittelt und eine Verminderung auf 1.472 t für das Jahr 2000 geschätzt worden.

Immission

Benzol wird fast ausschließlich luftgetragen verbreitet. In Baden-Württemberg ist für diesen Stoff an Messorten mit hohem Verkehrsaufkommen ein deutlicher Rückgang der Konzentrationen zu verzeichnen. Selbst die ungünstigen Witterungsbedingungen im Januar 1997 führten mit Ausnahme des Messpunktes in Karlsruhe nicht zu Konzentrationserhöhungen. Hier wirken sich die Emissionsminderungsmaßnahmen der letzten Jahre (veränderte Flottenzusammensetzung, Reduzierung des Benzolgehalts im Benzin) in der Immissionssituation aus. Die Jahresmittelwerte für Messungen an Straßenabschnitten mit hohem Verkehrsaufkommen in Baden-Württemberg lagen 1997 mit Ausnahme des Messpunktes in Karlsruhe unter dem Prüfwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nach der 23. BlmschV.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998). H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für Benzol

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Quelle
rechtsverbindliche Grenzwerte			
Prüfwert (seit 01.07.1998)	Jahresmittelwert	10	23. BImSchV
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte			
Zielwert Gesamtrisiko 1:2 500 (Anteil am Gesamtrisiko von 7 Luftschadstoffen: 5,6%)	Jahresmittelwert	2,5	Krebsrisiko- studie des LAI, 1992
<u>VwV Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			v.d. Trenck & Jaroni, 1999
Hintergrund	H-L	0,5	
Prüfwert (Risiko = $4 \cdot 10^{-6}$ nach WHO)	P-L	1	
letale Konzentration	L-L	111000	

Tab. 2: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für Toluol, Xylol, Ethylbenzol

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Quelle
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte			
<u>VwV Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			
Hintergrund (T, X, E)	H-L	je 1	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
Prüfwert (Toluol/Xylol)	P-L	300/300	
Prüfwert Ethylbenzol	P-L	600	

7.2 Chemie, Emission, Immission und Trend

7.2.1 Chemie

Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe, deren Grundstruktur ein einfacher Benzolring bildet, zählen im Hinblick auf mögliche Gesundheitsrisiken für den Menschen und als Vorläufersubstanzen für die Bildung von bodennahem Ozon zu den wichtigsten Emissionen. Als mengenmäßig bedeutsame Vertreter dieser Gruppe werden Benzol, Toluol, Ethylbenzol und die 3 Xylol-Isomere (o-Xylol, m-Xylol, p-Xylol) unter dem Kurzbegriff BTEX-Aromaten zusammengefasst.

Für Benzol findet kein direkter Abbau unter Lichteinfluss (Photoabbau) in der Atmosphäre statt. Indirekter Photoabbau kann insbesondere über freie OH-Radikale erfolgen, wobei die Halbwertszeit zwischen mehreren Stunden (in verunreinigter Atmosphäre) und bis zu 2 Wochen (Normalbedingungen) beträgt [Jori et al., 1986; Behrend & Brüggemann, 1994]. Die Halbwertszeiten in der freien Atmosphäre liegen für die anderen BTEX-Komponenten mit 5,2 Tagen (Toluol) bis 1,3 Tagen (m-Xylol) deutlich niedriger als für Benzol (25,3 Tage) [Leggett, 1996]. Die Photooxidation von Benzol durch Ozon spielt dagegen bei einer Halbwertszeit von 15 bis 20 Jahren keine Rolle [Jori et al., 1986].

Im Vergleich zu Benzol reagieren die verwandten Aromaten Toluol, Ethylbenzol und insbesondere Xylol sehr viel rascher mit freien OH-Radikalen. Die OH-Reaktionskonstanten liegen um den Faktor 5 (Toluol) bis 19 (m-Xylol) höher als für Benzol [Field et al., 1992]. Auch das Ozon-Bildungsvermögen - berechnet als MIR-Wert (*Maximum Incremental Reactivity*) in mg synthetisiertes Ozon/mg Substanz - für die alkylierten Aromaten wie Toluol, Ethylbenzol und Xylol übersteigt die Reaktivität von Benzol um ein Vielfaches [Finlayson-Pitts & Pitts, 1993].

Aufgrund der geringeren Reaktivität von Benzol gegenüber den anderen BTEX-Aromaten verschiebt sich während warmer, strahlungsreicher Perioden (Sommer) das BTEX-Immissionsprofil in Richtung höherer Relativgehalte von Benzol [Tanaka & Samukawa, 1996b; Guicherit, 1997].

7.2.2 Emission

In städtischen Gebieten entstammen rund 85% der Gesamt-Benzolemissionen mobilen Quellen, wobei den Verbrennungsabgasen des Kfz-Verkehrs die größte Bedeutung zukommt [Davoli et al., 1996]. Für 1988/89 wurden die Benzol-Emissionen für die Bundesrepublik aus dem Kfz-Verkehr auf 41 200 Tonnen/Jahr geschätzt, wovon 33 000 Tonnen (80%) aus Motorabgasen von Ottomotoren und weitere 2 600 Tonnen (6%) aus Verdunstungsverlusten von Otto-Kraftstoffen stammen [Eikmann et al., 1992].

In Baden-Württemberg ist für Benzol für das Jahr 1995 eine Emissionsrate von 3.478 t ermittelt und eine Verminderung auf 1.472 t für das Jahr 2000 geschätzt worden [UVM-BW, 1998].

BTEX-EMISSIONEN AUS VERBRENNUNGSMOTOREN

Sowohl die Motor- und Abgasreinigungs-Konzeption wie auch die Zusammensetzung des Kraftstoffes, insbesondere der Aromatengehalt, bestimmen die Gehalte an BTEX-Aromaten in den Emissionen von Verbrennungsmotoren [Gabele, 1995; Perry & Gee, 1995]. Hierbei ist bemerkenswert, dass - zur Sicherstellung der Qualitätsanforderungen - mit sinkendem Blei-Gehalt im Otto-Kraftstoff der Aromatenanteil angehoben wurde [Perry & Gee, 1995]. Im Abgas von Ottomotoren wird das BTEX-Profil, d.h. die relativen Anteile der BTEX-Aromaten zueinander, durch die Abgasreinigung mittels 3-Wege-Katalysator insbesondere in der Start- und Aufwärmphase zugunsten von Toluol verschoben. Nach Erreichen der Katalysator-Betriebstemperatur steigt der

relative Anteil von Benzol aufgrund von Benzol-Neubildung durch thermische Zerlegung anderer BTEX-Aromaten (Dealkylierung) wieder an [Dearth et al., 1992]. Diese verstärkte Neubildung liefert eine mögliche Erklärung für den mit zunehmender Fahrgeschwindigkeit und Motorleistung steigenden Benzolgehalt in Abgasen von Verbrennungsmotoren [Bailey et al., 1990; Guicherit, 1997].

Das charakteristische BTEX-Profil in den Verbrennungsabgasen von Ottomotoren unterscheidet sich deutlich von dem anderer Emissionsquellen wie z.B. Lösemittelgebrauch, Einsatz von Entfettungsmitteln, Raffinerieemissionen usw.. Typische Komponentenmuster werden als "*source fingerprints*" benutzt, um die Anteile verschiedener Quellengruppen an der Kohlenwasserstoff-Zusammensetzung aktueller Immissionen zu ermitteln [Wadden et al., 1986; Clarke & Ko, 1996; Tanaka & Samukawa, 1996a; Tsai et al., 1997; Rappenglück & Fabian, 1998].

WEITERE VERKEHRSDINGTE BTEX-EMISSIONEN

Im verdunstenden Ottokraftstoff sind die Anteile der BTEX-Aromaten gegenüber den kurzkettigen (aliphatischen), leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen wie n-Butan, iso-Butan und iso-Pentan deutlich vermindert [Harley et al., 1992; Henry et al., 1994]. Entsprechend der größeren Flüchtigkeit finden sich Toluol und vor allem Benzol in relativ höheren Anteilen gegenüber den anderen BTEX-Aromaten in unverbrannten Kraftstoffdämpfen [Mc Laren et al., 1996]. Dämpfe und Verbrennungsabgase von Kraftstoff auf Alkylat-Basis mit einem hohen Anteil an kettenförmigen Kohlenwasserstoffen (Alkane), wie er in Skandinavien für kleinere Motorgeräte und -fahrzeuge eingesetzt wird, enthalten aromatische Kohlenwasserstoffe nur noch in geringen Spuren [Östermark & Petersson, 1992; Östermark & Petersson, 1993].

BTEX-Aromaten können auch durch Ausgasen aus Kunststoffen und Klebstoffen in nennenswertem Umfang in der Innenluft (Kabinenluft) fabrikneuer Kraftfahrzeuge auftreten. Die Konzentration dieser organischen Innenraumbelastung, bei der Toluol und Xylol überwiegen, nimmt mit dem Gebrauch des Fahrzeuges über mehrere Monate hinweg kontinuierlich ab [Ullrich et al., 1994].

SONSTIGE BTEX-EMISSIONSQUELLEN

Weitere spezifische Emissionsquellen für BTEX-Aromaten sind Erdöl-Raffinerien, in deren Umgebung die Immissionskonzentration an BTEX-Aromaten deutlich erhöht sein kann [Herbarth et al., 1997] und die bis zu 70% zur Benzol-Immissionskonzentration in der näheren Umgebung (2,5 km) beitragen können [Dann & Wang, 1995]. Die BTEX-Zusammensetzung von Raffinerie-Emissionen unterscheiden sich nicht grundlegend von denen aus Kfz-Emissionen [Kenski et al., 1995].

Lösemittel sind potentielle Emissionsquellen für Toluol und Xylol [Scheff et al., 1989; Mukund et al., 1996].

7.2.3 Immission

Im Zusammenhang mit der 23. BImSchV wurden durch die Bundesländer in den letzten Jahren in erheblichem Umfang erweiterte Messungen durchgeführt. Zum Teil wurden zu diesem Zweck die Messnetze der Länder durch spezielle straßennahe Messstationen, überwiegend in größeren Städten, erweitert. Diese Vorgehensweise ermöglichte eine kontinuierliche Überwachung der verkehrsspezifischen Schadstoffe. Ergänzend wurden in den meisten Bundesländern Messungen an wechselnden Standorten über die Dauer eines Jahres durchgeführt. Vielerorts wurden auch Stichproben mit Hilfe von Messfahrzeugen erhoben. Entsprechend der durch die 23. BImSchV vorgegebenen Aufgabenstellung wurden die hier betrachteten Messungen an Straßenabschnitten mit hohem Ver-

kehrsaufkommen vorgenommen, an denen auch Menschen den Verkehrsimmissionen vermehrt ausgesetzt sind. Dies führt dazu, dass häufig innerorts in engen Straßenschluchten mit hoher Randbebauung gemessen wurde. Dadurch wird die relativ hohe Zahl von gefundenen Überschreitungen verständlich. Da bei der Festlegung der Messpunkte bereits bevorzugt Straßen mit möglichen Überschreitungen ausgewählt wurden, können aus derart nicht repräsentativen Daten keine statistischen Angaben abgeleitet werden - wie z.B. mittlere Belastung von innerörtlichen Hauptverkehrsstraßen oder Prozentsatz der Straßen mit Überschreitungen.

Der Arbeitskreis "§ 40 Abs. 2 BImSchG" hat in einem Bericht die derzeitige Situation an Straßenabschnitten mit hohem Verkehrsaufkommen in Deutschland zusammengestellt.

Für Benzol ist an allen Messorten mit Ausnahme der Messstelle in Halle ein deutlicher Rückgang der Konzentrationen zu verzeichnen. Selbst die ungünstigen Witterungsbedingungen im Januar 1997 führten, mit Ausnahme des Messpunktes in Karlsruhe, nicht zu Konzentrationserhöhungen. Hier wirken sich die Emissionsminderungsmaßnahmen der letzten Jahre (veränderte Flottenzusammensetzung, Reduzierung des Benzolgehalts im Benzin) in der Immissionssituation aus. Die Jahresmittelwerte für Messungen an Straßenabschnitten mit hohem Verkehrsaufkommen in Baden-Württemberg lagen 1997, mit Ausnahme des Messpunktes in Karlsruhe, unter dem Prüfwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [LAI, 1998].

In ländlichen Regionen zeigen die Benzol-Immissionskonzentrationen einen ausgeprägten Jahresgang mit einem Maximum im (Spät)Winter und den niedrigsten Werten im Sommer. In Städten sind die saisonalen Schwankungen weniger ausgeprägt [Dann & Wang, 1995; Fuselli et al., 1995].

Das BTEX-Immissionsprofil in Straßentunnels und an verkehrsnahen Standorten stimmt meist gut mit dem BTEX-Emissionsprofil von Kfz-Abgasen überein [Haszpra & Szilagyi, 1994; Guicherit, 1997]. Die BTEX-Zusammensetzung verkehrsbelasteter Großstadtluft in den USA, Japan und Mitteleuropa unterscheidet sich nur geringfügig (Tabelle 1) [Haszpra et al., 1991] und ist im Verlauf der vergangenen 20 Jahre bemerkenswert konstant geblieben [Guicherit, 1997].

In Baden-Württemberg betragen die Streuungen der monatlichen Mittelwerte von diskontinuierlichen Messungen an 37 Orten für Benzol im Jahr 1998 0,4 bis $14,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [LfU, 1998].

7.2.4 Trend

In der BRD sollen die Verbreitung von Pkw mit 3-Wege-Katalysatoren sowie die weitere Reduktion des Benzolgehaltes im Otto-Kraftstoff nach Prognosen von Metz [1990] bis zum Jahr 2000 zu einem deutlichen Rückgang der Benzol-Emissionen aus Pkw auf weniger als 1 000 Tonnen/Jahr, d.h. um 71% gegenüber 1989 (4 200 Tonnen/Jahr), und zu einem weiteren Rückgang auf ca. 500 Tonnen/Jahr im Jahr 2010 führen.

Tab. 1: Relative Zusammensetzung (Immissions-Profil in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) der BTEX-Aromaten in verkehrsbelasteter Großstadtluft [Haszpra et al., 1991]

BTEX-Komponente	München* 1993	Wien Österreich 1986	Budapest Ungarn 1987-89	Harwell Großbritan- nien, 1988	15 US- Großstädte 1985	Tokyo Japan 1985
Benzol	10	20	20	18	17 - 27	13
Toluol	18	39	39	37	31 - 45	49
Ethylbenzol	4	8	8	11	7 - 15	13
m/p-Xylol	10	23	23	21	15 - 25	17
o-Xylol	5	10	10	13	6 - 15	8

* Mittelwert von 2 Standorten in der Münchner Innenstadt ohne direkte Straßennähe (berechnet nach Rappenglück & Fabian, 1998).

Innerhalb der Europäischen Gemeinschaft wird ein deutlicher Rückgang der Emissionen an leichtflüchtigen organischen Verbindungen, deren wesentliche Bestandteile die BTEX-Aromaten sind, prognostiziert. Die erwartete Minderung im Jahr 2000 um 40 bis 60% gegenüber dem Stand 1985 soll durch die technische Weiterentwicklung der Motoren- und Abgasreinigungstechnik sowie durch ein verändertes Verkehrsverhalten im europäischen und nationalen Rahmen erreicht werden [Samaras & Zierock, 1994].

Das Zutreffen dieser Prognosen lässt sich im Ansatz schon aus Tabelle 1 ablesen durch Vergleich der im Oktober 1993 in München gemessenen Werte mit den älteren Werten der folgenden Spalten.

Da die emissionsmindernden Maßnahmen durch ein gestiegenes Verkehrsaufkommen teilweise kompensiert wurden, sind weitere Anstrengungen (Aktivkohlekanister, Entwicklung sparsamerer Motoren, verkehrspolitische Maßnahmen zur Reduzierung des Abgasausstoßes) angebracht [Boehnke et al., 1997].

7.3 Wirkungen

7.3.1 Humantoxizität

Lebensgefährliche akute Benzol-Vergiftungen treten bei Einwirkung von ca. 25 000 mg/m^3 über eine Expositionsdauer von

ca. $\frac{1}{2}$ h auf. Konzentrationen in dieser Höhe kommen in der allgemeinen Umwelt nicht vor und sind auch am Arbeitsplatz (durch Unfälle) sehr selten. Die Symptome (Fieber, Sehstörungen bis zu vorübergehender Erblindung, Arrhythmien, Pulsbeschleunigung, Erbrechen, Zittern der Extremitäten und tonisch-klonische Krämpfe) zeigen eine Funktionsbeeinträchtigung des zentralen Nervensystems an. Wird das Unfallopfer aus dem gefährdeten Bereich entfernt, so ist die Vergiftung reversibel, und es kommt zu keiner nachfolgenden Blutbildveränderung.

Eine chronische Benzolvergiftung schädigt dagegen das hämatopoetische System im Knochenmark und löst Veränderungen im peripheren Blutbild aus, die sowohl die roten und die weißen Blutzellen als auch die Blutplättchen betreffen. Die Symptomatik variiert je nach der überwiegend geschädigten Zellreihe. Vermutlich wegen der geringen Lebensdauer der Thrombozyten von 10 Tagen sind Thrombozytopenien mit erhöhter Blutungsneigung am häufigsten beschrieben. Eines der bekanntesten Symptome einer chronischen Benzolvergiftung ist eine Panzytopenie (Verminderung aller Blutzellen), die wegen der stärkeren Verminderung der Granulozytenzahl häufig von einer relativen Lymphozytose begleitet ist. Eine Anämie tritt erst später auf und kann mit einem bis zu 5-fach vergrößerten Volumen der Erythrozyten einhergehen.

Am kritischsten ist jedoch die karzinogene Wirkung des Benzols zu bewerten. Aus Übersichtsartikeln der IARC (*International Agency for Research on Cancer*) ist zu entnehmen, dass Benzol beim Menschen mit einem dosisabhängigen Anstieg aller lymphatischen und hämatopoetischen Neoplasien in Verbindung gebracht wird. "Damit gehört Benzol zu den wenigen Schadstoffen, bei denen eine kanzerogene Wirkung (Leukämie) durch epidemiologische Untersuchungen an entsprechend belasteten Arbeitnehmern festgestellt worden ist, und zwar schon vor mehr als 50 Jahren. Ein Versuchstiermodell, das die kanzerogene Wirkung von Benzol anzeigt und das besonders zur Aufklärung des Wirkungsmechanismus von Benzol benötigt wird, ist dagegen erst vor wenigen Jahren beschrieben worden" [Heinrich, 1995]. In Mutagenitätstests zeigt Benzol sich eher als chromosomenschädigend, während bakterielle Testsysteme, die Schädigungen der Primärstruktur der DNS anzeigen, nicht ansprechen.

Epidemiologische Krebsstudien ergaben Schätzungen für das "unit risk" einer lebenslangen Exposition gegenüber $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an Benzol, die zwischen 3×10^{-6} und 30×10^{-6} liegen. Die WHO gibt in ihren Luftqualitätsrichtlinien von 1987 ein Risiko von 4×10^{-6} an, während nach neueren Daten ein höherer Wert von 10×10^{-6} eher wahrscheinlich ist. Sowohl der LAI als auch Baden-Württemberg in seiner "Verwaltungsvorschrift Orientierungswerte" (VwV) beziehen sich auf das von der WHO errechnete "unit risk" von 4×10^{-6} . In der Konzentration weichen diese beiden Empfehlungen jedoch voneinander ab, da der LAI-Wert von $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ einem zumutbaren Risiko von 10^{-5} entspricht, während die VwV Baden-Württembergs der Minimierungsstrategie folgt und mit $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ quasi den Hintergrund in ländlichen Gebieten zugrundelegt, der einem Risiko von $4 \cdot 10^{-6}$ entspricht [Eikmann, 1992; Jaroni & v.d. Trenck, 1995].

Eine krebserzeugende Wirkung von Xylol und Toluol beim Menschen gilt nach Rippen [1996] als unwahrscheinlich. Allerdings führte Toluol in Versuchen mit Ratten zu Chromosomenschäden im Knochenmark und zur Leukose.

7.3.2 Wirkungen auf Tiere

Insgesamt sind die Wirkungen von BTEX-Aromaten auf freilebende Tiere noch ungenügend erforscht.

Wie beim Menschen wirkt Benzol auch bei Säugetieren karzinogen sowie in kleinsten Mengen knochenmarksschädigend. Bei Säugetieren ruft Benzol gentoxische Wirkungen und chromosomale Veränderungen hervor, was z.B. in Blut- und Knochenzellen exponierter Ratten beobachtet wurde [Rippen 1996].

7.3.3 Wirkungen auf Pflanzen

Die Wirkungen der BTEX-Aromaten auf Pflanzen gelten allgemein als wenig untersucht; so dass es sich als schwierig erweist, ausreichend sichere Erkenntnisse abzuleiten [Schulze & Stix, 1990].

AUFNAHME UND VERTEILUNG

Die Aufnahme von Benzol in Pflanzen vollzieht sich - auch bei Benzol-Belastungen des Bodens - vorwiegend über den Austausch Luft-Blatt. Dabei wird die Austauschrate maßgeblich durch den Öffnungszustand der Spaltöffnungen und die Transpirationsrate bestimmt [Behrendt & Brüggemann, 1994; Jen et al., 1995].

Nach Untersuchungen von Behrendt & Brüggemann [1994] stellt sich zwischen Atmosphäre und Pflanzenorganen innerhalb weniger Stunden ein Fließgleichgewicht ein. Demgegenüber leiten Keymeulen et al. [1995] aus Begasungsversuchen mit Toluol deutlich längere Zeitspannen von mehreren Wochen zur Gleichgewichtseinstellung ab, wobei 2 Kompartimente, die unbeladene Wachsschicht von Blättern bzw.

Nadeln (Cuticula) und das eigentliche Blatt- bzw. Nadelgewebe, den Zeitverlauf der Verteilung und Akkumulation von BTEX-Aromaten bestimmen.

Von den BTEX-Aromaten können Xylol und - in geringerem Umfang auch Ethylbenzol - als natürliche Bestandteile in Pflanzenblättern mit einem Anteil von ca. 1% an den leichtflüchtigen organischen Inhaltsstoffen vorkommen [Metcalf, 1987]. Toluol tritt als natürlicher Aromastoff in Chinakohl und in verschiedenen Obstarten, z.B. in den Früchten von Mirabellen in Anteilen von 0,45 bis 1,05% am Gesamtgehalt der Aromastoffe auf [Herrmann, 1991; Siegl et al., 1997]. Toluol und Ethylbenzol wirken in Blättern des Olivenbaums als Lockstoffe für die Oliven-Fruchtfliege und haben damit erhebliche ökologische Bedeutung [Scarpati et al., 1993].

WIRKUNGSMECHANISMEN

Die Cuticula von Blättern und Nadeln wird durch Einwirkung von Benzol und Xylol innerhalb weniger Tage mikroskopisch sichtbar schwer geschädigt. Dies geschieht vorwiegend im Bereich der Spaltöffnungen, wodurch es zum Verschluss der Spaltöffnungen und weiteren nekrotischen Folgeschäden kommen kann [Sauter & Pambor, 1989].

Innerhalb von Pflanzen wird Benzol mit einer Halbwertszeit von 1,6 Tagen relativ rasch umgewandelt bzw. abgebaut [Behrendt & Brüggemann, 1994].

SCHADSTOFFANREICHERUNGEN UND REAKTIONEN

Eine volumenbezogene Anreicherung von Benzol aus der Atmosphäre in oberirdische Pflanzenteile erfolgt Modellrechnungen zufolge auf das ca. 10- bis 11-fache. Aus einer Immissionskonzentration von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ resultiert (bei einer mittleren Dichte eines Blattes von $0,5 \text{ g}/\text{cm}^3$) eine Benzolkonzentration von rund $21 \mu\text{g}/\text{kg}$ Frischgewicht. In Stamm und Früchten liegt die Benzolanrei-

cherung um eine Größenordnung niedriger [Behrendt & Brüggemann, 1994]. Keymeulen et al., [1993] ermittelten demgegenüber unter realen Immissionsbedingungen für Nadeln der Douglas-Tanne Gehalte an BTEX-Aromaten, die mit 4 und $13 \mu\text{g}/\text{g}$ Trockengewicht für Toluol und Ethylbenzol sowie 25 bis $42 \mu\text{g}/\text{g}$ Trockengewicht für m+p-Xylol deutlich höher lagen. Diese BTEX-Konzentrationen stellten sich erst nach mehreren Tagen bzw. Wochen, bei höherem Belastungsniveau erst nach mehreren Monaten Belastungsdauer ein. Aus diesen Untersuchungen errechnen sich volumenbezogene Bioakkumulationsfaktoren (auf Trockensubstanz-Basis) zwischen 27 000 und 32 000 für Toluol und 123 000 und 470 000 für Ethylbenzol und Xylole.

Aufgrund ihrer Fettlöslichkeit und der Neigung, sich in Fetten anzureichern (Lipophilie) können sich BTEX-Aromaten in Pflanzenorganen und damit potentiell auch in pflanzlichen Nahrungsmitteln in Abhängigkeit von deren Öl- bzw. Fettgehalt anreichern. Die höchsten Gehalte an BTEX-Aromaten wurden bisher in Petersilienblättern ($1,89 \mu\text{g}$ m-/p-Xylol / g Trockensubstanz) sowie in Orangenschalen ($0,77 \mu\text{g}$ Toluol / g Trockensubstanz) gefunden. Im Fruchtfleisch liegen die BTEX-Konzentrationen - falls überhaupt nachweisbar - stets niedriger als in der Fruchtschale. Die mittlere tägliche Aufnahme an BTEX-Aromaten über Obst und Gemüse wurde auf ca. $15,6 \mu\text{g}$ geschätzt, wobei die Einzelkomponenten Toluol (ca. $10,3 \mu\text{g}$) und m-/p-Xylol (ca. $4,1 \mu\text{g}$) deutlich überwiegen. Eine vollständige Abschätzung der BTEX-Aufnahme über Nahrungsmittel sowie eine Bewertung dieses Aufnahmepfades im Vergleich zu anderen Belastungspfaden steht noch aus [Gorna-Binkul et al., 1996].

Ein flüssiges BTEX-Gemisch (Benzol: 52%; Toluol: 28%; Ethylbenzol: 5%; 3 Xylol-Isomere: je 5%), das dem wasserlöslichen Anteil von Standard-Benzin entspricht, wirkt in Konzentrationen bis zu $48 \text{ mg}/\text{l}$ auf

Grünalgen (*Selenastrum capricornutum*) wachstumshemmend, tötet sie jedoch nicht ab [Herman et al., 1991]. Die Anreicherung der BTEX-Aromaten in Algenzellen ist direkt vom n-Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten (als Maß der Fettlöslichkeit) abhängig und steigt in folgender Reihenfolge an:

Benzol < Toluol < Ethylbenzol < Xylol

Aufgrund der biologischen und photochemischen Abbaubarkeit schließen Grünhage und Jäger [1994] die Gefahr der Akkumula-

tion von Benzol, Toluol und Xylol in Pflanzen aus. Akute pflanzenschädigende Wirkungen werden bei umweltrelevanten Konzentrationen dieser Verbindungen als wenig wahrscheinlich angesehen.

Für das Pflanzenwachstum wichtige mikrobiologische Prozesse im Stickstoffkreislauf des Bodens werden durch Toluol-Verunreinigungen im Boden in der Größenordnung von 100 bis 200 µg/ml Bodenvolumen nachhaltig gestört [Fuller & Scow, 1996].

8 Ethylen (Ethen)

8.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten der Belastungssituation gegenübergestellt.

Humantoxizität

Ethylen ist nicht akut toxisch; jedoch wird es beim Einatmen in Ethylenoxid umgewandelt. Dieses besitzt ein erhebliches mutagenes und karzinogenes Potential. Es ist bei aktuellen Immissionskonzentrationen in verkehrsbelasteter Umgebung als Risikofaktor anzusehen. Eine Konzentration von $6 \mu\text{g}$ Ethylen pro m^3 Luft entspricht einem lebenszeitlichen Krebsrisiko von $1,4 \times 10^{-6}$.

Pflanzen

Die anthropogen bedingten Ethylen-Konzentrationen können in Ballungsräumen die Schädigungsschwelle empfindlicher Pflanzen überschreiten, die dann mit Blütenfall, Wuchs- und Entwicklungsveränderungen reagieren.

Im Bereich immissionsrelevanter Konzentrationen ist das pflanzenschädigende Potential von Ethylen rund 8-fach höher einzuschätzen als das von Schwefeldioxid.

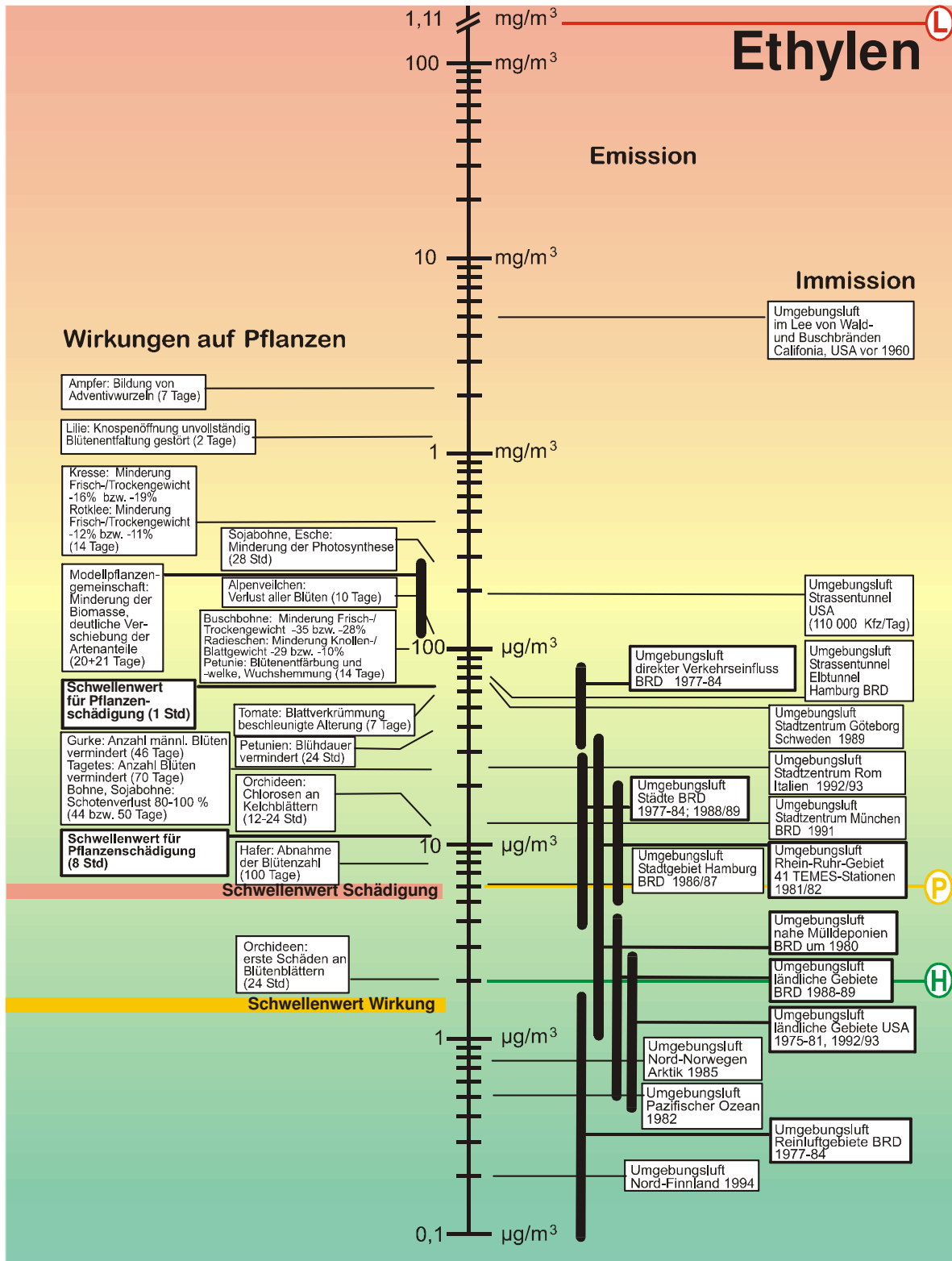
BELASTUNGSSITUATION

Emission

Bei Ethylen überwiegen natürliche Emissionsquellen. Der Emissionsanteil des Kfz-Verkehrs ist nur in Ballungsräumen nennenswert, erreicht dort aber deutlich erhöhte Konzentrationen. Bei einer relativ kurzen Lebensdauer in der Luft trägt Ethylen wesentlich zur Ozonbildung bei.

Für **Baden-Württemberg** wurde für 1988 die Gesamtmasse der aus dem Straßenverkehr emittierten flüchtigen organischen Verbindungen mit 104 000 t/Jahr geschätzt. Hieran hat Ethylen mit ca. 6 900 t/Jahr einen Anteil von 6,6% .

Als Verbrennungsprodukt tritt Ethylen im Abgas von Verbrennungsmotoren in nennenswerten Konzentrationen bzw. Anteilen von 600 - 1200 mg/m^3 bzw. 6 - 10%, z.T. auch bis zu 15-18%, der gesamten organischen Emissionen auf.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998).

H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1 Grenz-, Richt- und Orientierungswerte

Bedeutung für die menschliche Gesundheit erlangt Ethylen weniger durch die direkte Einwirkung, als durch die Umwandlung eingeatmeten Ethylens in Ethylenoxid. Ethylenoxid besitzt ein erhebliches mutagenes und karzinogenes Potential und ist bei aktuellen Immissionskonzentrationen in verkehrsbelasteter Umgebung als Risikofaktor anzusehen [Törnqvist, 1994; Törnqvist & Ehrenberg, 1994].

Ethylen

Parameter	Konzentration $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Zeitbezug	Erläuterung	Quelle
Baden-Württemberg				
<u>Orientierungswerte BW</u>				
H-L	2		Hintergrundwert	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
P-L (Krebsrisiko $1,4 \times 10^{-6}$)	6		Prüfwert (Krebsrisiko $1,4 \times 10^{-6}$)	
L-L	970 g/m^3		letale Konzentration	
Umgebungsluft Schwarzwald (Reinluftgebiet)	1,9		Wochenmittelwert	Bruckmann, 1986
Bundesrepublik Deutschland				
Umgebungsluft Reinluftgebiete, BRD	0,1 - 1,9	1977-84		Wagner et al., 1989
Umgebungsluft Mittelgebirge (Eifel, Eggegebirge, Taunus, Schwarzwald, BRD)	0,1 - 4,0	1966-84		Wagner et al., 1989
Umgebungsluft ländliche Gebiete, BRD	0,5 - 5	1988/89		UBA 1989
Umgebungsluft städtische Gebiete, BRD	5 - 30	1988/89		UBA 1989
Umgebungsluft städtische Gebiete, BRD	2 - 31	1977-84		Wagner et al., 1989
Umgebungsluft direkter Verkehrseinfluss, BRD	31,4 - 81,4	1977-84		Wagner et al., 1989
Umgebungsluft Stadtgebiet Berlin, verkehrsnah	31,4		Halbjahresmittelwert	Bruckmann, 1986
Umgebungsluft Berlin (West)	0,05 - 78,7	1975-77		Wagner et al., 1989
Umgebungsluft Stadtzentrum, verkehrsnah München, Bayern	12,1	März - Juli 1991	Minimum: $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Maximum $97,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ typische Tagesgänge entsprechend dem Kfz-Verkehrsaufkommen	Prechtel & Rabl, 1992

8.2 Chemie, Emission und Immission

8.2.1 Chemie

Die mittlere Lebensdauer von Ethylen in der Atmosphäre beträgt 2 bis 4 Tage. Wesentlicher Abbaumechanismus ist die Reaktion mit OH-Radikalen (89%); zu einem geringeren Anteil (8%) trägt die Reaktion mit Ozon zum atmosphärischen Abbau bei [Sawada & Totsuka, 1986].

Ethylen weist, wie die anderen kurzkettigen Alkene, ein deutlich höheres Ozonbildungspotential (MIR, *maximum incremental reactivity*) auf als die entsprechenden Alkane. Mit 7,4 mg O₃ / mg C₂H₄ liegt der MIR-Wert ähnlich hoch wie z.B. für Xylol [Finlayson-Pitts & Pitts, 1993; Carter, 1994]. Durch seine atmosphärische Reaktivität und den mengenmäßig hohen Anteil in Kfz-Abgasen bedingt trägt Ethylen mit ca. 20% maßgeblich zur Gesamtreaktivität von Kfz-Emissionen bei [Yang & Milfold, 1996].

Die besondere Bedeutung von Ethylen liegt darin, dass diese gasförmige ungesättigte Kohlenwasserstoffverbindung einerseits eine quantitativ bedeutsame Luftverunreinigung insbesondere in verkehrsreichen Ballungsräumen ist, andererseits als eine hormonell wirksame Substanz von Pflanzen selbst synthetisiert und freigesetzt wird und zugleich in höheren Konzentrationen stark pflanzenschädigend (phytotoxisch) wirkt.

8.2.2 Emission

Weltweit wird die Freisetzung von Ethylen auf jährlich 18-45 Millionen Tonnen geschätzt (Stand 1984), wovon rund 3/4 aus natürlichen Quellen, vorwiegend aus terrestrischen Ökosystemen, stammen.

Durch menschliche Aktivitäten bedingt werden weltweit etwa 9 Millionen Tonnen Ethylen pro Jahr emittiert. Den deutlich größten Anteil hierzu trägt die Biomasseverbrennung z.B. durch Brandrodung bei (77%). In

industrialisierten Regionen werden die Ethylenemissionen von der Nutzung fossiler Energieträger (Erdölprodukte, Kohle) dominiert, die weltweit rund 21% zum anthropogen bedingten Ethylenausstoß beitragen [Sawada & Totsuka, 1986].

Für Baden-Württemberg wurde für 1988 die Gesamtmenge der aus dem Straßenverkehr emittierten flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) mit 104 000 t/Jahr geschätzt. Hieran hat Ethylen mit ca. 6 900 t/Jahr einen Anteil von 6,6% [VOC-Landeskommission Baden-Württemberg, 1992].

ETHYLEN-EMISSIONEN DES KFZ-VERKEHRS

Ethylen findet sich im Ottokraftstoff nur in geringen Spuren (<0,01%) und spielt damit in der Zusammensetzung flüchtiger Kohlenwasserstoffe aus Verdunstungs- und Tankverlusten keine Rolle [Henry et al., 1994; Conner et al., 1995]. Als Verbrennungsprodukt tritt Ethylen im Abgas von Verbrennungsmotoren dagegen in nennenswerten Konzentrationen bzw. Anteilen von 600 - 1200 mg/m³ bzw. 6 - 10%, z.T. auch bis zu 15-18%, der gesamten organischen Emissionen auf [Debus et al., 1989; Harley et al., 1992; Scheff & Wadden, 1993; Kenski et al., 1995; Mukund et al., 1996]. Für 1983 geben Field et al. [1992] den Ethylen-Anteil an den Gesamtemissionen organischer Verbindungen aus Kfz-Verbrennungsmotoren in Großbritannien mit 8-9% an [Conner et al., 1995].

Mit der Umsetzung emissionsgeminderter Motorenkonzepte wurde in den USA bereits im Verlauf der 70er und 80er Jahre ein Rückgang des Ethylen-Anteils an der organischen Gesamtemission sowie eine deutliche Minderung der Emissionsfaktoren für Ethylen (in mg/km) erzielt [Sigsby et al., 1987; Fujita et al., 1994]

Im Gegensatz zu den meisten anderen organischen Emissionsbestandteilen steigt der relative Anteil von Ethylen (normiert zu Toluol) mit zunehmender Motorleistung

bzw. Fahrgeschwindigkeit an [Löfgren & Petersson, 1992; Guicherit, 1997].

WEITERE EMISSIONSQUELLEN FÜR ETHYLEN

In den Verbrennungsabgasen von Strahltriebwerken kommerzieller Flugzeuge liegt der Ethylen-Anteil an den Gesamtemissionen organischer Verbindungen mit rund 17% deutlich höher als in Emissionen von Verbrennungsmotoren [Harley et al., 1992].

Weitere Emissionsquellen für Ethylen sind Erdöl-Raffinerien und die Herstellung von Polyethylen [Kenski et al., 1995].

8.2.3 Immission

Ethylen-Konzentrationen in Reinluftgebieten der Erde (Polarregionen, Ozeane) liegen im Bereich von 0,1 bis 0,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. In Mitteleuropa bzw. der BRD wurden in den 70er und 80er Jahren in ballungsraumfernen Gebieten bzw. in den Mittelgebirgen Konzentrationen zwischen 0,1 und 5,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. In den USA ergaben Messungen in den 90er Jahren in ländlichen Regionen Ethylen-Konzentrationen zwischen 0,4 und 3,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Generell folgen die Ethylen-Konzentrationen einem ausgeprägten Jahresgang mit den höchsten Werten im Winter und niedrigen Werten im Sommer (Nordhalbkugel).

Im Bereich städtischer Ballungsräume mit hohem Verkehrsaufkommen liegen die Ethylen-Konzentrationen meist mehr als eine Größenordnung über den Werten ländlicher Regionen. In den 70er Jahren wurden in unmittelbarer Straßennähe Ethylen-Konzentrationen von ca. 20 bis 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mit kurzzeitigen Spitzenwerten von bis zu 1 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, in den USA von bis zu 805 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ermittelt.

Als Folge der drastischen Minderung der Ethylen-Emissionen aus Kfz-Verbrennungsmotoren während der 80er und frühen 90er Jahre sind trotz der deutlich gestiegenen Verkehrsleistung die Ethylen-Immissionskon-

zentrationen in städtischen Ballungsräumen während der vergangenen 15 Jahre konstant bis leicht rückläufig. Ethylen-Immissionskonzentrationen betragen in Innenstädten meist zwischen 5 und 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, in unmittelbarer Straßennähe bis ca. 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

In großstädtischen Ballungsräumen Nordamerikas, Westeuropas und Australiens unterscheiden sich die relativen Anteile von Ethylen am Gesamt-Kohlenwasserstoffgehalt der Umgebungsluft nur geringfügig [McLaren et al., 1996b].

8.3 Wirkungen

8.3.1 Wirkungen auf Menschen und Tiere

Ethylen ist ein Reifungshormon bei Pflanzen und wird auch von Säugetieren einschließlich dem Menschen endogen gebildet. Es zeigt keine akuten Wirkungen und wurde lange Zeit als inertes Gas angesehen. Die narkotisierende Wirkung des Ethylens setzt erst bei sehr hohen Konzentrationen ein. Im Organismus wird es jedoch im ersten Schritt zu Ethylenoxid (Oxiran) metabolisiert. Dies ist eine alkylierende, gentoxische Substanz, die bei Ratte und Maus kanzerogen wirkt. Als ein Alkylierungsprodukt des Ethylenoxids entsteht Hydroxyethylvalin am N-terminalen Ende des menschlichen Hämoglobins [DFG, 1993; Streit, 1992].

Im Rahmen des Humanbiomonitorings kann Hydroxyethylvalin in den Erythrocyten gemessen werden und dient als Parameter einer Belastung mit Ethylenoxid. Zwar ist die Metabolisierungsgeschwindigkeit von Ethylen gering, doch kommt es bei einer Exposition mit Ethylen im Bereich von 50 mg/m^3 zu einer Belastung des Organismus entsprechend 1,8 mg/m^3 an Ethylenoxid, dem TRK-Wert, der sich in 90 μg Hydroxyethylvalin/l Blut äußert. Dieser Wert ist allerdings rein technisch abgeleitet. Bei lebenslanger Einwirkung verursacht eine solche

Konzentration ein Krebsrisiko von $1,4 \times 10^{-2}$ und ist somit kein Maßstab für ein der allgemeinen Umwelt zumutbares Risiko, das wesentlich niedriger anzusetzen wäre [DFG; 1993, 1998].

Wegen seines erheblichen mutagenen und kanzerogenen Potentials ist das Ethylen in aktuellen aus der Verkehrsbelastung resultierenden Immissionskonzentrationen als Risikofaktor anzusehen. Eine lebenslang eingeatmete Konzentration von $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist mit einem Risiko von $1,4 \times 10^{-6}$ verbunden. Wirkungen der verkehrsbedingten Ethen-Immission auf freilebende Tiere sind unbekannt [Törnquist, 1994; Törnquist & Ehrenberg, 1994].

8.3.2 Wirkungen auf Pflanzen

Die Sonderstellung von Ethylen als Pflanzenhormon und zugleich als Luftschadstoff mit hohem Pflanzenschädigungspotential bedingt, dass sich Ethylenwirkungen an Pflanzen in einer Vielzahl von Veränderungen und Schädigungssymptomen äußern.

Als Phytohormon spielt Ethylen eine Schlüsselrolle in zahlreichen Entwicklungsprozessen höherer Pflanzen, z.B. bei der Samenkeimung und der Keimlingsentwicklung, dem differenzierten Sprosswachstum (z.B. Ausbildung von Sprossknollen) und der Steuerung der Knospenaktivität, der vorzeitigen Alterung (Seneszenz), dem Abwurf von Blättern und Blüten sowie bei Fruchttansatz und Fruchtreifung [Pendergrass et al., 1976; Zobel & Roberts, 1978; Vreugdenhil et al., 1984; Yeang & Hillman, 1984; Porat et al., 1993; Woltering, 1996; Buchanan-Wollaston, 1997; Dolan, 1997; Rahemi et al., 1997]. Die Bildungsrate und Konzentration von Ethylen unterliegt im Entwicklungsverlauf der Pflanze erheblichen Schwankungen und variiert zwischen den verschiedenen Pflanzenorganen z.T. erheblich [Debus et al., 1989].

Eine zentrale Bedeutung hat Ethylen auch im Reaktionsgeschehen von Pflanzen auf

verschiedene äußere Einflüsse wie z.B. mechanischen Stress oder Verletzungen, Kälte, Trockenheit, Überstauung, Schädlings- oder Krankheitsbefall oder durch Luft- oder Bodenverunreinigungen verursachten Stress [Rodecap & Tingey, 1981; Siegel et al., 1984; Pell, 1988; Wang, 1989; Schwab et al., 1993; van den Driessche & Langebartels, 1994; Jobling & McGlasson, 1995; Voesenek & Blom, 1996; Garty et al., 1997; Pell et al., 1997]. Eine erhöhte Ethylen-Produktion und -Freisetzung setzt zeitlich deutlich früher ein als sichtbare Schädigungssymptome. Häufig reagiert die Ethylenfreisetzung empfindlicher, d.h. unterhalb der Wirkungsschwelle sichtbarer Schädigungen [Tingey et al., 1978]. Pflanzensorten mit hoher Empfindlichkeit gegenüber Luftverunreinigungen (z.B. Ozon) weisen meist eine höhere Ethylen-Produktion auf als weniger empfindliche Sorten derselben Pflanzenart [Wellburn & Wellburn, 1996]. Die Auslösung enzymatischer Schutzmechanismen gegenüber Luftverunreinigungen wie z.B. Ozon wird im wesentlichen durch Ethylen vermittelt [Mehlhorn, 1990; Mehlhorn et al., 1991].

Im Bereich niedriger, immissionsrelevanter Konzentrationen ist das pflanzenschädigende Potential von Ethylen rund 8-fach höher einzuschätzen als das von Schwefeldioxid SO_2 [van Haut et al., 1979].

Empfindlichste pflanzliche Reaktionen auf Ethylen sind in der Entwicklung von Blüten und Früchten zu beobachten. Fehlentwicklung und Verlust von Blütenknospen, gestörte Blütenentwicklung, Entfärbung, vorzeitiges Welken und vorzeitiges Absterben der Blütenblätter werden an empfindlichen Pflanzenarten bei Ethylen-Konzentrationen beobachtet.

Blattverkrümmungen, sogenannte Epinastie, durch unterschiedliches Zellwachstum der Blattober- und -unterseite treten infolge von hohen Ethylenimmissionen bei zahlreichen Pflanzenarten auf. Biomasse- und Ertragsverluste bei Ethylen-

Konzentrationen derselben Größenordnung werden unter Freilandbedingungen aufgrund unterschiedlicher Wuchsbedingungen und fehlender (belastungsfreier) Kontrollpflanzen selten registriert [Nobel & Finkbeiner, 1986; Debus et al., 1989].

Demgegenüber konnten Wirkungen auf Blüten und Blütenknospen auch unter realen Bedingungen im Nahbereich stark befahrender Straßen wiederholt beobachtet und als Ethylenwirkungen interpretiert werden.

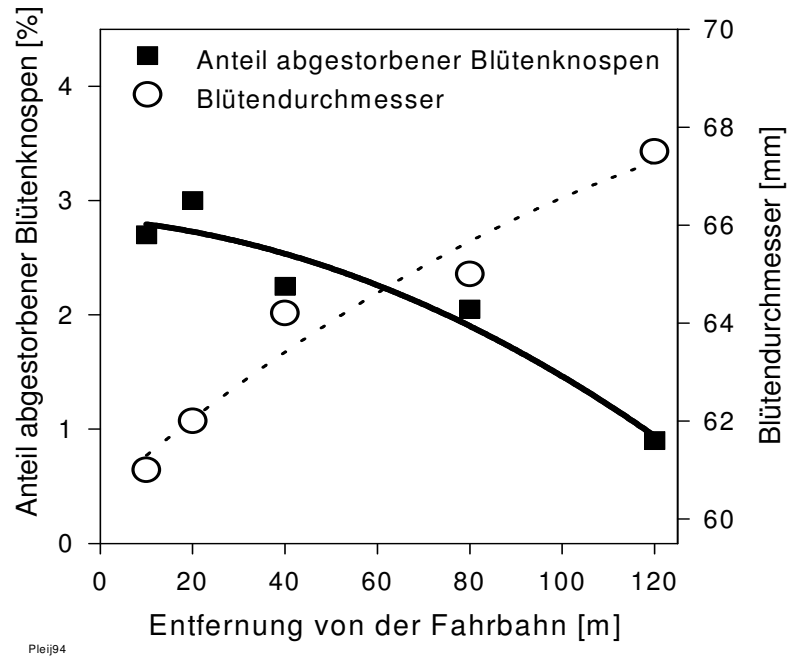


Abb. 4: Anteil abgestorbener bzw. abgefallener Blütenknospen und mittlerer Blütendurchmesser bei Petunie in Abhängigkeit von der Entfernung zu einer verkehrsreichen Straße [Daten von Pleijel et al., 1994].

9 Partikuläre Emissionen (Feinstaub, Dieselruß)

9.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten der Belastungssituation gegenübergestellt.

Humantoxizität

Der Partikelgehalt in der bodennahen Atmosphäre ist unter toxikologischen Gesichtspunkten von Bedeutung, da insbesondere der Fraktion sehr kleiner, lungengängiger Partikel ein erhebliches krebserzeugendes Potential zugeschrieben wird. Die gesundheitliche Bewertung dieser feinen Schwebstäube wird seit Jahren intensiv diskutiert.

Unter den 7 Schadstoffen, die in der LAI-Studie "Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen" bewertet wurden, kommt unter den aktuellen Immissionsverhältnissen der Fraktion der Rußpartikel des Schwebstaubes mit einem relativen Risikoanteil von rund 50% das deutlich größte Risikopotential zu. Dem Dieselruß wird ein Krebsrisiko von 7×10^{-5} pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zugeschrieben (*unit-risk*).

Ökosystemare Wirkungen

In der Umgebung unbefestigter Straßen mit hoher Staubemission (trotz geringen Verkehrsaufkommens) können sich langfristig tiefgreifende Veränderungen in der Artenzusammensetzung der natürlichen bzw. naturnahen Vegetation vollziehen.

Pflanzen

Die Belastungen der Vegetation durch Stäube hängt von deren Partikelgröße und der stofflichen Zusammensetzung ab. Generell wird die Bildung von Blattmasse während der Pflanzenentwicklung unter Staubbelastung vermindert. Durch zusätzliche Wassergaben kann diese Minderung der Blattflächenbildung wieder ausgeglichen werden.

BELASTUNGSSITUATION

Trend

Das Emissionsaufkommen des Straßenverkehrs in der BRD ist mit 41 000 Tonnen (1990) und 42 000 Tonnen (1994) praktisch konstant geblieben; der Anteil dieser Quellengruppe ist damit von 2,0% auf 5,5% angewachsen. Dominierende Quellen verkehrsbedingter Partikelemissionen sind Dieselfahrzeuge.

Technische Emissionsminderungen im Bereich des Nutzfahrzeugverkehrs sind durch die gestiegene Transportleistung überkompensiert worden, was zu einer Erhöhung der Partikelemissionen in der BRD in diesem Verkehrssektor um +11% von 1990 bis 1994 geführt hat.

Abschätzungen für Baden-Württemberg ergeben für den Zeitraum von 1995 bis 2000 für die Partikelemissionen eine wahrscheinliche Minderung von ca. 34% und für den Dieselruß von ca. 33%.

Emission

In Baden-Württemberg betrug der Anteil des Verkehrs am Gesamtaufkommen der Staubemissionen ca. 31% (Stand 1995). Daran sind die schweren Nutzfahrzeuge mit etwa 57% beteiligt, bei einem Fahrleistungsanteil von nur 7%.

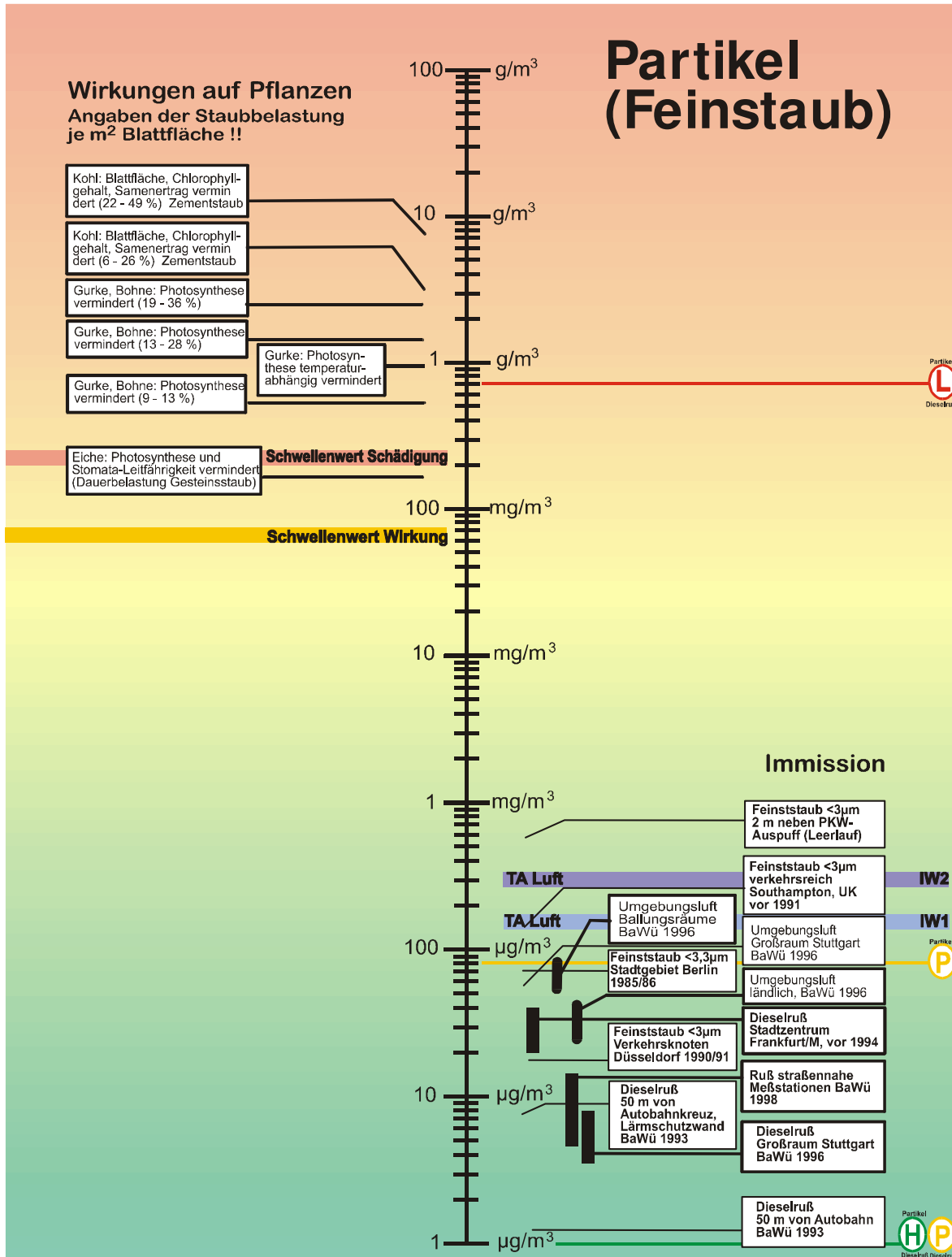
In Baden-Württemberg betrug der Anteil des Straßenverkehrs am Gesamtaufkommen der Dieselruß-Emissionen mit etwa 2.350t ca. 85% (Stand 1995)

Immission

Neben den regionalen Emissionen haben offensichtlich Ferntransporte, auch aus natürlichen Quellen, einen nicht zu unterschätzenden Anteil an den Partikel-Immissionen.

Der Arbeitskreis "§ 40 Abs. 2 BImSchG" hat in einem Bericht die derzeitige Situation an Straßenabschnitten mit hohem Verkehrsaufkommen in Deutschland zusammengestellt.

Die weitaus häufigsten Überschreitungen traten beim Ruß auf. Die zeitliche Entwicklung zeigt, dass hier auch in Zukunft mit häufigen Überschreitungen des Prüfwertes von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu rechnen ist.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998). H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für Dieselruß

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Quelle
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte			
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			
H-L	Hintergrundwert	1	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
P-L (Krebsrisiko von 7×10^{-5})	Prüfwert	1	
Prüfwert menschliche Gesundheit	Jahresmittelwert	8	23. BImSchV
Zielwert Anteil am Gesamtrisiko von 7 Luftschadstoffen: ca. 50%)	Jahresmittelwert	1,5	Krebsrisikostudie des LAI (1992)

Tab. 2: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für Schwebstaub

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Quelle
rechtsverbindliche Grenzwerte			
Immissionswert menschliche Gesundheit	IW 1	150	TA Luft
	IW 2	300	
Immissionswert menschliche Gesundheit	arithmetisches Mittel 95.Perzentil	150 300	22. BImSchV
Maximale Konzentration am Arbeitsplatz	alveolengängiger Anteil	1500	DFG, 1998
Maximale Konzentration am Arbeitsplatz	einatembare Anteil	4000	DFG, 1998
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte			
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			
H-L	Hintergrundwert	20	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
P-L	Prüfwert	75	
Maximale Immissionskonzentration (MIK) zum Schutz des Menschen	1-Stundenmittelwert	500	VDI-Richtlinie 2310 Blatt 19
	24-Stundenmittelwert	250*	
	1-Jahresmittelwert	75	

*höchstens für 24 Stunden, bei längerer Überschreitung : $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$

9.2 Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend

9.2.1 Chemie

Die unterschiedlichen Größenfraktionen luftgetragener Partikel sind nicht nur wegen ihrer unterschiedlichen Depositionseigenschaften - auch im menschlichen Atemtrakt - von Bedeutung, sondern weisen auch deutlich unterschiedliche Schadstoffgehalte auf. So findet sich in der feinsten Partikelfraktion ($<1 \mu\text{m}$) der ganz überwiegende Teil des partikelgebundenen Bleis [Dannecker et al., 1990; Laskus, 1986].

Unabhängig von der Frage einer direkten Partikelwirkung (ohne Berücksichtigung der stofflich-chemischen Partikelzusammensetzung) werden wirkungsbezogene Untersuchungen emittierter bzw. luftgetragener Partikel größtenteils mit organischen Partikelextrakten, also mit den aus den Partikeln herausgelösten, organischen Substanzen, durchgeführt [Hadnagy & Seemayer, 1988, 1992]. Die toxischen, meist auch mutagenen Wirkungen dieser Partikelextrakte aus Emissionen und belasteter Umgebungsluft lassen sich häufig auf bestimmte Stoffgruppen der Partikelextrakte (z.B. PAH und deren Nitro- und Sauerstoff-Verbindungen) zurückführen. Sie lassen einen direkten Zusammenhang zwischen erbgutverändernder Wirkung und der Höhe der Belastung durch Luftschadstoffe aus industriellen und verkehrsreichen Ballungsräumen erkennen [Barale et al., 1994; Erdinger et al., 1994]. Eine kausale Begründung für ein erhöhtes gesundheitliches Risiko durch Luftverunreinigungen in Ballungsräumen ist damit jedoch nicht zwangsläufig gegeben, da die direkte Partikelwirkung in den eingesetzten Testsystemen nicht erfasst werden kann.

Ruß besteht zu rund 70% aus reinem Kohlenstoff, zu 24% aus Kohlenwasserstoffen und zu 2-3% aus Metalloxiden und kondensierter Schwefelsäure [Klingenberg et al., 1992]. Den Rußkern bildet ein unlöslicher Festkörper, an den lösliche Substanzen ge-

bunden sind. Die Verteilung zwischen löslichen und unlöslichen Rußanteilen ist in hohem Umfang von der Leistungsabgabe des Motors abhängig [Jing et al., 1996].

Die Größenverteilung von Dieselrußpartikeln weist 2 ausgeprägte Maxima auf, eines im Bereich zwischen $0,1$ und $0,7 \mu\text{m}$, ein weiteres zwischen 1 und $5 \mu\text{m}$ [Figler et al., 1996].

9.2.2 Emission

Weltweit werden die anthropogenen Partikelemissionen auf 1 530 Millionen Tonnen geschätzt [Levine et al., 1995]. Eine Abgrenzung zwischen natürlicher Staubbelastung, die wesentlich von Boden- und Klimafaktoren abhängt und anthropogenen Quellen ist jedoch nicht unproblematisch. Für die Bundesrepublik wird für das Jahr 1994 ein anthropogen verursachtes Staub-Emissionsaufkommen von 754 000 Tonnen angegeben [UBA, 1997].

In Baden-Württemberg betrug der Anteil des Verkehrs am Gesamtaufkommen der Staub-Emissionen ca. 31% (Stand 1995, [UVM, 1998]). Daran sind die schweren Nutzfahrzeuge mit etwa 57% beteiligt, bei einem Fahrleistungsanteil von nur 7%.

In Baden-Württemberg betrug der Anteil des Straßenverkehrs am Gesamtaufkommen der Dieselruß-Emissionen mit etwa 2.350t ca. 85% (Stand 1995, [UVM, 1998]).

ANTEIL DES STRASSENVERKEHRS AN PARTIKEL-EMISSIONEN AUS VERBRENNUNGSMOTOREN

An dem Staub-Emissionsaufkommen in der Bundesrepublik Deutschland hatte der Verkehr 1994 einen Anteil von rund 8,5%; allein auf den Straßenverkehr entfielen annähernd 5,5% der Gesamt-Staubemissionen [UBA, 1997]. In Baden-Württemberg werden dagegen - bei steigender Tendenz - mindestens $2/3$ der Staubemissionen dem Verkehr zugeschrieben [LfU, 1996b].

Für Ottomotoren ohne Katalysator ermittelten Hildemann et al. [1991] einen Emissionsfaktor von ca. 60 mg Feinpartikeln je Kilometer Fahrstrecke, während der 3-Wege-Katalysator die Partikelemission auf ca. 10 mg/km verringert. Den mengenmäßig größten Beitrag zu den Partikelemissionen aus Verbrennungsmotoren leistet der Ruß, der aus Dieselmotoren in deutlich höheren Anteilen emittiert wird als aus Ottomotoren [Klingenberg & Winneke, 1990].

Für Diesel-Fahrzeuge errechneten Clarke et al. [1996] bei einem Verkehrsanteil von 8% einen Emissionsbeitrag zur Partikelmasse von 58% und zum Ruß von 90%. Aufgrund konkreter Messungen korrigierten die Autoren die realen Beiträge des Kfz-Verkehrs zur Gesamtemission auf 40 bis 50% (Partikel) und ca. 70% (Ruß) [Clarke et al., 1996]. Jorgensen [1996] nennt mit 65% Emissionsanteil für Partikel bei einem Diesel-Fahrzeugbestand von 15% aller Fahrzeuge vergleichbare Zahlen.

Die Rußemission von Dieselmotoren nimmt mit steigender Drehzahl tendentiell ab, erhöht sich jedoch mit zunehmender Motorlast [Hickman & Graham, 1993].

Unmittelbar dem Kfz-Verkehr entstammen mit dem Abrieb von Reifen und Bremsbelägen weitere organische und anorganische Partikelemissionen [Baumbach, 1993].

Mit dem Einsatz von Rapsöl bzw. Rapsöl-Methylester (RME) als "nachwachsendem Rohstoff" und damit Alternative bzw. Ergänzung zum herkömmlichen Dieseldieselkraftstoff steigen die Partikelemissionen um 267 - 320% gegenüber der Verwendung von Dieseldieselkraftstoff an, in anderen Testzyklen unterschreiten die Partikelemissionen bei RME-Betrieb die Werte bei Dieseldieselbetrieb [Krahl et al., 1994].

9.2.3 Immission

Neben den regionalen Emissionen haben offensichtlich Ferntransporte, auch aus natürlichen Quellen, einen nicht zu unterschätzenden Anteil an den relativ hohen Partikel-Immissionen. So beträgt die Staubemission in Baden-Württemberg nur etwa 1/10 der NO₂-Emission bei fast gleichen Immissionskonzentrationen.

Partikel in der Luft und auf Oberflächen verkehrsbelasteter Standorte setzen sich zusammen aus primär emittierten Komponenten (Ruß, Abrieb etc.) sowie aus Erosions- und Korrosionsprodukten des (städtischen) Umfeldes und aufgewirbeltem, bereits sedimentiertem Staub aus zurückliegenden Zeiträumen [De Miguel et al., 1997]. Quantitative Quellenzuordnungen sind aufgrund der unterschiedlichen Elementzusammensetzung durch multivariate statistische Methoden möglich [De Miguel et al., 1997].

Die durch 2 Verteilungsmaxima gekennzeichnete (bimodale) Größenverteilung von Rußpartikeln kann möglicherweise durch die Beteiligung von 2 verschiedenen Quellen (Verbrennungsemissionen und Reifenabrieb) erklärt werden. Auch andere Charakteristika von organischen Feinstäuben in der Umgebungsluft deuten auf eine nennenswerte Beteiligung weiterer Quellen an der Belastung durch "Dieselruß" [Israel et al., 1994]. Der aus Reifenabrieb stammende Anteil ist aufgrund der deutlich geringeren Oberflächenaktivität von den Dieselrußpartikeln unterscheidbar und kann auch grob quantifiziert werden [Pfänder et al., 1996].

Bezogen auf die Feinfraktion organischer Partikel in der Umgebungsluft des Großraums Los Angeles betragen nach Berech

nungen von Schauer et al., [1996] die Anteile von

Dieselmotor-Abgasen	25%
Ottomotor-Abgasen	17%
Reifenabrieb	02%
Fahrbahnabrieb	10%.

In einer ähnlichen Größenordnung liegen die Schätzungen von Yamaguchi et al. [1995] für den Anteil des Reifenabriebs an der Schwebstaubfraktion mit 0,4 - 6,3% bzw. von Rogge et al. [1993], die den Reifenabrieb mit maximal 1,6% der Feinfraktion des Straßenstaubes veranschlagen.

Mittels Traceruntersuchung unter Verwendung von markiertem Dieselkraftstoff wurden im Stadtgebiet von Wien Konzentrationen von Dieselrußpartikeln zwischen 10 und 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt. Die vorwiegend feinen Partikel unterliegen einer raschen Verfrachtung und verteilen sich somit relativ gleichmäßig [Horvath et al., 1988]. In sedimentiertem Staub lag der Anteil von Dieselrußpartikeln bei 12 - 70 mg/g (1,2 - 7%). Bei einer Hintergrundkonzentration von 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ konnte eine direkte Abhängigkeit der Dieselruß-Konzentration in der Luft von der Dichte des (Diesel-) Kfz-Verkehrs ermittelt werden [Horvath et al., 1988].

Im Zusammenhang mit der 23. BImSchV wurden durch die Bundesländer in den letzten Jahren die Messnetze der Länder durch straßennahe Messstationen überwiegend in größeren Städten erweitert. Diese Vorgehensweise ermöglichte eine kontinuierliche Überwachung der verkehrsspezifischen Schadstoffe. Ergänzend wurden in den meisten Bundesländern Messungen an wechselnden Standorten über die Dauer eines Jahres durchgeführt. Zudem fanden Stichprobenmessungen mit Hilfe von Messfahrzeugen statt. Entsprechend der durch die 23. BImSchV vorgegebenen Aufgabenstellung wurde an Straßenabschnitten mit hohem Verkehrsaufkommen gemessen, an denen Menschen den Verkehrsimmissionen vermehrt ausgesetzt sind, wie es häufig in-

nerorts in engen Straßenschluchten mit hoher Randbebauung der Fall ist. Dadurch wird die relativ hohe Zahl von gefundenen Grenzwertüberschreitungen verständlich. Da bei der Festlegung der Messpunkte bereits bevorzugt Straßen mit möglichen Überschreitungen ausgewählt wurden, konnten aus den Daten keine statistischen Angaben abgeleitet werden. Der Arbeitskreis "§ 40 Abs. 2 BImSchG" hat in einem Bericht die derzeitige Situation an Straßenabschnitten mit hohem Verkehrsaufkommen in Deutschland zusammengestellt. Die weitest häufigsten Überschreitungen traten beim Ruß auf. Die zeitliche Entwicklung zeigt, dass hier auch in Zukunft mit häufigen Überschreitungen des Prüfwertes (8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) zu rechnen ist [LAI, 1998].

In Baden-Württemberg betragen die Streuungen der monatlichen Mittelwerte von diskontinuierlichen Messungen an bis zu 40 Orten im Jahr 1998 für Ruß 0,2 bis 15,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [LfU, 1998].

9.2.4 Deposition

Entsprechend ihrer größenabhängigen Sedimentationsrate lagern sich größere Partikel in Quellennähe, d.h. in Fahrbahnnähe ab, während feine Partikelfractionen über größere Entfernungen von >1 km transportiert werden können [Farmer, 1993].

Hecken und Gebüsche, z.B. in städtischen Parkanlagen, erhöhen die straßen- und luvseitige Partikeldeposition bereits auf relativ kurze Distanz wesentlich und tragen aufgrund ihrer Filterwirkung erheblich zur lokalen Minderung der Partikelimmissionen auf der Leeseite bei [Givoni, 1991].

Zu einer Akkumulation von organischen Verbindungen aus den Abgasen kommt es in Straßennahen Böden besonders, wenn in diesen ein hoher Feinkorn- und Humusgehalt vorhanden ist. Dann können sich die als kanzerogen geltenden polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) sowie die polychlorierten Dibenzodioxine

(PCDD) und polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) in den oberen Bodenhorizonten anreichern [Tebaay et al., 1993, Joneck und Prinz, 1996, Unger und Prinz, 1992].

9.2.5 Trend

Die Staubemissionen in der BRD sind in der Zeit von 1990 bis 1994 von 2,02 Millionen Tonnen/Jahr auf jährlich 0,75 Millionen Tonnen, also um 63% zurückgegangen, was größtenteils auf Minderungsmaßnahmen sowie - vorrangig in den Neuen Bundesländern - Stilllegungen von Industrie- und Großfeuerungsanlagen zurückzuführen ist [UBA, 1997]. Das Emissionsaufkommen des Straßenverkehrs ist in dieser Zeit mit 41 000 Tonnen (1990) und 42 000 Tonnen (1994) praktisch konstant geblieben; der Anteil dieser Quellengruppe ist damit von 2,0% auf 5,5% angewachsen [UBA, 1997].

Maßnahmen zur Minderung von Partikelemissionen konzentrieren sich bei Dieselmotoren sowohl auf motortechnische Veränderungen, z.B. bei der optimalen Steuerung des Einspritzvolumens, wie auch auf die Verbesserung der Alltagstauglichkeit von Partikelfiltern [Fortnagel, 1992].

Technische Emissionsminderungen im Bereich des Nutzfahrzeugverkehrs sind durch die deutlich gestiegene Transportleistung überkompensiert worden, was zu einer Erhöhung der Partikelemissionen in diesem Verkehrssektor um +11% von 1990 bis 1994 geführt hat [UBA, 1997].

Aufgrund schärferer Grenzwerte ist bis zum Jahr 2010 trotz gleichzeitig steigenden Verkehrsaufkommens eine Minderung der Partikelemissionen auf ca. 42% des Standes von 1992 zu erwarten [Jorgensen, 1996].

Trotz des rasch wachsenden Anteils von Diesel-Pkw erwartet Metz [1990] bei optimistischer Einschätzung der Randbedingungen einen Rückgang der Partikelemissionen aus dem Pkw-Fernverkehr von

1990 bis 2000 um 36%, bis 2010 um 59% [Metz & Samaras, 1994].

Abschätzungen für Baden-Württemberg ergeben für den Zeitraum von 1995 bis 2000 für die Partikelemissionen eine wahrscheinliche Minderung von ca. 34% und für den Dieselruß von ca. 33%.

9.3 Wirkungen

9.3.1 Humantoxizität

Der Partikelgehalt in der bodennahen Atmosphäre ist unter toxikologischen Gesichtspunkten von Bedeutung, da insbesondere der Fraktion sehr kleiner, lungengängiger Partikel ein erhebliches krebserzeugendes Potential zugeschrieben wird. Die gesundheitliche Bewertung dieser feinen Schwebstäube wird seit Jahren intensiv diskutiert, insbesondere vor dem Hintergrund, in welchem Umfang die Partikelwirkung selbst - weitgehend unabhängig von der stofflichen Zusammensetzung und Beladung der Partikel - das Gefährdungspotential bestimmt [Kalker, 1993; Rosenkranz, 1993, 1996; Heinrich et al., 1995], und wie die messtechnische Erfassung und Bewertung erfolgen soll [Klingenberg & Winneke, 1990; Klingenberg et al., 1992; Bauer et al., 1993; Reichardt, 1995].

In seiner Bedeutung für das Krebsrisiko dominiert Dieselruß unter den Kfz-bedingten Luftschadstoffen deutlich [LAI, 1992; Mosbach-Schulz & Timm, 1994; LfU, 1996b]. Dröscher & Frank [1992] ermittelten im Mittleren Neckarraum für Dieselruß eine Überschreitung des Beurteilungsmaßstabes nach LAI [1992] um rund 430%.

Aus der Geschichte der zahlenmäßig abnehmenden Luftqualitätsstandards ist abzulesen, dass die toxische Wirkung von Schwebstaub immer besser gewürdigt und mit immer feineren Partikeln in Zusammenhang gebracht wird. So wurde in den USA der seit 1970 geltende Standard für den gesamten Schwebstaub 1986 durch einen

Grenzwert von $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für die sogenannte PM_{10} -Fraktion (partikuläres Material von $10 \mu\text{m}$ und kleiner) abgelöst, der seinerseits 1997 weiter reduziert werden musste auf einen PM_{10} -Standard von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einen Standard von $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel für die noch feinere $\text{PM}_{2,5}$ -Fraktion.

In Deutschland galt bis 1996 am Arbeitsplatz ein Schwebstaub-Grenzwert von $6 \text{mg}/\text{m}^3$. Ab 1996 wird auch hierzulande am Arbeitsplatz entsprechend zwischen atembarem Staub (Grenzwert = $4 \text{mg}/\text{m}^3$) und dem feineren alveolengängigen Staub (Grenzwert = $1,5 \text{mg}/\text{m}^3$) differenziert [DFG, 1997].

Diese Standards dienen dem Schutz der Bevölkerung vor den generell unspezifischen gesundheitsschädlichen Wirkungen des Schwebstaubs. Dazu zählen vermehrte Krankenhauseinlieferungen und eine erhöhte Mortalität älterer und herzlungenkranker Patienten genauso wie das ansteigende Auftreten von Atemwegserkrankungen und beeinträchtigter Lungenfunktion bei Kindern und Asthmakranken. Strukturelle Veränderungen des Lungengewebes sowie eine verminderte Widerstandskraft des Atemtraktes sind ebenfalls zu erwähnen [McClellan, 1998].

Realistische Kombinationen von feinen Partikelfraktionen ($< 2,5 \mu\text{m}$) mit gasförmigen Luftverunreinigungen wie z.B. Ozon führen zu deutlich über-additiven (synergistischen) Schadwirkungen im Bereich der Atmungsorgane [Cole, 1996]. Derartige Untersuchungsergebnisse belegen sowohl die toxikologische Bedeutung der feinsten, lungengängigen Partikelfraktionen wie auch die prinzipielle Schwäche der Fixierung auf einzelne Immissionskomponenten bei Wirkungsuntersuchungen und Grenzwertfestlegungen [Cole, 1996]. Heinrich [1995] und Peters et al. [1998] erwähnen eine epidemiologische Studie an über 8000 Menschen aus sechs unterschiedlich stark mit Luftschadstoffen belasteten Städten der USA, die eine deutliche Korrelation der Lungen-

krebsmortalität mit einer erhöhten Feinstaubbelastung (Partikel $< 2,5 \mu\text{g}$ und Sulfatpartikel) zeigt. Der Gesamtstaub, SO_2 , O_3 und die Azidität des Luftstaubes sind dagegen nicht mit der Mortalität korreliert [Dockery et al., 1993]. Obwohl man davon ausgehen kann, dass der Anteil von Dieselruß am gesamten Feinstaub wahrscheinlich unter 10% liegt, gibt diese Studie einen deutlichen Hinweis darauf, dass der Feinstaub für den Menschen eine gesundheitliche Bedeutung hat.

Rußpartikeln werden in Abhängigkeit von ihrer Quelle unterschiedliche Risikopotentiale in Bezug auf Krebserkrankungen der Atemorgane zugeordnet: das spezifische Risikopotential von Ruß aus Diesel bzw. Ottomotor-Emissionen ausgedrückt als *unit risk*, wird mit $0,3 - 3,6 \times 10^{-4}$ pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (LAI: $0,7 \times 10^{-4}$) deutlich höher bewertet als das von Ruß aus Holzöfen mit $0,6 - 2,5 \times 10^{-5}$ pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Cupitt et al., 1994].

Unter den 7 Schadstoffen, die in der LAI-Studie "Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen" bewertet wurden, kommt unter den aktuellen Immissionsverhältnissen der Fraktion der Rußpartikel in der Luft (*unit risk* = 7×10^{-5} pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Luft) mit einem relativen Risikoanteil von rund 50% das deutlich größte Risikopotential zu [LfU, 1996b].

9.3.2 Wirkungen auf Pflanzen

WIRKUNGSMECHANISMEN

Die Deposition von Stäuben verursacht Ablagerungen auf Pflanzenoberflächen, die sich - je nach chemischer Zusammensetzung der Stäube und der Witterung - zu regelrechten Krusten ausbilden können. Folgen von Staubbelastungen auf Pflanzen sind der Verschluss der Spaltöffnungen durch feine hygroskopische Partikel in der Größenordnung von $< 1 \mu\text{m}$, die sich verstärkt im Bereich der Stomata ablagern [Burkhardt et al., 1995]. Hierdurch vermindern sich Transpiration und Photosynthese. Aber auch erhöhte Transpiration durch Schädigung der Blatzellen kann auftreten.

Des Weiteren wurden Minderung des Frucht- oder Samenertrags sowie Wachstumseinbußen registriert [Farmer, 1993; Abdullah & Iqbal, 1991]. Die Wuchshöhe ist verringert und die Blätter werden kleiner ausgebildet. Derartige Veränderungen können als Anpassung an die trockeneren und heißeren Wuchsbedingungen staubbelasteter Pflanzen interpretiert werden [Sharifi et al., 1995].

Andererseits vermindern partikuläre Ablagerungen auf Blattoberflächen den Anteil reflektierter Strahlung (Albedo) und erhöhen somit die aufgenommene Energie [Anda, 1987]. Die hierdurch steigenden Oberflächentemperaturen der Blätter (+1,5 °C bis +2,5 °C gegenüber unbelasteten Pflanzen) kann Pflanzen während ihrer frühen Entwicklung Wachstumsvorteile bringen, zumal rasches Blattflächenwachstum die Staubbilastung zu einem gewissen Umfang "verdünnt". Im weiteren Verlauf der Entwicklung führt die Erhöhung der Blatttemperatur und die damit erhöhte Verdunstung über die Pflanzenoberfläche (Transpiration) zu einer negativen Wasserbilanz und zu negativen Wachstums- und Entwicklungsveränderungen [Anda, 1987; Hirano et al., 1995]. Noch weiter erhöhte Blatttemperaturen mit +5 °C bis +6 °C gegenüber der Umgebungstemperatur fanden Flückiger et al. [1978] bei verschiedenen Pflanzenarten im unmittelbaren Nahbereich starkbefahrener Straßen.

Ein Vergleich zwischen Stäuben und Partikeln aus unterschiedlichen Quellen (Kfz-Emissionen, Zement- und Gesteinsstaub) zeigt, dass sich vorrangig Partikel aus Verbrennungsmotoren im Bereich der Spaltöffnungen (Stomata) von Blättern verschiedener Pflanzen ablagern [Christodoulakis & Fasseas, 1990; Abdullah & Iqbal, 1991]. Anorganische Partikel lagern sich beispielsweise bevorzugt auf Koniferennadeln ab, was mit der besonderen Rauigkeit der Cuticula und der Morphologie der Blattoberfläche im Bereich der Stomata zu erklären ist [Burkhardt et al., 1995].

Entscheidend für die Wirkungen partikulärer Verunreinigungen auf Pflanzen ist die Dicke, Struktur und Ausbildung der Cuticula [Eveling, 1986]. Anorganische Partikel verschiedener Art führen zu jeweils lokal eng umgrenzten Schädigungen und zum Wasserverlust der betroffenen Zellen von Blättern und Blütenblättern, wobei auch die Cuticula mikroskopisch sichtbar geschädigt ist [Eveling, 1986].

Anorganische Stäube wie Zement- oder Bauxitstaub auf Pflanzenoberflächen führen zu mikroskopisch sichtbaren Veränderungen von Zellen und subzellulären Strukturen, während chemisch inerte Staub wie z.B. Talk keinerlei Wirkungen zeigt. Vorzeitig einsetzende Alterung nach Staubbilastung wird mit mangelnder Effizienz von Abwehr- und Reparaturprozessen der pflanzlichen Zelle erklärt [Dixit, 1988].

SCHADSTOFFANREICHERUNGEN UND REAKTIONEN

Pflanzen, die unter Freilandbedingungen Emissionen eines stationären Dieselmotors ausgesetzt waren, zeigen eine Zunahme der Blattbehaarung (Trichome) sowie mit Partikeln angefüllte Spaltöffnungen. Zellwände der äußeren Zellschicht (Epidermis) sind verdickt und teilweise geborsten [Kulshreshtha et al., 1994].

In der Umgebung unbefestigter Straßen mit hoher Staubbilastung (trotz geringen Verkehrsaufkommens) können sich langfristig tiefgreifende Veränderungen in der Artenzusammensetzung der natürlichen bzw. naturnahen Vegetation vollziehen [Farmer, 1993].

SPEZIELLE WIRKUNGEN AUF WACHSTUM UND BIOMASSE

Die Bildung von Blattmasse während der fortschreitenden Pflanzenentwicklung wird unter Staubbilastung vermindert. Durch zusätzliche Wassergaben kann diese Minderung der Blattflächenbildung weitgehend ausgeglichen werden. Der Einfluß auf die

Blattmasse und den Kornertrag von Getreide unter normalen Standortbedingungen ist ähnlich. Wird der erhöhte Wasserbedarf staubbelasteter Pflanzen durch zusätzliche Wassergaben direkt über den Boden unabhängig von Niederschlägen ausgeglichen, kann die Blattmasse staubbelasteter Pflanzen höher liegen als bei unbelasteten Pflanzen. Der Kornertrag bleibt jedoch deutlich vermindert, was vorrangig auf die

stark reduzierte Anzahl entwickelter Samen bei gleichzeitig erhöhtem Korngewicht zurückzuführen ist [Anda, 1987].

Partikelbelastungen in der Größenordnung von 5 mg/m^2 führen zu einem Verlust der nutzbaren Strahlungsintensität von 75 % [Das, 1988].

10 Cadmium (Cd)

10.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten der Belastungssituation gegenübergestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Belastungsniveaus in der Umwelt mussten verschiedene Größenordnungen in der Skalengraphik verwendet werden.

Ökosystemare Wirkungen

In Böden und Pflanzen ist Cadmium relativ leicht beweglich. Über 50% der Cadmium-Belastung von Pflanzen und Boden stammen aus dem oberirdischen Eintrag. Der Rest ist geogenen Ursprungs. Der Cadmium-Eintrag in Nahrungsketten über Pflanzen ist bedeutsam.

Humantoxizität

Chronisch mit der Nahrung aufgenommenes Cd wirkt hauptsächlich nierenschädigend. Die tägliche Dosis sollte 0,5 µg/kg KG nicht überschreiten. Eine lebenslange inhalative Aufnahme von 1 ng Cd/m³ Luft ist mit einem theoretischen Krebsrisiko von $1,2 \times 10^{-5}$ verbunden.

Tiere

Nutztiere, die in unmittelbarer Nähe verkehrsreicher Straßen weiden, zeigen mehrfach erhöhte Cd-Gehalte im Blut (im Vergleich mit den Hintergrundwerten). Die Cadmiumakkumulation erfolgt vor allem in der Leber und den Nieren mit einer biologischen Halbwertszeit von mehr als zehn Jahren.

Pflanzen

Zwischen der Verkehrsbelastung von Straßen und dem Cadmium-Gehalt von Gras in unmittelbarer Fahrbahnnähe besteht ein hochsignifikanter linearer Zusammenhang. Cadmium liegt in relativ hohen Konzentrationen in Pflanzenwurzeln bzw. Wurzelgemüse vor.

BELASTUNGSSITUATION

Emission

Der Anteil des Straßenverkehrs an den Cadmium-Emissionen betrug 1994 in Baden-Württemberg rund 2% und ist weniger auf Abgasemissionen als vorrangig auf Materialabrieb zurückzuführen (Reifen, Tribologie, Korrosionsschutz, alte Lackierungen etc.). Müllverbrennungsanlagen, Industrieheizungsanlagen sowie Kraft- und Heizwerke haben einen Anteil von ca. 84% und Kleinfeuerungsanlagen von ca. 14% an den Emissionen.

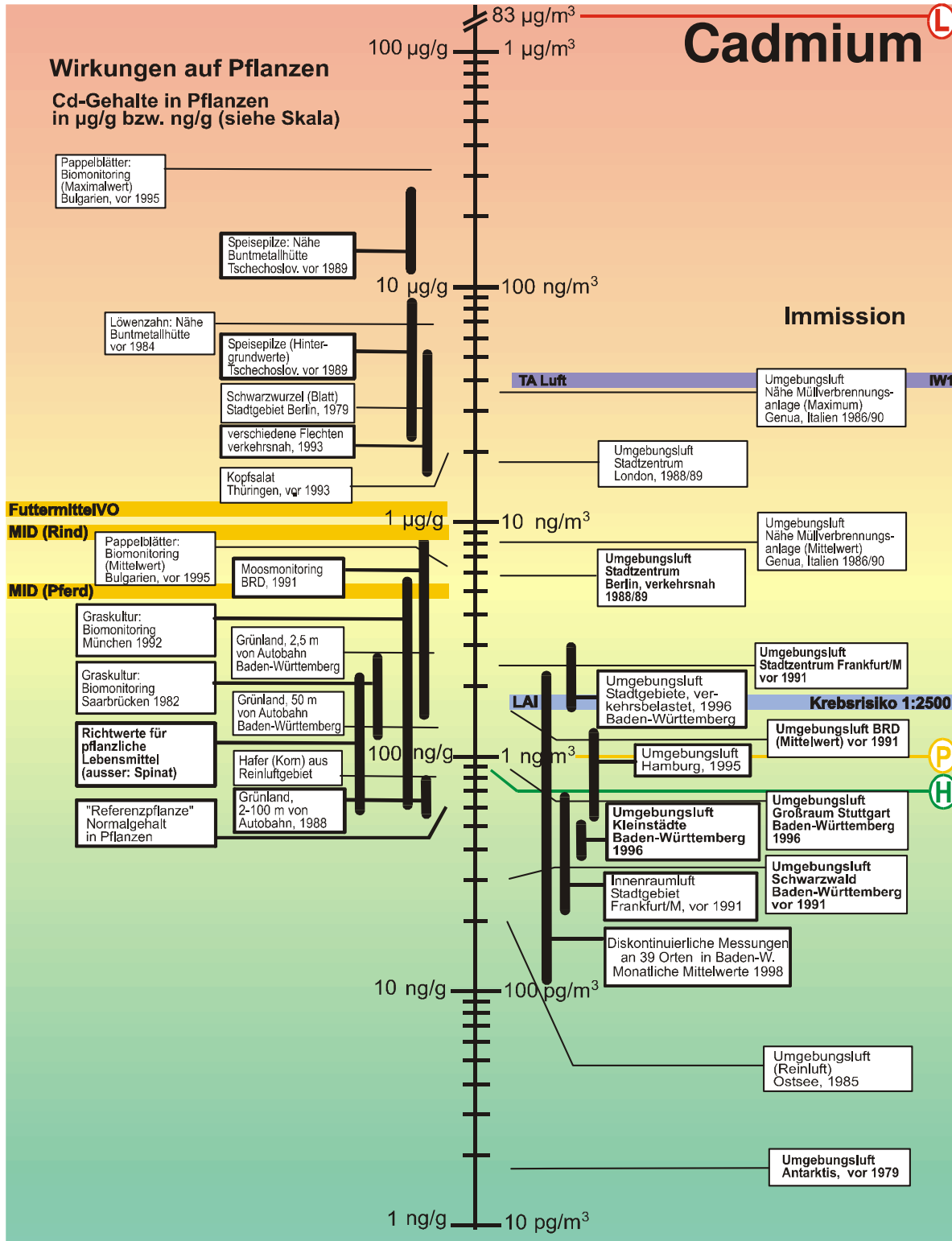
Der Cadmium-Gehalt in Kraftstoffen ist vergleichsweise niedrig.

Immission

Aufgrund seiner Verteilung zwischen ländlichen, städtischen und industriellen Regionen wird Cadmium zu den Elementen mit städtischem Quellcharakter gezählt. Sowohl steile Konzentrationsgefälle im Straßennahbereich wie auch nennenswerte Ferntransporte kennzeichnen die Ausbreitung von Cadmium.

Deposition

Abseits spezifischer Emissionsquellen können nur für wenige Feldfrüchte (z.B. Weizen) nennenswerte Anteile der Cadmium-Belastung durch die atmosphärische Deposition begründet sein.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998).

H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für Cadmium

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration	Quelle
rechtsverbindliche Grenzwerte (Gehalte in der Luft)			
Cadmium im Schwebstaub Immissionswert	IW1	40 ng/m³	TA Luft
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte (Gehalte in der Luft)			
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			
H-L	Hintergrund Luft	0,9 ng/m³	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
P-L (Krebsrisiko= 1,2 x 10 ⁻⁵)	Prüfwert Luft	1 ng/m³	
Zielwert Gesamtrisiko 1:2 500 (Anteil am Gesamtrisiko v. 7 Luftschadstoffen: ca. 5%)	Jahresmittelwert	1,7 ng/m³	Krebsrisiko- studie des LAI, 1992
Leitwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit ländliche Gebiete städtische Gebiete (nur in Bezug zu den Begründungen der <i>Air Quality Guidelines</i> zu benutzen)	Jahresmittelwert	1 - 5 ng/m³ 10 - 20 ng/m³	WHO, 1987, 1992
rechtsverbindliche Grenzwerte in anderen Medien			
Einzelfuttermittel pflanzlichen Ursprungs		1mg/kg	FuttermittelVO

Tab. 2: Beurteilungswerte Cadmium - Boden

Schutzziel/ Schutzgut	Zeitbezug, Definition	Konzentration Dimension	Quelle
alle Bodenfunktionen	Hintergrundwert (Gesamtgehalte Hges)-	0,2 - 1,0 mg/kg je nach Tongehalt	3.VwV z. BodSchG & VwV Orientierungswerte
alle Bodenfunktionen	Hintergrundwert (mobile Gehalte - Hmob)	15 - 50 µg/kg je nach pH-Wert	3.VwV zum BodSchG
Bodenorganismen, Pflanzen, Wasser	Prüfwert (Pges)	1 - 1,5 mg/kg je nach pH und Tongehalt	3.VwV zum BodSchG
Mensch	Prüfwert (Pges)	3 - 60 mg/kg Siedlungsfläche	3.VwV zum BodSchG & VwV Orientierungswerte
Bodenorganismen Pflanzen, Wasser	Prüfwert (Pmob)	25 - 100 µg/kg je n. Schutzgut	3.VwV zum BodSchG
Grundwasser/Eluat, Altlas- ten und Schadensfälle	Hintergrund (H-W) Prüfwert (P-W)	1 µg/l 3 µg/l	VwV Orientierungswerte BW
Pflanzen	Belastungswert Bmob)	40 µg/kg	3.VwV zum BodSchG

10.2 Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend

10.2.1 Chemie

Cadmium ist als Element stabil, unterliegt jedoch der Oxidation. In der Atmosphäre tritt Cadmium ganz überwiegend in der feinen Schwebstaubfraktion ($< 2 \mu\text{m}$) auf und verweilt lange in der Atmosphäre [Williams & Harrison, 1984].

Cadmium findet vorwiegend Verwendung in Schutzanstrichen für Metalle, in Pigmenten sowie in Trockenbatterien und als Stabilisator in Kunststoffen. Aufgrund seiner hohen Toxizität wird Cadmium in den meisten dieser Einsatzbereiche zunehmend durch Alternativen ersetzt bzw. seine Verwendung eingeschränkt. Aus industriellen Prozessen wird Cadmium vor allem bei der Gewinnung und Verarbeitung von Zink freigesetzt, mit dem es häufig vergesellschaftet ist [Leonard et al., 1984]. Als wesentliche Emissionsquelle für Cadmium gelten ferner Müllverbrennungsanlagen [Sedman & Esparza, 1991].

10.2.2 Emission

Weltweit wurden die Gesamtemissionen an Cadmium auf 7 300 Tonnen/Jahr geschätzt, wovon nur ca. 11% natürlichen Ursprungs sind [Williams & Harrison, 1984]. Die Herstellung und Verarbeitung von Nichteisenmetallen wie Zink (38%) und Kupfer (22%) liefern die deutlich größten Einzelbeiträge zu dieser Bilanz.

In der Bundesrepublik Deutschland hat die Cadmium-Emission von ca. 45 Tonnen im Jahr 1985 auf ca. 19 Tonnen (1995) abgenommen. An dieser Minderung waren insbesondere die industriellen Quellen als Hauptemittenten (32 t./Jahr \rightarrow 16 t./Jahr) und Feuerungsanlagen (8 t./Jahr \rightarrow 2 t./Jahr) beteiligt [Schulte et al., 1996].

Von den rund 167 kg Cadmium, die 1994 in Baden-Württemberg emittiert wurden, ent-

stammen mit 3 kg rund 2% dem Verkehr [UVM-BW, 1998].

VERKEHRSBEDINGTE CADMIUM-EMISSIONEN

Als verkehrsspezifische Emissionsquelle von Cadmium ist in erster Linie der Reifenabrieb anzusehen [Page & Bingham, 1973; Münch, 1993], da Reifen in erheblichen Mengen Zinkoxid enthalten, das in der Regel durch Cadmium verunreinigt ist. Die Cadmium-Gehalte in Fahrzeugreifen variieren in weiten Grenzen zwischen $0,14 \mu\text{g/g}$ und $90 \mu\text{g/g}$ [Williams & Harrison, 1984]. Das kleinräumige Verteilungsmuster der atmosphärischen Cadmium-Belastung unterscheidet sich von dem des Bleis [Madany et al., 1996]. Aufgrund der Partikelgröße lagern sich Gummi-Abriebteilchen zu 98% im unmittelbaren Fahrbahnbereich ab. Es wird jedoch nur wenig Cd freigesetzt [Schulz, 1987].

Der Cadmium-Gehalt in Kraftstoffen ist mit $0,018 - 1,0 \text{ mg/l}$ (Otto-Kraftstoff) und $0,009 - 0,039 \text{ mg/l}$ (Diesel-Kraftstoff) vergleichsweise niedrig [Reinirkens, 1992].

10.2.3 Immission

Der Cadmiumanteil im Straßenstaub variiert weniger stark als der Blei-Gehalt (10. Perzentil: $0,9 \mu\text{g/g}$; 90. Perzentil: $6,9 \mu\text{g/g}$) und liegt generell niedriger als in Hausstaub [Fergusson & Kim, 1991, Stone & Marsalek, 1996]. Deutlich konzentriert findet sich Cadmium in der feinsten Staubfraktion.

Aufgrund seiner Verteilung zwischen ländlichen, städtischen und industriellen Regionen wird Cadmium zu den Elementen mit städtischem Quellcharakter gezählt, wobei neben dem Verkehr auch Bau, Renovierung, Verwitterung und Abriss von Gebäuden wesentliche spezifische Quellen sind [De Miguel et al., 1997].

In Baden-Württemberg betragen die Streuungen der monatlichen Mittelwerte von diskontinuierlichen Messungen an bis zu 40

Orten im Jahr 1998 für Cadmium 0,1 bis 2,4 ng/m³ [LfU, 1998].

10.2.4 Deposition

Die Deposition von Cadmium in der Nähe verkehrsreicher Straßen vollzieht sich überwiegend im Nahbereich, während der Cadmium-Gehalt im Boden mit zunehmender Entfernung von der Fahrbahn ähnlich rasch abnimmt wie der Blei-Gehalt [Hewitt & Rashed, 1991; Benfenati et al., 1992].

Im Straßenablaufwasser erreicht die Cd-Konzentration nach Regenfällen 0,9 µg/l bis 4,0 µg/l, wobei der Anteil gelösten Cadmiums am Cd-Gesamtgehalt mit 5% bis 40% höher ist als für Blei [Wüst et al., 1994]. Im Schwemmmaterial von Straßen Baden-Württembergs wurden Cd-Gehalte von 3 - 5 mg/kg bei mittlerem bis hohem Verkehrsaufkommen gemessen [Unger & Prinz, 1992]. Neben der Höhe des Verkehrsaufkommens spielt der Straßenbelag (Rauigkeit) eine Rolle.

10.2.5 Trend

Die Auswaschung von Cadmium mit dem Niederschlag weist in der Bundesrepublik Deutschland einen rückläufigen Trend auf; die Depositionsrates nahm zwischen 1984 und 1993 von jährlich 3,4 g/ha (1984) um 41% ab [Schulte et al., 1996].

Der Gehalt an Cadmium in Moosen kann zu einem erheblichen Anteil auf niederschlagsgebundene Einträge zurückgeführt werden und zeigt die Bedeutung des großräumigen Transports dieses Schwermetalls [Berg et al., 1995a, b]. Die Aufnahmeeffizienz von Moosen für Cadmium beträgt 52% bis 64% derjenigen von Blei [Berg et al., 1995a]. Anders als für Blei konnte zwischen 1982 und 1992 kein Rückgang der Cadmium-Gehalte in verschiedenen Vegetationsproben an wenig belasteten Standorten in Mittel-Norwegen beobachtet werden, obwohl der Depositionseintrag von Cadmium deutlich rückläufig war [Berthelsen et al., 1995].

Ein rückläufiger Trend konnte an Cd-Gehalten in Moosen (*Polytrichum formosum*) an einem Standort nahe Osnabrück beobachtet werden (Abnahme von 7 auf 2 ng/g TS über den Zeitraum 1985 bis 1991 [Markert & Weckert, 1993]). Das verminderte Blei/Cadmium-Verhältnis bestätigt die gegenüber der atmosphärischen Cadmium-Belastung deutlicher reduzierte Immissionskonzentration von Blei [Rickert & Kaiser, 1994].

10.3 Wirkungen

10.3.1 Humantoxizität

Für die nichtrauchende Allgemeinbevölkerung stellt die Nahrung die wichtigste Quelle der Belastung mit Cadmium dar (> 90%), wobei die Resorption über die Verdauungsorgane zwar relativ gering (ca. 5%), die Verweildauer mit einer biologischen Halbwertszeit von ca. 20 Jahren jedoch außerordentlich lang ist. Die direkte Aufnahme über die Atemluft ist meist von geringerer Bedeutung. Für Raucher und - eingeschränkt auch für Passivraucher - führt der Cadmium-Gehalt von Zigaretten (ca. 1 µg je Zigarette) jedoch zu einer erheblichen zusätzlichen Belastung, die - bezogen auf die resorbierte Dosis - höher sein kann als die nahrungsbedingte Belastung [Ewers & Wilhelm, 1995]. Luftverunreinigungen durch Cadmium spielen damit vorrangig auf indirektem Weg über die Anreicherung aus der Nahrung - bei (Klein-)Kindern auch über den Boden - eine Rolle als mögliche Gesundheitsgefährdung für den Menschen [Leonard et al., 1984].

Über chronische Cd-Vergiftungen beim Menschen liegen umfangreiche arbeits- und umweltmedizinische Erfahrungen und Berichte vor. Die toxischen Wirkungen reichen von ausgeprägten klinischen Symptomen (Lungenemphysem bei starker inhalativer Belastung, Nierenfunktionsstörungen, Blutdruckerhöhung, Störungen des Knochenstoffwechsels) bis hin zu subklinischen biochemischen Effekten. Ein weiterer bedeut-

samer Effekt bei inhalativer Belastung ist die Induktion von Lungentumoren.

In einer neueren belgischen Untersuchung an mehr als 2000 Personen im Alter zwischen 20 und 80 Jahren (Cadmibel-Studie) wurde der Zusammenhang zwischen der Cadmium-Ausscheidung und verschiedenen Nierenfunktionsparametern (u.a. der Ausscheidung niedermolekularer Proteine im Urin = Proteinurie) untersucht. Die cadmiumbedingte tubuläre Proteinurie wird allgemein als adverser Effekt angesehen, da sie in der Regel irreversibel ist. In diesem Zusammenhang wird eine Cadmium-Aufnahme von 2,3 bis 4,3 $\mu\text{g}/(\text{kg} \times \text{d})$ als LOAEL (*lowest observed adverse effect level*) genannt, aus dem mit Hilfe eines Sicherheitsfaktors von 10 ein TDI-Wert von 0,5 $\mu\text{g}/(\text{kg} \times \text{d})$ abgeleitet werden kann. Die Auslastung dieses TDI-Wertes durch die Nahrung beträgt für Kinder nach einer Studie von Wilhelm et al. 60% im Median und >100% im 90. Perzentil [Ewers & Wilhelm, 1995; WHO, 1992a; Wilhelm et al., 1995].

Bei der Aufnahme über den Luftpfad wird Cadmium als eindeutig krebserzeugend im Tierversuch und wahrscheinlich kanzerogen beim Menschen eingestuft. Aus epidemiologischen und tierexperimentellen Daten wurden *unit risk*-Werte zwischen $1,8 \times 10^{-3}$ und $9,2 \times 10^{-2}$ abgeleitet. Der LAI legt ein mittleres *unit risk* von $1,2 \times 10^{-2} [\mu\text{g}/\text{m}^3]^{-1}$ zugrunde, wonach der von diesem Gremium aufgestellte Beurteilungsmaßstab von $1,7 \text{ ng}/\text{m}^3$ Luft mit einem zusätzlichen Lebenszeitrisiko von 2×10^{-5} verbunden ist [LAI, 1992; Mosbach-Schulz & Timm, 1994; Schiele, 1994; Würzler, 1994; Ewers & Wilhelm, 1995; LfU, 1996b].

Ein frucht- und entwicklungsschädigendes Potential von Cadmium konnte nur bei hohen Dosierungen im Tierversuch, nicht jedoch beim Menschen nachgewiesen werden [Leonard et al., 1984].

NAHRUNGSMITTELBELASTUNG

Die unterschiedliche Verteilung von Cadmium zwischen verschiedenen Pflanzenorganen kommt in den Richtwerten für Schadstoffe in Lebensmitteln zum Ausdruck [LfU, 1996b], die für Samen Cadmium-Gehalte zwischen 0,1 $\mu\text{g}/\text{g}$ (Getreide) und 0,8 $\mu\text{g}/\text{g}$ (Mohn, Sesam) liegen, für Blattgemüse bei 0,1 $\mu\text{g}/\text{g}$ (Ausnahme: Spinat mit 0,5 $\mu\text{g}/\text{g}$) und für Früchte (Obst) bei 0,05 $\mu\text{g}/\text{g}$.

Der immissionsbedingte Anteil an der Gesamt-Cadmium-Belastung von Nahrungspflanzen variiert je nach Pflanzenart und Pflanzen- bzw. Ernteorgan erheblich und ist zudem von dem verfügbaren Cd-Gehalt im Boden abhängig. Für oberirdische Organe ermittelten Harrison & Chirgawi [1989a, b] Anteile zwischen 6% und 48%, die auf atmosphärischen Eintrag zurückzuführen sind, während für Wurzeln bzw. Sprossknollen der Anteil zwischen 24% bis 28% lag und damit eine nennenswerte Cd-Verlagerung vom Spross in die Wurzel bzw. Sprossknolle belegt.

Ähnliche Größenordnungen des direkten Depositionsanteils am Cadmium-Gehalt von Nahrungspflanzen ermittelten Hovmand et al. [1983] an einem wenig belasteten Standort mit Werten zwischen 20% und 60% und bestätigen auch eine nennenswerte Verlagerung von Cadmium sowohl in unterirdische Organe wie auch in die Samen [Voutsas et al., 1996].

Mit Unterschieden zwischen verschiedenen Getreidesorten, dem Cadmium-Gesamtgehalt im Boden sowie dessen Gehalt an organischer Substanz können rund 80% der Variabilität des Cadmium-Gehaltes im Korn von 22 Weizensorten an 7 Standorten erklärt werden [Wenzel et al., 1996]. Die Berücksichtigung der fördernden Wirkung von Chlorid und die hemmende Wirkung von Calcium auf die Cadmium-Aufnahme kann weitere Anteile der Variabilität der Cd-

Gehalte in Pflanzen erklären [Wenzel et al., 1996]. Zwischen den Sorten variiert die Cd-Aufnahme mit einem Faktor $> 2,5$ [Wenzel et al., 1996].

Der Cadmium-Gehalt in Kartoffeln (Knolle, Schale) ist vorrangig vom pH-Wert des Bodens (pH 3,9 - 7,6), kaum jedoch von dessen Cd-Gesamtgehalt (4 - 11 mg/kg) abhängig, während der Cd-Gehalt im Haferkorn fast ausschließlich vom Cd-Gehalt des Bodens, der Cd-Gehalt im Haferstroh von beiden Faktoren in vergleichbarem Maß beeinflusst wird [Smith, 1994]. Der Cadmium-Gehalt von Kartoffelknollen kann durch das Entfernen der Schale (Verlust an Pflanzenmasse: -6% bis -20%) nur geringfügig reduziert werden (-10% bis -31%) [Brüggemann et al., 1982].

10.3.2 Wirkungen auf Tiere

Die Cadmiumakkumulation erfolgt vor allem in der Leber und in den Nieren mit einer biologischen Halbwertszeit von mehr als zehn Jahren [Merian, 1984]. Cadmiumvergiftungen äußern sich u.a. durch Nierenfunktionsstörungen. Terrestrisch lebende Tierarten sind gewöhnlich keinen toxischen Cadmiumkonzentrationen ausgesetzt. Zum Beispiel führen bei Schafen 30 mg Cd/kg Futter noch nicht zu Vergiftungserscheinungen [Merian, 1993].

Nutztiere, die in unmittelbarer Nähe verkehrsreicher Straßen weiden, zeigen - gegenüber Hintergrundwerten - mehrfach erhöhte Cadmium-Gehalte im Blut und in der äußeren Fettschicht [Ward & Savage, 1994].

Wildlebende Mäuse weisen in der Nähe verkehrsreicher Straßen erhöhte Cadmium-Gehalte in Leber, Niere und Knochen auf. Zudem treten unter erhöhte Verkehrsbelastung cytogenetische Veränderungen (erhöhte Kleinkernbildung in Knochenmarkzellen, abnorme Samenzellen) in verstärktem Umfang hervor [Ieradi et al., 1996].

Die Akkumulation von Cadmium ist sowohl vom Boden als auch von der Stoffwechselaktivität der Kleinsäuger abhängig. Dabei beeinflusst der pH-Wert des Bodens die Cadmiumaufnahme insofern, als in Gebieten mit fortgeschrittener Versauerung die Freisetzung von Cadmium auf saurem Boden und die Aufnahme in pflanzliche und tierische Organismen größer ist als auf Standorten mit gut gepufferten Bodensystemen. Waldböden sind natürlicherweise, aufgrund der in Zersetzung begriffenen Humusaufgabe, zumeist relativ sauer. Aus diesem Grund sind die Mäuse von Waldstandorten gegenüber straßennah lebenden Tieren häufig höher mit Cadmium belastet [Allgöwer et al., 1996; LfU, 1996a].

Im Nahrungsnetz eines Waldstandortes in Schleswig-Holstein liegen die Cd-Gehalte in Schnecken, Würmern und Käfern um den Faktor 15 bis 30 über dem Cd-Gehalt im (Buchen-) Laub. In Bodenspinnen dagegen liegen die Cd-Gehalte deutlich niedriger, in kleinen Landkrebsen wie Asseln (Isopoden) sind die Cadmium-Gehalte um einen Faktor von > 40 merklich höher [Scharenberg & Ebeling, 1996].

Hopkin & Martin [1982] ermittelten an Asseln (*Oniscus asellus*) aus unterschiedlich belasteten Böden Anreicherungsfaktoren für Cadmium aus der Laubstreu um den Faktor 5 bis 23. Damit stellen diese bodenbewohnenden Gliederfüßler, die eine Schlüsselrolle im Abbau der Laubstreu spielen, einen wesentlichen Input in Nahrungsnetze dar.

Der Cadmium-Gehalt in Regenwürmern wird vom Cadmium-Gesamtgehalt im Boden dominiert. Im Gegensatz zu den meisten anderen Schwermetallen reichern diese Bodentiere Cadmium gegenüber der Bodenkonzentration effektiv an, d.h. die Cd-Konzentration in Regenwürmern ist höher als im Bodensubstrat [Morgan & Morgan, 1988, 1990]. In stark verunreinigten Böden

kann die Anreicherungsphase für Cadmium im Regenwurm mehrere Tage bis Wochen dauern. Nach Ende der Belastung (z.B. Wechsel in wenig belasteten Boden) verbleibt aufgrund der sehr geringen Ausscheide- und Verlustrate der erhöhte Cadmium-Gehalt im Tier über mehrere Wochen fast unverändert bestehen. Hierin liegt einerseits eine erhebliche Kontaminationsgefahr für Folgekonsumenten, andererseits ist dieses Verhalten bei der Interpretation des Schwermetallgehaltes von Regenwürmern als tierische Bioindikatoren zu beachten [Streit et al., 1990].

In Hundertfüßlern, denen Regenwürmer als Beute dienen, sind Cadmium und Blei nicht stärker konzentriert als in den Regenwürmern selbst. Eine Bioakkumulation in diesen Gliedern der Nahrungskette findet folglich nicht statt [Weigmann, 1991].

Blattläuse, die an Cadmium-belasteten Weizenpflanzen saugen, weisen überproportional hohe Cadmium-Gehalte auf und können als Elemente eines Nahrungsnetzes in Agro-Ökosystemen wesentlich zum Cadmium-Input beitragen [Merrington et al., 1997].

10.3.3 Wirkungen auf Pflanzen

Cadmium ist für Pflanzen kein essentielles Element [Markert, 1992], obgleich sein chemisches Verhalten in der Pflanze dem des wichtigen Spurenelements Zink ähnlich ist [Preer et al., 1995]. Die im Vergleich zu Blei höhere Toxizität wird mit der Neigung von Cadmium erklärt, mit Sulfhydryl- und Phosphatgruppen zahlreiche Verbindungen einzugehen [Balsberg-Pahlsson, 1989].

SCHADSTOFFANREICHERUNGEN UND REAKTIONEN

Im Vergleich mit anderen Elementen (Chrom, Beryllium, Schwefel, Jod) wird Cadmium, das in simuliertem Niederschlag zu verschiedenen höheren Pflanzen appliziert wurde, in erheblichem Umfang von den Blättern zurückgehalten, womit eine Grundvoraussetzung für eine

nennenswerte Aufnahme über oberirdische Pflanzenteile gegeben ist [Hoffman et al., 1995].

Als Schädigungssymptome durch Cadmium-Belastungen werden Wuchshemmung von Wurzeln, Spross und Blättern, Verkrümmung und chlorotische Aufhellung der Blätter sowie Braun- oder Rotfärbung der Blattadern beobachtet [Balsberg-Pahlsson, 1989]. Störungen des Wasserhaushalts [Lozano-Rodriguez et al., 1997] und der Photosynthese treten bei deutlich erhöhter Cd-Belastung auf [Sheoran et al., 1990]; zudem erhöht sich bei steigender Cd-Belastung der Gehalt verschiedener Aminosäuren [Costa & Morel, 1994]. Durch Cadmium werden mikroskopisch sichtbare Schäden an den Chloroplasten, den Orten der Photosynthese, verursacht [Ouzounidou et al., 1997].

Beeinträchtigungen der Photosynthese, des Chlorophyllgehaltes und der Transpiration treten unter Cadmium-Belastungen auf [Balsberg-Pahlsson, 1989], wobei die negativen Cd-Wirkungen auf den Chlorophyllgehalt wahrscheinlich auf Mangan-Mangel zurückzuführen sind, der durch Cadmium ausgelöst werden kann [Barcelo et al., 1985].

Die kritische Cadmium-Konzentration im Pflanzengewebe von 44 µg/g TS, ermittelt anhand der Minderung des Chlorophyllgehaltes in Weizen-Jungpflanzen, stimmt gut mit Schwellenwerten der Wachsminderung oder sichtbarer Schädigungen überein [Burton et al., 1986]. Für die relativ empfindlichen Leguminosen (z.B. Erbse) liegt diese Schwellenkonzentration deutlich niedriger als für Kreuzblütler [Singh & Nayyar, 1990].

Cadmium-Belastungen während der Pflanzenentwicklung führen zu einer erhöhten Anzahl funktionsuntüchtiger Spaltöffnungen (Stomata) an der Blattoberfläche sowie zu einer verminderten Öffnungsweite der Stomata. Die Ursache hierfür liegt möglicherweise in Störungen im Schließmechanismus. Da dennoch die Transpirationsrate

der Blätter ansteigt, wird vermutet, dass Cadmium eine erhöhte Durchlässigkeit des wachsartigen Blattüberzugs (Cuticula) bewirkt und auch auf diesem Weg die Toleranz gegenüber Wasserstress herabsetzt [Greger & Johansson, 1992, Costa & Morel, 1994; Prasad, 1995]. Die erhöhte Durchlässigkeit der Cuticula erlaubt wiederum eine erleichterte Aufnahme von Cadmium über die Blätter und damit eine Erhöhung der Cadmium-Belastung der Pflanze [Greger et al., 1993].

Toleranz von Pflanzenpopulationen gegenüber Cadmium, die auf langfristig belasteten Standorten zum Ausdruck kommt, kann durch relativ niedrige Cd-Belastungen ausgelöst (induziert) werden, geht aber bereits im Verlauf weniger Pflanzengenerationen verloren, wenn die Schwermetallbelastung aufgehoben wird [Baker, 1984].

In städtischer Umgebung liegen die Cd-Gehalte im Moos um das 5-fache über den Werten aus ländlichen Regionen [Thöni et al., 1993].

Ausgeprägte vertikale Cadmium-Gradienten in Straßenschluchten, ermittelt mit der fassadenbegründenden Rankpflanze Jungfernebe (*Parthenocissus tricuspidata*) an Hauswänden, deuten auf bodennahe Quellen für die Cadmium-Belastung in diesen verkehrsbelasteten urbanen Standorten hin [Thönnessen & Werner, 1996].

AKKUMULATION UND AUFNAHME AUS DEM BODEN

Entlang von Straßenrändern wird Cadmium im Boden akkumuliert. Unger und Prinz [1992] fanden beiderseits von Straßen Baden-Württembergs erhöhte Cadmiumgehalte sowohl in Böden, als auch im Grünlandaufwuchs. Im unmittelbaren Randbereich (0,1 m vom Fahrbahnrand) werden die Cadmiumgehalte vom Schwemmmaterial (3 - 5 mg Cd/kg) dominiert. In den Böden (in 1 bis 100 m Fahrbahnabstand) wurden Cadmium-Gehalte in den obersten 5 cm von 1,9 bis 0,1 mg/kg Boden gemessen.

Prüfwertüberschreitungen von 1 bzw. 1,5 mg/kg Boden je nach pH und Tongehaltsgruppe wurden nach der 3. Verwaltungsvorschrift zum Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg an vielbefahrenen Straßen (bei 16.000 bis 50.000 Kfz/Tag) in Hauptwindrichtung bis 10 m Entfernung und an weniger befahrenen Straßen (bei 1.200 Kfz/Tag) bis 2,5 m ermittelt. In Luvseite der Straßen wurden die Prüfwerte für Cadmium unabhängig vom Verkehrsaufkommen bereits nach 2,5 m durchweg unterschritten.

Die Cadmium-Gehalte im Grünlandaufwuchs (0,04 bis 0,38 mg/kg TM) nehmen mit der Entfernung von der Fahrbahn ab. Der Futtermittelgrenzwert von 1 mg/kg TM [UM B-W, 1993] wird auch an Straßen mit hohem Verkehrsaufkommen nicht überschritten. An sehr stark befahrenen Straßen liegen die Cd-Gehalte im Grünlandaufwuchs in einer Entfernung zwischen 5 und 100 m vom Straßenrand auf gleichem Niveau. Zwischen Luv- und Leeseite konnte kein systematischer Unterschied festgestellt werden [Unger und Prinz, 1992].

Gehölzstreifen am Straßenrand bilden eine wirkungsvolle Barriere gegen den Lufttransport von Cadmium. So sind die Cadmiumgehalte im Boden mit Gehölzstreifen in 2,5 m Entfernung zwar etwa doppelt so hoch wie ohne, bereits in 10 m Entfernung liegen sie jedoch unter denen ohne Gehölzstreifen und nach 25 m sind sie in der Regel weniger als halb so hoch wie mit Gehölz [Unger & Prinz, 1992].

Der pflanzenverfügbare Anteil des Cadmiums im Boden entspricht annähernd der Cadmium-Konzentration in der Bodenlösung, die mit sinkendem pH-Wert (unterhalb des elementspezifischen Wertes von pH 6,5) deutlich ansteigt [del Castilho & Chardon, 1995; Hornburg & Brümmer, 1993] und kann mit gängigen Extraktionsverfahren (Ammoniumnitrat- oder Calciumchlorid-Lösung; EDTA, DTPA) hinreichend gut charakterisiert werden [Singh & Nayyar, 1990; Li et al., 1994; Heymann &

Wiechmann, 1996; Mench et al., 1997]. Mit steigenden Kalkgaben zum Boden steigt sein pH-Wert an. Gleichzeitig sinkt die Verfügbarkeit von Cadmium und damit die Aufnahme über die Wurzel in die Pflanze [Han & Lee, 1996].

Die Beweglichkeit von Cadmium in der Pflanze ist deutlich größer als die von Blei. Die Wirkung von Cadmium auf die Samenkeimung ist gering, bei niedrigen Konzentrationen wurden keimungsstimulierende Effekte beobachtet [Balsberg-Pahlsson, 1989]. Entsprechend der höheren Mobilität in der Pflanze verteilt sich Cadmium über verschiedene Pflanzenorgane. So beeinträchtigen hohe Cd-Belastungen auch Fruchtentwicklung und -ertrag, während wenig mobile Schwermetalle wie Blei sich vorrangig in der Wurzel akkumulieren und dieses Organ schädigen können [Salim et al., 1992b].

Über die Wurzel aufgenommenes Cadmium wird überwiegend in den Spross verlagert; umgekehrt gelangen bei Aufnahme über das Blatt nur maximal 27% des aufgenommenen Cadmiums in die Wurzel [Salim et al., 1992a].

Niedrige Cadmium-Belastungen im Boden können die Stickstoff-Fixierung in der Rhizosphäre von Leguminosen erhöhen, während höhere Belastungen diesen Prozess deutlich hemmen [Balsberg-Pahlsson, 1989]. Auch die Aktivität des Enzyms Nitratreduktase, ein Schlüsselenzym im Stickstoffhaushalt, wird durch Cadmium gehemmt und führt zu einer verminderten Stickstoffversorgung [Ouariti et al., 1997].

Aufgrund des häufig gemeinsamen Vorkommens von Cadmium mit erhöhten Zinkgehalten sind Zink-Cadmium-Wechselwirkungen unter realen Belastungsbedingungen von Bedeutung. Die Aufnahme von Cadmium aus dem Boden, mehr noch die Verteilung in der Pflanze, wird durch Zink wesentlich verändert, wobei stark antago-

nistische Effekte, vorwiegend bei niedrigen bis mittleren Belastungsintensitäten, beobachtet werden und meist auf die jüngeren Blätter beschränkt bleiben [McKenna et al., 1993]. In metallaktivierten Enzymen kann Cadmium das notwendige Zink verdrängen und so ihre Funktion beeinträchtigen [Balsberg-Pahlsson, 1989].

Die Anwendung von Calcium-Magnesium-Acetat als Alternative zu Natriumchlorid (NaCl) als Auftausalz im Straßenwinterdienst kann im Boden zur Calcit-Ausfällung und damit auch zur Ausfällung von Cadmium führen, wodurch die Cadmium-Verfügbarkeit geringer wird [Amrhein et al., 1994]. Hingegen fördert der Chloridgehalt in landwirtschaftlichen Böden die Cadmium-Verfügbarkeit und Aufnahme in Pflanzen [Li et al., 1994; McLaughlin et al., 1994; Wenzel et al., 1996], so dass durch Streusalzbelastungen in Straßennähe eine verstärkte Cadmium-Aufnahme in die Vegetation zu erwarten ist.

Belastungen durch Kombinationen der Schwermetalle Cadmium, Zink und Nickel wirken auf Wachstum und Ertrag von Kopfsalat (*Lactuca sativa*) in additiver und überadditiver Wechselwirkung, d.h. die Wirkung der Schwermetallkombination entspricht der Summe der Einzelwirkungen oder übersteigt sie [Wallace & Berry, 1989].

Cadmium ist ein mobiles, pflanzenverfügbares Element im System Boden-Pflanze [Schäfer et al., 1998] und findet sich, im Vergleich mit anderen Schwermetallelementen, in relativ hohen Konzentrationen in Pflanzenwurzeln bzw. Wurzelgemüse [Voutsas et al., 1996].

Futterpflanzen unterscheiden sich artabhängig in ihrem Vermögen, Cadmium und andere Schwermetalle aufzunehmen, (*Poa pratensis*) und (*Brassica campestris*) zählen zu den Pflanzen mit hoher Cadmium-Aufnahme [Zerulla & Marschner, 1986].

11 Blei (Pb)

11.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten der Belastungssituation gegenübergestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Belastungsniveaus in der Umwelt mussten verschiedene Größenordnungen in der Skalengraphik verwendet werden.

Humantoxizität

Verbreiteter als die akute Form ist heute die chronische Bleivergiftung. Aus mit Blei kontaminierter Nahrung werden geringe Mengen ins Blut aufgenommen. Beim Erwachsenen beträgt die Nettoaufnahme von Blei aus dem Magen-Darm-Trakt 8%, bei Kindern liegt sie bei 40%. Lungengängige Aerosole von Salzen und Oxiden des Bleis, wie sie mit Auspuffgasen freigesetzt werden, werden je nach Partikelgröße und Löslichkeit zu 50 - 80% in die Blutbahn resorbiert. Die Grenzkonzentration im Blut, ab der eine Verminderung der Lernfähigkeit und des IQ erkennbar ist, liegt in der ersten Lebensphase bei ca. 100 µg/l.

Tiere

In Nutztieren, die in unmittelbarer Nähe verkehrsreicher Straßen weiden, wurden erhöhte Blei-Gehalte im Blut gefunden. Hauptbelastungspfade sind die Aufnahme über die Atmung und über das Weidefutter.

Pflanzen

Im Boden und in der Pflanze ist Blei kaum beweglich. Pflanzen sind generell wenig empfindlich gegen (anorganisches) Blei. In der Biomasse festgelegtes Blei kann die Pflanze selbst nicht schädigen, aber in hohen Konzentrationen an die nächsten Glieder der Nahrungskette weitergegeben werden.

Blei kann der Pflanze über niederschlagsgebundene Immissionen direkt oder über den Boden indirekt zugeführt werden.

BELASTUNGSSITUATION

Emission

In Folge der stufenweisen Senkung des Blei-Gehaltes im Otto-Kraftstoff sowie die weitgehende Ablösung verbleiteter Otto-Kraftstoffe durch unverbleite Kraftstoffsorten sind die Blei-Konzentrationen in der Umgebungsluft verkehrsnaher Standorte drastisch, auf ca. 10% der Werte während der 70er Jahre, zurückgegangen.

Die derzeitige Belastung der Luft durch Blei ist dem aktuellem Kfz-Verkehr somit nur zu einem Bruchteil zuzuordnen.

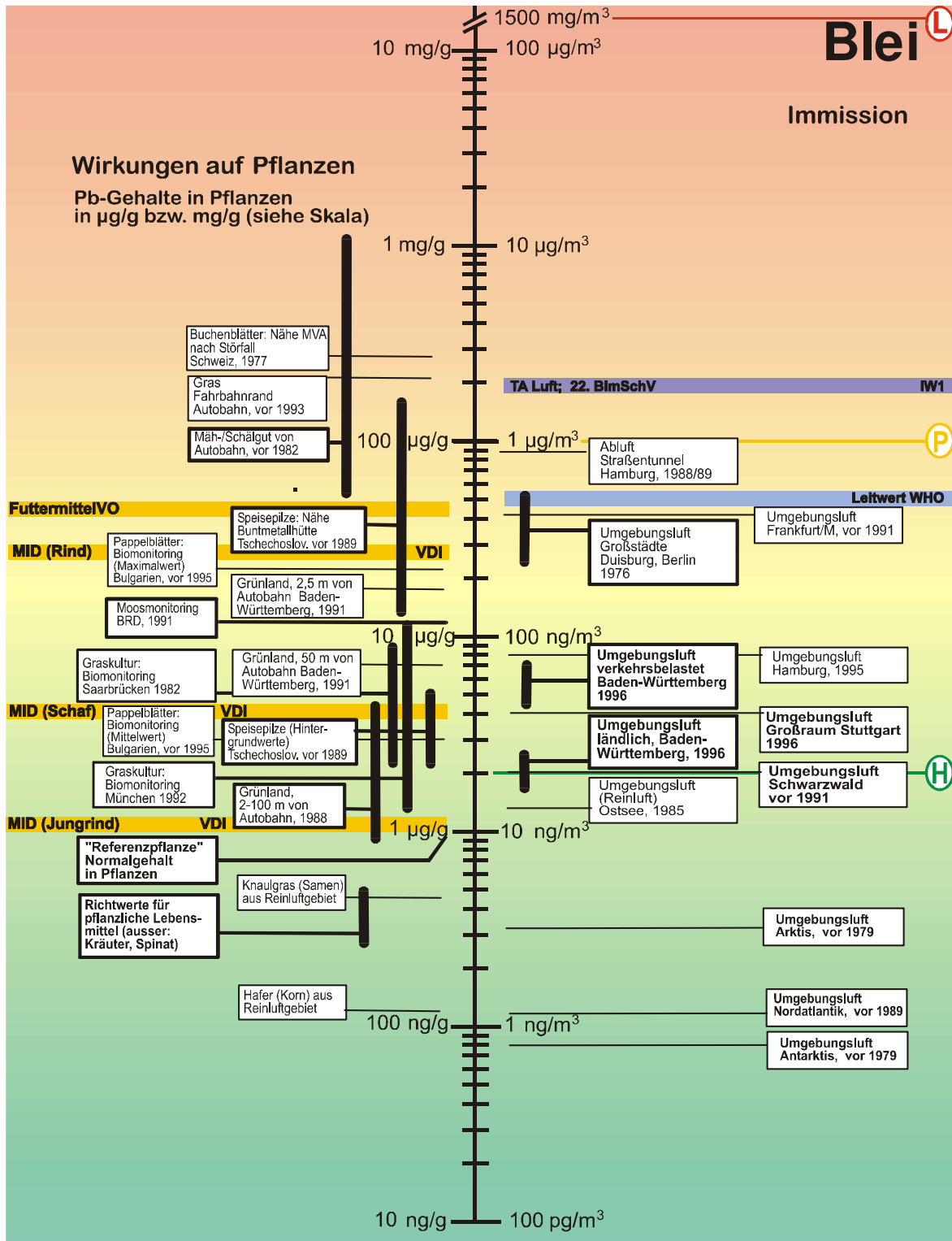
Immission

Der größte Anteil von Pb in den feinsten Schwebstaubfraktionen stammt aus dem globalen Ferntransport. Ergebnisse flächendeckender Moos- und Bodenmonitoring-Messnetze in Gebieten mit geringen Binnenquellen (Skandinavien) belegen dies nachdrücklich.

Deposition

Die Bleibelastung der Oberböden im Straßenbereich wird von den Blei-Ablagerungen früherer Jahre bestimmt.

Abseits spezifischer Emissionsquellen stammen 73% bis 95% der Blei-Belastung in verschiedenen Feldfrüchten aus atmosphärischer Deposition. Die Deposition von Blei vollzog sich entlang verkehrsreicher Straßen überwiegend im Nahbereich. Bereits innerhalb von wenigen Metern sinkt die Depositionsrate anorganischer Bleiverbindungen auf 10% des Wertes unmittelbar am Fahrbahnrand ab. Depositionsraten in > 100 m Entfernung von der Fahrbahn unterscheiden sich meist nicht signifikant von Hintergrundwerten.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998).

H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für Blei

Schutzziel, Parameter	Zeitbezug, Definition	Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Quelle
rechtsverbindliche Grenzwerte			
menschliche Gesundheit Blei im Schwebstaub (Immissionswert)	IW1 1 Jahr, Jahresmittelwert	2,0	TA Luft 22. BImSchV
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte (Gehalte in der Luft)			
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u> Hintergrund Luft Prüfwert Luft letale Konzentration	H-L P-L L-L	0,02 1 1500000	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
Leitwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit (nur in Bezug zu den Begründungen der <i>Air Quality Guidelines</i> zu benutzen)	Jahresmittelwert	0,5 - 1,0	WHO, 1987
Blei im Staubniederschlag	IW1 (Immissionswert)	250	TA Luft

Tab. 2: Beurteilungswerte Blei - Boden

Schutzziel/ Schutzgut	Zeitbezug, Definition	Konzentration Dimension	Quelle
alle Bodenfunktionen	Hintergrundwert (Gesamtgehalte - Hges)	25 - 55 mg/kg je nach Tongehalt	3.VwV zum BodSchG & VwV Orientierungswerte BW
alle Bodenfunktionen	Hintergrundwert (mobile Gehalte - Hmob)	4 - 3000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ je nach pH-Wert	3.VwV zum BodSchG
Bodenorganismen Pflanzen, Wasser	Prüfwert (Pges)	100 mg/kg	3.VwV zum BodSchG & VwV Orientierungswerte BW
Mensch	Prüfwert (Pges)	100 - 4000 mg/kg je nach Flächen- nutzung	3.VwV zum BodSchG & VwV Orientierungswerte BW
Bodenorganismen Pflanzen, Wasser	Prüfwert (Pmob)	250 - 3000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ je n. Schutzgut	3.VwV zum BodSchG
Grundwasser/Eluat	Prüfwert (P-W)	10 $\mu\text{g}/\text{l}$	VwV Orientierungswerte BW
Pflanzen	Belastungswert (Bmob)	12000 $\mu\text{g}/\text{kg}$	3.VwV zum BodSchG
rechtsverbindliche Grenzwerte in anderen Medien			
Schutz von Nutztieren: Grünfutter		40 mg/kg	FuttermittelVO

11.2 Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend

11.2.1 Chemie

Emissionen aus organischen Bleiverbindungen, die dem Otto-Kraftstoff zugesetzt werden, liegen zunächst überwiegend als PbBrCl oder $\text{PbBrCl} \cdot 2\text{NH}_4\text{Cl}$ vor, die dann unter Lichteinwirkung (photolytisch) in Bleioxide PbO_x , Bleibromid PbBr_2 und Bleichlorid PbCl_2 umgewandelt werden [Cisternas & Mignolet, 1982].

11.2.2 Emission

Der gesamte Blei-Ausstoß des Straßenverkehrs wurde für das Gebiet der Europäischen Gemeinschaft im Jahr 1985 auf 23.200 Tonnen/Jahr geschätzt, wovon 18.900 Tonnen/Jahr (= 81%) auf Pkw mit Ottomotoren entfielen [Samaras & Zierock, 1994].

Für die Bundesrepublik Deutschland errechnet sich für den Zeitraum von 1985 bis 1995 ein Rückgang der Blei-Emissionen von rund 4.600 Tonnen/Jahr auf ca. 600 Tonnen/Jahr, d.h. um rund 87%, der fast ausschließlich auf die drastische Verminderung des Anteils verbleiten Otto-Kraftstoffes im Kfz-Verkehr zurückzuführen ist [Schulte et al., 1996]. Die derzeitige Belastung der Luft durch Blei ist dem aktuellen Kfz-Verkehr somit nur zu einem Bruchteil zuzuordnen.

Der Anteil von Blei am Partikelaustritt von Ottomotoren ohne Katalysator beträgt rund 8,7% bei einem Emissionsfaktor von 59,4 mg Feinpartikeln je km Fahrstrecke [Hildemann et al., 1991]. Bei Fahrzeugen mit 3-Wege-Katalysator liegen diese Werte - wegen der Verwendung von unverbleitem Kraftstoff - mit 0,19% Anteil und 11,1 mg/km Fahrstrecke deutlich niedriger. Die Partikel-Emissionen von Dieselfahrzeugen enthalten keine nachweisbaren Blei-Anteile [Hildemann et al., 1991].

Dem Reifenabrieb (Wohnstraße: 68 kg/km pro Jahr; Autobahn: 657 kg/km pro Jahr), dem Bremsenabrieb (Wohnstraße: 10,2 kg/km pro Jahr; Autobahn: 175,2 kg/km pro Jahr) und dem Fahrbahnabrieb (Wohnstraße: 248 kg/km/Jahr; Autobahn: 3.254 kg/km/Jahr) entstammen weitere Partikelemissionen mit unterschiedlichem Bleigehalt [Muschak, 1990]. Die Gehalte an Blei in Fahrzeugreifen variieren in weiten Grenzen (2,1 $\mu\text{g/g}$ bis 518,6 $\mu\text{g/g}$) [Sadiq et al., 1989].

Bei Reinigungsarbeiten in Straßentunneln werden mit dem Reinigungswasser anorganische Komponenten wie z.B. abgelagerte Schwermetalle ausgetragen. In der Abfolge Natrium, Blei, Calcium, weitere (Schwer-)metalle wie Zink, Kupfer und Nickel treten die Elemente im ablaufenden Reinigungswasser auf [Andersen & Vethe, 1994].

11.2.3 Immission

Die Verteilung des Pb-Gehaltes innerhalb der Partikelfraktion in Kfz-Emissionen ist deutlich zugunsten der feinsten Korngrößen (< 0,4 μm : 77%; \geq 0,4 μm : 23%) verschoben und weicht damit markant von der Blei-Korngrößenverteilung industrieller Emittenten ab, bei denen > 60% des Pb-Gehaltes auf Korngrößen > 1 μm verteilt sind [Laskus, 1986].

Der Bleianteil im Straßenstaub kann in weiten Grenzen (10. Perzentil: 107 $\mu\text{g/g}$; 90. Perzentil: 4 600 $\mu\text{g/g}$) schwanken und liegt generell nicht höher als in Hausstaubproben [Fergusson & Kim, 1991; Stone & Marsalek, 1996]. Im Straßenstaub enthalten die feineren Partikelfraktionen (< 60 μm) die höchsten Blei-Gehalte [Al-Chalabi & Hawker, 1996]. Auch innerhalb der Schwebstaubfraktion (< 10 μm) ist die Pb-Konzentration deutlich zugunsten der feinsten Aerosole verschoben [Laskus, 1986]. Bei hohen Anreicherungen treten selektive Austauschprozesse zwischen Blei und basischen Kationen (v.a. Calcium) auf. Beim Wiederaufwirbeln (Resuspension) des

Staubes verschieben sich durch Clusterbildung der feinen Partikel die höchsten Blei-Gehalte hin zu den mittleren Korngrößen-Fractionen [Al-Chalabi & Hawker, 1996].

Die Konzentration von Pb in den feinsten Schwebstaubfraktionen hat im Wortsinn weitreichende Konsequenzen, da hierin die Ursache für den überregionalen bis globalen Ferntransport von Bleiaerosolen liegt [Lötschert & Grosch, 1984]. Ergebnisse flächendeckender Moos- und Bodenmonitoring-Messnetze in Gebieten mit geringen Binnenquellen (Skandinavien) belegen diesen Ferntransport verschiedener Schwermetalle nachdrücklich [Steinnes et al., 1992; Steinnes et al., 1997]. So werden rund 80% der Schwermetallbelastung in Skandinavien dem Ferntransport, vorwiegend aus Mitteleuropa, zugeschrieben [Jones, 1991].

11.2.4 Deposition

Die Deposition von Blei in der Nähe verkehrsreicher Straßen vollzieht sich ganz überwiegend im Nahbereich. Bereits innerhalb von wenigen Metern sinkt die Depositionsrate anorganischer Bleiverbindungen auf 10% des Wertes unmittelbar am Fahrbahnrand ab [Hewitt & Rashed, 1991]. Für Organobleiverbindungen verläuft die Abklingkurve etwas flacher, doch werden auch hier nach 20 m bis 40 m nur noch 10% des Höchstwertes am Fahrbahnrand gemessen [Hewitt & Rashed, 1991]. Depositionsraten in > 100 m Entfernung von der Fahrbahn unterscheiden sich meist nicht signifikant von Hintergrundwerten [Crump & Barlow, 1982].

Eine integrierende Bilanz für Blei im Bereich einer Schnellstraße in einer ländlichen Region zeigt jedoch, dass 8% des emittierten Bleis mit dem Sickerwasser ausgetragen werden und nur 6% im Nahbereich der Straße (0 - 50 m) abgelagert werden. Mit 86% wird jedoch der bei weitem größte Anteil in größere Entfernung bis in kontinentale Dimensionen verfrachtet [Hewitt & Rashed, 1990].

Für den Großraum Frankfurt/M haben Lötschert & Grosch [1984] regionale Gradienten der Blei-Gehalte in Eibennadeln (*Taxus bacata*) ermittelt und in Abhängigkeit von der Hauptwindrichtung unterschiedliche Abklingraten gefunden. Auch Rahlenbeck [1986] zeigt eine Abnahme der Pb-Gehalte in Graskulturen mit zunehmender Entfernung von einem großstädtischen Ballungsraum im regionalen Maßstab.

Feste Hindernisse wie Mauern in Fahrbahnnähe wirken als effiziente Barrieren gegen die weitere Ausbreitung von Blei; dicht stehende Bäume und insbesondere Hecken üben einen wirksamen Filtereffekt aus [Unger & Prinz, 1992; Swamy & Lokes, 1993].

Durch die Barrierewirkung der Vegetation im Bereich von Wäldern vollzieht sich die Deposition verkehrsbedingter Verunreinigungen in einem noch engeren straßennahen Bereich: Blei ist im Boden im unmittelbaren Fahrbahnbereich bis zum 5-fachen der Hintergrundwerte angereichert. In 5 m bis 10 m Entfernung von der Fahrbahn und damit hinter dem Vegetationssaum wird bereits das Niveau der Boden-Hintergrundwerte erreicht [Münch, 1993].

Im Straßenablaufwasser erreicht die Pb-Konzentration nach Regenfällen 140 µg/l bis 292 µg/l, wobei der Anteil gelösten Bleis gegenüber partikelgebundenem Blei mit Werten um 1% sehr gering ist [Wüst et al., 1994].

Der wiederholt beobachtete Zusammenhang zwischen Pb-Gehalten in Pflanzen und in Böden belegt nicht notwendigerweise eine nennenswerte Pb-Aufnahme und -Verlagerung aus dem Boden über die Wurzel, sondern ist häufig auf eine erhöhte gemeinsame, d.h. Vegetation und Boden betreffende Blei-Deposition zurückzuführen [Alfani et al., 1996].

Die Verteilung von Blei in unterschiedlichen Partikelfractionen in verkehrsnahen und

verkehrsfernen Standorten kann zu Diskrepanzen zwischen den Ergebnissen von Depositionsmessungen (z.B. Bergerhoff-Verfahren) und der Anreicherung in der Vegetation bzw. pflanzlichen Bioindikatoren (z.B. Graskultur) führen. Letztere werden zudem durch Bestandeseigenschaften und Wachstumsdynamik geprägt [Dietl et al., 1996].

11.2.5 Trend

In Folge der stufenweisen Senkung des Blei-Gehaltes im Otto-Kraftstoff sowie der weitgehenden Ablösung verbleiteter Otto-Kraftstoffe durch unverbleite Kraftstoffsorten sind die Blei-Konzentrationen in der Umgebungsluft verkehrsnaher Standorte drastisch, bis ca. 10% der Werte während der 70er Jahre, zurückgegangen [Bono et al., 1995].

Über die vergangenen 130 Jahre zeigt das $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Isotopenverhältnis, dass sich Veränderungen in der Herkunft emittierter Blei-Verbindungen in der Vegetation rascher und deutlicher abzeichnen als im Boden, in dem rund 50% des Pb-Gehaltes bis in 16 cm Tiefe auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen sind [Bacon et al., 1996]. Der rasche Rückgang der Blei-Emissionen aus Kfz-Abgasen durch die Reduktion des Benzin-Blei-Gehaltes und den drastischen Rückgang des Verbrauchs verbleiteten Benzins geht mit einem markanten Anstieg des $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Isotopenverhältnisses einher [Bacon et al., 1996]. Dies ist auch im rückläufigen Pb-Gehalt der Feinfraktion von Straßenstaub (< 100 μm) zu erkennen. Wiederaufwirbeln von alten Pb-Depositionen industrieller Herkunft trägt vermehrt zur aktuellen Pb-Immission in städtisch-industriellen Regionen bei [De Miguel et al., 1997].

Historische, in Herbarien archivierte Pflanzenproben erlauben eine retrospektive Verfolgung der Schwermetallbelastung der Vegetation über mehr als 100 Jahre. Mit der dominierenden Bedeutung des atmosphärischen Eintrags für die Blei-Belastung von Landpflanzen kann damit unter Berücksich-

tigung der Blattmasse-Bildung die Blei-Immissionsbelastung früherer Jahrzehnte nachvollzogen werden [Jones & Johnston, 1991; Jones et al., 1991]. Vorhandene Immissionsdaten belegen die Gültigkeit dieser Immissionsabschätzung über Vegetationsgehalte und bestätigen den deutlich abnehmenden Trend der atmosphärischen Pb-Belastung während der vergangenen 20 Jahre [Jones & Johnston, 1991; Jones et al., 1991].

Vergleichbare Untersuchungen archivierter Böden aus landwirtschaftlichen Langzeitversuchen belegen dagegen einen Anstieg des Pb-Gehaltes im Oberboden um ca. 15% über einen Zeitraum von 100 bis 120 Jahren, zeigen aber auch erhöhte Pb-Gehalte nach Langzeitdüngung mit Stallmist im Gegensatz zu Mineraldüngung [Jones et al., 1987]. Hiermit wird die Rolle des Bodens als Langzeitspeicher von Depositionseinträgen wenig mobiler Stoffe deutlich.

Auch die Auswirkungen eher kurzzeitiger Ereignisse mit regionaler bis nationaler Ausdehnung, wie der mit der deutschen Wiedervereinigung einsetzende verstärkte Ost-West-Verkehr und die damit erhöhten und räumlich veränderten Blei-Emissionen konnten anhand von Monitoringergebnissen (Moosmonitoring) nachgewiesen werden [Markert & Weckert, 1994].

11.3 Wirkungen

11.3.1 Humantoxizität

Blei ist deshalb ein klassisches Zivilisationsgift, weil es schon von alters her verwendet wird. Seine Wirkung richtet sich besonders gegen drei wichtige Organsysteme: Gehirn und Nervensystem, die Nieren sowie das Knochenmark.

Eine akute Bleivergiftung (hervorgerufen durch die Aufnahme großer Bleimengen in kurzer Zeit) ist gekennzeichnet durch Koliken mit stärksten Schmerzen, Schwindelgefühl, Zittern, Krämpfe und Taubheit der Ex-

tremitäten. Ab 700 bis ca. 3000 µg Pb/l Blut tritt das Vollbild der Bleiencephalopathie auf, das mit Krämpfen und Delirien beginnt und über Koma zum Tod durch Herz-Kreislaufversagen führen kann. Durch Gabe von $\text{CaNa}_2\text{-EDTA}$ und Penicillamin versucht man in diesen Fällen das Blei nierengängig zu machen, so dass es mit dem Harn ausgeschieden wird.

Wichtiger als die akute Form ist heute die chronische Bleivergiftung. Aus mit Blei kontaminierter Nahrung werden geringe Mengen ins Blut aufgenommen, gelangen in die Leber und werden mit der Galle in den Dünndarm abgegeben. Von dort erfolgt die Aufnahme ins Blut, so dass Blei einem sogenannten enterohepatischen Kreislauf unterliegt, dem es erst durch Überführung in unlösliches Bleisulfid in den hinteren Darmabschnitten entrinnt und ausgeschieden wird. Beim Erwachsenen beträgt die Nettoaufnahme von Blei aus dem Magen-Darm-Trakt 8%, bei Kindern liegt sie mit etwa 40% beträchtlich höher. Lungengängige Aerosole von Salzen und Oxiden des Bleis, wie Auspuffgase sie freisetzen, werden je nach Partikelgröße und Löslichkeit zu 50 - 80% in die Blutbahn resorbiert. Ca. 95% des im Blut enthaltenen Bleis ist locker an die roten Blutkörperchen gebunden und wird mit ihnen in die Knochen transportiert, wo es sich in Form von schwerlöslichem tertiärem Bleiphosphat ablagert. Mit dieser Deposition ist das Blei aber nicht für immer dem Stoffwechselgeschehen entzogen, sondern es kann durch Zustände wie physischen Stress, Acidose, Einwirkung kataboler Steroide (z.B. Cortisol), Infektionskrankheiten oder Schwangerschaft wieder mobilisiert werden. Der am häufigsten angegebene Parameter für eine chronische Bleibelastung ist der Blutbleispiegel. Ein Blutspiegel von 700 µg Pb/l, der zu akuten Vergiftungssymptomen führt, wird bei ca 500 µg/m³ Luft/8h erreicht. Der MAK-Wert liegt bei 100 µg/m³ nicht sehr viel niedriger. Ein Prüfwert für die allgemeine Umwelt ist bei 1 µg/m³ anzusetzen.

Kinder tragen ein erhöhtes Risiko gegenüber Bleiexpositionen wegen ihrer Tendenz zur Aufnahme kontaminierter Erde und ihrer höheren Resorptionsquote nach oraler Exposition. Die Grenzkonzentration im Blut, ab der eine Verminderung der Lernfähigkeit und des IQ erkennbar ist, liegt in der ersten Lebensphase bei ca. 100 µg/l. Für Erwachsene hat die MAK-Kommission Arbeitsstofftoleranzwerte von 700 (Männer) bzw. 300 µg/l Blut (Frauen unter 45 Jahren) festgesetzt [v.d. Trenck, 1983; Henschler, 1987; Schäfer et al., 1994; DFG, 1998; v.d. Trenck & Jaroni, 1999].

NAHRUNGSMITTELBELASTUNG

Der immissionsbedingte Anteil an der Gesamt-Blei-Belastung von Nahrungspflanzen variiert zwischen Pflanzenart und Pflanzen- bzw. Ernteorgan erheblich, ist jedoch nur in geringem Maß von der Bodenart und dem Pb-Gehalt im Boden abhängig [Pietrzak-Flis & Skowronska-Smolak, 1995]. Für oberirdische Organe ermittelten Harrison & Chirgawi [1989a,b] Anteile zwischen 50% und 96%, die auf atmosphärischen Eintrag zurückzuführen sind.

Aufgrund der geringen Mobilität im Boden sowie innerhalb der Pflanze konzentrieren sich bodenbürtige Blei-Belastungen auf die äußeren Zell- und Gewebeschichten unterirdischer Pflanzenorgane. Der Blei-Gehalt von Kartoffelknollen kann durch Entfernen der Schale (Verlust an Pflanzenmasse: -6% bis -20%) ganz wesentlich reduziert werden (-65% bis -89%) [Brüggemann et al., 1982].

Organische Bleiverbindungen (Trimethylblei oder Triethylblei), die ausschließlich Kfz-Emissionen bei Verwendung von verbleitem Kraftstoff entstammen, wurden in Wein der Jahrgänge seit 1952 nachgewiesen. Nach Maximalwerten von rund 0,5 µg/l (1976/78) zeigen die Organoblei-Gehalte einen deutlichen Rückgang auf ca. 0,05 µg/l (1990/91) und entsprechen damit dem charakteristischen Trend von Blei-Verbrauch und

-Emission aus Verbrennungsmotoren [Lobinski et al., 1994].

Werden Karotten oder Bohnen mit Bleilösungen über die Wurzel oder über die Blätter behandelt, ist die Wuchsminderung durch Blattapplikation - bei gleicher Belastungskonzentration - stärker als bei Pb-Belastung über die Wurzel [Salim et al., 1992a]. Über die Wurzel aufgenommenes Blei wird meist nur zu geringen Anteilen in den Spross verlagert; ebenso gelangen bei Aufnahme über das Blatt nur wenige Prozent der Gesamt-Metallaufnahme in die Wurzel [Salim et al., 1992a, b].

Abseits spezifischer Emissionsquellen stammen 73% bis 95% der Blei-Belastung in verschiedenen Feldfrüchten aus atmosphärischer Deposition [Dalenberg & van Driel, 1990].

11.3.2 Wirkungen auf Tiere

In Nutztieren, die in unmittelbarer Nähe verkehrsreicher Straßen weiden, wurden erhöhte, untereinander eng korrelierte Blei-Gehalte im Blut und in der äußeren Fettschicht gefunden [Ward & Savage, 1994]. Hauptbelastungspfade sind die Aufnahme über die Atmung und über Weidefutter, das durch aktuelle Immissionen belastet ist [Ward & Savage, 1994]. Neben der Aufnahme über die pflanzliche Nahrung ist die Aufnahme von schwermetallbelasteten Bodenpartikeln eine weitere wesentlich Belastungsquelle für Weidetiere. Durch Spritzverunreinigungen nach Niederschlägen, die sich auf bodennahen Blättern finden, kommt es beim Weidegang zur einer zusätzlichen Boden- und damit Schwermetallaufnahme, die bei Blei bis zu 90% der Gesamtaufnahme betragen kann [Thornton & Abrahams, 1983].

Im Nahrungsnetz eines Waldstandortes in Schleswig-Holstein liegen die Pb-Gehalte in Schnecken, Würmern, Bodenspinnen und Käfern ebenso wie in Mäusearten einschließlich der Wühlmaus unterhalb oder in

der Größenordnung der Pb-Gehalte im (Buchen-) Laub. In kleinen Landkrebsen wie Asseln (Isopoden) liegen die Blei-Gehalte dagegen um den Faktor 10 bis 12 höher [Scharenberg & Ebeling, 1996].

Hopkin & Martin [1982] ermittelten an Asseln (*Oniscus asellus*) aus unterschiedlich belasteten Böden Anreicherungsfaktoren für Blei aus der Laubstreu um den Faktor 0,2 bis 0,5. Diese bodenbewohnenden Gliederfüßler, die eine Schlüsselrolle im Abbau der Laubstreu spielen, liefern damit einen Schwermetall-Input in Nahrungsnetze. Eine weitere Anreicherung von Blei oder Cadmium im weiteren Verlauf der Nahrungskette ist dagegen nicht zu beobachten [Kratz et al., 1989].

In der Nähe verkehrsreicher Straßen weisen wildlebende Mäuse in Leber, Niere und Knochen erhöhte Blei-Gehalte auf. Mit erhöhter Schwermetall-Belastung nehmen auch mikroskopisch sichtbare genetische Veränderungen zu (erhöhte Kleinkernbildung in Knochenmarkzellen, abnorme Spermazellen) [Ieradi et al., 1996].

Die Schwermetall-Belastung in Regenwürmern waldreicher, straßennaher Standorte wird vorrangig von der Bodenart sowie vom Alter der Tiere, erst in zweiter Linie von der Nähe zur Fahrbahn und damit vom unmittelbaren Schwermetall-Eintrag bestimmt [Weigmann, 1991].

11.3.3 Wirkungen auf Pflanzen

SCHADSTOFFANREICHERUNGEN UND REAKTIONEN

Blei liegt in Pflanzen vorwiegend in der anorganischen Form (Pb^{II}) vor; nur ein geringer Anteil von deutlich weniger als 1% ist in der organischen Form, als Tetraalkylblei (Tetramethylblei bzw. Tetraethylblei), nachweisbar [Fatoki & Hill, 1994].

Eine Verlagerung von Blei innerhalb der Pflanze findet nur in geringem Umfang statt [Creger & Peryea, 1992]. Dennoch können

mit empfindlichen mikroanalytischen Methoden Blei-Anreicherungen am Ende waserführender Leitungsbahnen im Pflanzengewebe, vor allem in Blättern, nachgewiesen werden [Tung & Temple, 1996a,b].

Eine Beeinträchtigung der Photosynthese ist unter realistischen Blei-Belastungen auszuschließen, stimulierende Wirkungen von niedrigen Blei-Konzentrationen auf Photosynthese und Chlorophyllgehalt der Blätter wurden dagegen wiederholt beobachtet. Wechselwirkungen mit den Aufnahmekapazitäten der Wurzel können bei hohen Blei-Belastungen im Boden zur Behinderung der Nährstoffaufnahme führen [Balsberg-Pahlsson, 1989].

Von zentraler Bedeutung für die geschlechtliche Fortpflanzung höherer Pflanzen ist der Pollen, der aufgrund des direkten Kontaktes mit der Umgebungsluft zugleich auch möglichen Immissionen ausgesetzt ist. Erhöhte Blei-Gehalte im Pollen sind auf direkte Immissionsbelastungen zurückzuführen und führen als Konsequenz einer Belastung durch Verkehrsimmissionen zu einem erhöhten Anteil unfruchtbarer, nicht lebensfähiger Pollen [Wolters & Martens, 1987].

Entsprechend ihrem Anreicherungsmuster für Schwermetalle (Blei, Zink, Cadmium, Kupfer, Vanadium), persistente organische (PAH) und chlororganische Verbindungen (HCB, PCB) verhalten sich zahlreiche, sehr unterschiedliche Pflanzenarten auffallend ähnlich, so dass von einzelnen, in Monitoringnetzen untersuchten Arten (z.B. Moosen) auf das Anreicherungsverhalten großer Teile der Vegetation geschlossen werden kann [Thomas et al., 1985].

Der Gehalt an Blei in Moosen kann großenteils bzw. fast ausschließlich auf Immissionen durch niederschlagsgebundene Einträge zurückgeführt werden [Thomas, 1984, Berg et al., 1995b] und belegt damit die Bedeutung des großräumigen Transports dieses Schwermetalls [Berg et al., 1995a].

Die Blei-Gehalte im Laubmoos *Bryum argenteum* (Höchstwerte bis > 5 000 µg/g TS) konnten im Rahmen eines Moos-Monitoringprogrammes im Raum Zürich ganz überwiegend dem Straßenverkehr als Ursache zugeordnet werden [Thöni et al., 1986]. In städtischer Umgebung liegen die Pb-Gehalte in Moosen um das 14-fache über den Werten aus ländlichen Regionen [Thöni et al., 1993]. Der Rückgang der Blei-Gehalte in Vegetationsproben an Standorten mit geringer unmittelbarer Verkehrs- und Immissionsbelastung in Mittelnorwegen über den Zeitraum 1982 bis 1992 ist als Konsequenz der deutlich verminderten Pb-Emissionen in Europa zu interpretieren [Berthelsen et al., 1995].

Bei Stadtbäumen ist der Blei-Gehalt innerhalb des Blattgewebes (hier speziell: *Quercus ilex*) unter realen städtischen Belastungsbedingungen eng mit der Blei-Deposition auf die Blattoberflächen korreliert. Die Gehalte im Blattinneren liegen jedoch mit Werten zwischen 2 µg/g TS und 21 µg/g TS auf einem niedrigeren Niveau als in der Außenschicht der Blätter [Alfani et al., 1996]. Zudem zeigt der Pb-Gehalt im Verlauf der Vegetationsperiode bei *Aesculus hippocastanum* in städtischer Umgebung einen deutlich zunehmenden Trend, der auch den durch Blattmassezuwachs eintretenden Verdünnungseffekt kompensiert [Kim & Ferguson, 1994].

AKKUMULATION UND AUFNAHME AUS DEM BODEN

Unter realen Belastungsbedingungen spielt - mit Ausnahme von Sonderstandorten wie z.B. Abraumhalden - die direkte pflanzenschädigende Wirkung von Blei in der Regel keine Rolle. Von wesentlich größerer Bedeutung ist die Pb-Akkumulation der Vegetation am Anfang von terrestrischen Nahrungsketten. Die weitgehende Festlegung von Blei in Zellwänden und der Zellvakuole mindert zwar die toxische Wirkung auf die Pflanze selbst, begünstigt jedoch die Spei-

cherwirkung für dieses Element [Wierzbicka & Antosiewicz, 1993].

Entlang von Straßenrändern wird Blei im Boden akkumuliert. Unger und Prinz [1992] fanden in Böden beiderseits von Straßen Baden-Württembergs erhöhte Bleigehalte sowohl in Böden, als auch im Grünlandaufwuchs (3,7 bis 22 mg/kg TM). Im unmittelbaren Randbereich (0,1 m vom Fahrbahnrand) werden die Bleigehalte vom Abschwemmmaterial (Gehalte 650 - 1.000 mg/kg) dominiert. Ab welcher Entfernung vom Fahrbahnrand die Bleigehalte wieder Hintergrundwerte erreichen, hängt von der Hauptwindrichtung und dem Verkehrsaufkommen ab. Auf der dem Wind zugewandten Seite werden die Blei-Hintergrundwerte in 0 - 5 cm Tiefe nach ca. 5 m (bei 1.200 Kfz/Tag) bzw. 25 m (bei 16.000 bis 50.000 Kfz/Tag) erreicht. Auf der Leeseite liegen die entsprechenden Entfernungen bei 5 m bzw. 25 bis 100 m [Unger & Prinz, 1992]. Mit Überschreitungen des Boden-Prüfwertes (nach 3. Verwaltungsvorschrift zum Bodenschutzgesetz Baden-Württemberg) von 100 mg/kg Boden muss nach diesen Daten bei hohem Verkehrsaufkommen bis 10 m, bei niedrigem Verkehrsaufkommen bis 5 m vom Fahrbahnrand gerechnet werden.

Belegt wird die allgemein geringe Mobilisierbarkeit von Blei im Boden durch den niedrigen Anteil von 8,9% des Gesamt-Blei-Gehaltes, der durch Gras-Silagesaft aus dem Boden gelöst und ausgewaschen werden kann, während für andere Metalle die auf diese Weise mobilisierbaren Anteile zwischen 12,7% (Chrom) und 74,7% (Cadmium) des Gesamtgehaltes betragen [Leidmann et al., 1994].

Die Verfügbarkeit von Blei im Boden erhöht sich bei Bodenversauerung [Balsberg-Pahlsson, 1989; Kahle & Breckle, 1992]. Wesentlich erhöht wird die Verfügbarkeit von Blei und damit die Aufnahme und Mobilität in Pflanzen durch Zugabe von Chelaten wie z.B. EDTA und in Wäldern durch dort natürlich vorkommende Chelatbildner, wie Hydrochinon und Brenzkatechin. Bei Schwermetalltoleranten Pflanzen können so Blei-Gehalte

von bis zu 1,5% (also 15 000 µg/g TS) im Spross erzielt werden. Die Wirksamkeit von Verfahren der biologischen Bodensanierung mit höheren Pflanzen kann somit wesentlich gesteigert werden [Blaylock et al., 1997; Huang et al., 1997].

Fluoranthren, ein Vertreter der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, die parallel zu Schwermetallen aus Verbrennungsmotoren emittiert werden, reduziert die Aufnahme von Blei und Kupfer aus Nährlösung in junge Weizenpflanzen, möglicherweise durch Verminderung der Löslichkeit und Bioverfügbarkeit [Wetzel et al., 1994].

Die Empfindlichkeit bzw. Toleranz von Pflanzen gegenüber Bleibelastungen aus dem Boden wird von der Fähigkeit der Wurzel bestimmt, Blei in nichtverfügbarer Form in der Zellwand bzw. in der Vakuole durch Komplexbildung mit organischen Säuren oder Proteinen festzulegen [Baker et al., 1994, Tung & Temple, 1996a,b]. Die art- oder sortenspezifische Blei-Toleranz hängt dabei auch von der Fähigkeit ab, konkurrierende, sich ähnlich verhaltende Ionen wie z.B. Calcium-Ionen, aufzunehmen [Antosiewicz, 1993].

Ein Schutzmechanismus gegen die Schwermetall-Aufnahme aus Böden ist in der Mycorrhiza gegeben, der Lebensgemeinschaft zwischen Pflanzenwurzeln und dem sie umgebenden Pilzgeflecht. In Abhängigkeit vom Anpassungsgrad der Pilzstämme, den Bodeneigenschaften und den Schwermetallen selbst, kann in den pilzlichen Zellwänden sowie in den Vakuolen der Pilzhyphen ein erheblicher Anteil des verfügbaren Schwermetallanteils gebunden und so der Aufnahme durch die Pflanze entzogen werden [Galli & Schüepp, 1996; Ricken & Höfner, 1996].

Die Wirkung von Blei auf die Samenkeimung ist gering [Balsberg-Pahlsson, 1989].

Der Abbau von Eichenblättern (*Quercus ilex*) im Boden wird durch Schwermetallbelastung (z.B. Blei: 198 µg/g TS) insbesondere in der Anfangsphase wesentlich verzögert, was auch anhand verminderter Pilzbesiedelung und Atmungsrate erkennbar wird. Entscheidend hierbei ist die Schwermetallbelastung des Laubes, nicht des darunterliegenden Bodens [Cotrufo et al., 1995].

Kombinationsbelastungen durch mehrere, Kfz-Emissionen entstammende Schwermetalle, wie z.B. durch Blei und Platin über den Boden, zeigen ausgeprägte Verdrängungsmechanismen der beiden Metalle im Bereich der Wurzeln, wobei eine nachfolgende Platinbelastung in erheblichem Umfang Blei aus den Wurzelzellen verdrängt [Ballach & Wittig, 1996].

Die Anwendung von Calcium-Magnesium-Acetat als Alternative zu Natriumchlorid (NaCl) als Auftausalz im Straßenwinterdienst kann zu Sauerstoffmangel und erhöhtem Redoxpotential des Bodens führen. Die Folge kann eine erhöhte Mobilisierung von Blei im Boden und die Auswaschung ins Grundwasser bzw. die Aufnahme in Pflanzen sein [Amrhein et al., 1994].

Die Verwendung von Sinterabfällen aus der Metallgewinnung im Straßenbau führt zu erheblichen Schwermetallbelastungen sowohl in Sicker- und Grundwasser als auch in terrestrischen Ökosystemen in unmittelbarer Fahrbahnnähe. Veränderungen der Vegetationszusammensetzung sind die Folge erheblicher Schwermetallanreiche-

rungen und der Ausbreitung schwermetalltoleranter Pflanzenarten [Dueck et al., 1987].

Fließgewässer, die durch Straßenablaufwasser belastet werden, weisen in ihrem Sediment erhöhte Schwermetallgehalte (Blei, Chrom, Zink) auf. Darüberhinaus ist die Zusammensetzung und Vielfalt der Fauna, insbesondere der Makroinvertebraten (größere Wirbellose), beeinträchtigt [Maltby et al., 1995]. In Regenrückhaltebecken für Straßenablaufwasser reichern sich im Bodensediment Schwermetalle in relativ hohen Konzentrationen an (Blei bis 6.9 mg/l in den oberen 20 cm). Aufgrund ihrer sehr geringen Verlagerung mit dem Sickerwasser wird das Risiko einer Grundwasserverunreinigung jedoch als sehr gering beurteilt [Yousef & Yu, 1992].

Natürliche oder anthropogene Standorte mit hohen Schwermetallgehalten tragen eine Vegetationsdecke mit spezialisierten Pflanzen, sogenannten Metallophyten, die aufgrund besonderer Mechanismen extrem hohe Schwermetallgehalte im Boden ertragen können. Diese Toleranz ist generell nicht auf einzelne Metalle beschränkt [Baker et al., 1994].

Auch Gehölzpflanzen können ein hohes Maß an Toleranz gegenüber bodenbürtigen Schwermetallbelastungen von > 1% Blei im Boden (!) entwickeln, wobei unterschiedliche Toleranzmechanismen in Abhängigkeit von der Phosphatversorgung entwickelt werden [Eltrop et al., 1991].

12 Platin (Pt)

12.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten der Belastungssituation gegenübergestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Belastungsniveaus in der Umwelt mussten verschiedene Größenordnungen in der Skalengraphik verwendet werden.

Humantoxizität

Die toxischen Eigenschaften von Platin hängen in hohem Maß von der Oxidationsstufe bzw. Bindungsform ab, in der dieses Edelmetall vorliegt. Bekannte toxische Wirkungen liegen vorrangig im Bereich der allergischen Sensibilisierung gegenüber Platinsalzen. Aufgrund von Arbeitsplatzuntersuchungen - bei der die Platin-Exposition auf dem Luftpfad deutlich überwiegt - und der Erhebung entsprechender elementbezogener Belastungsparameter kann jedoch geschlossen werden, dass der Aufnahme über die Atmung die größte Bedeutung zukommt. Als Schwellenwert für die sensibilisierende Wirkung des Platins wird eine Konzentration von 1,5 ng pro m³ Luft vermutet. Im Organismus von Säugern und dem Menschen weist Platin je nach Pfad der Belastung eine Halbwertszeit zwischen 1 Tag und 6 Tagen auf.

Pflanzen

Aus Böden mit erhöhten Gehalten wurde Platin teilweise in Pflanzen aufgenommen. Mit Transferfaktoren zwischen 0,01 und 0,1 gelten Platin und Rhodium als ausgesprochen wenig bewegliche (immobile) Elemente im Boden, während Palladium als weiteres Platingruppenelement mit Transferfaktoren von 0,1 - 0,3 mäßig mobil ist.

Der atmosphärische Eintrag von Platin ist bei weitem gravierender als die Aufnahme über den Boden. Bei den derzeitigen Konzentrationen sind keine Schädigungen von Pflanzen zu erwarten.

BELASTUNGSSITUATION

Trend

Mit der Verbreitung von Katalysator-Kfz wird der Platin-Ausstoß sowie der Ausstoß der Substitutionsstoffe Palladium und Rhodium weiter ansteigen. In einer retrospektiven Zeitreihe des Platin-Eintrages im Einzugsgebiet eines Großstadtklärwerkes zeigten die Pt-Gehalte in der Klärschlammasche nach geringen Schwankungen in den Jahren 1972 bis 1987 einen deutlichen Anstieg im Jahr 1988, der sich weiter fortsetzte und bis 1992 das 7,5-fache der Grundbelastung vor 1988 erreichte. Innerhalb von 3 Jahren (1992 bis 1995) hat sich der Pt-Gehalt in ungewaschenen Grasproben im Nahbereich einer stark befahrenen Autobahn mehr als verdoppelt.

Emission

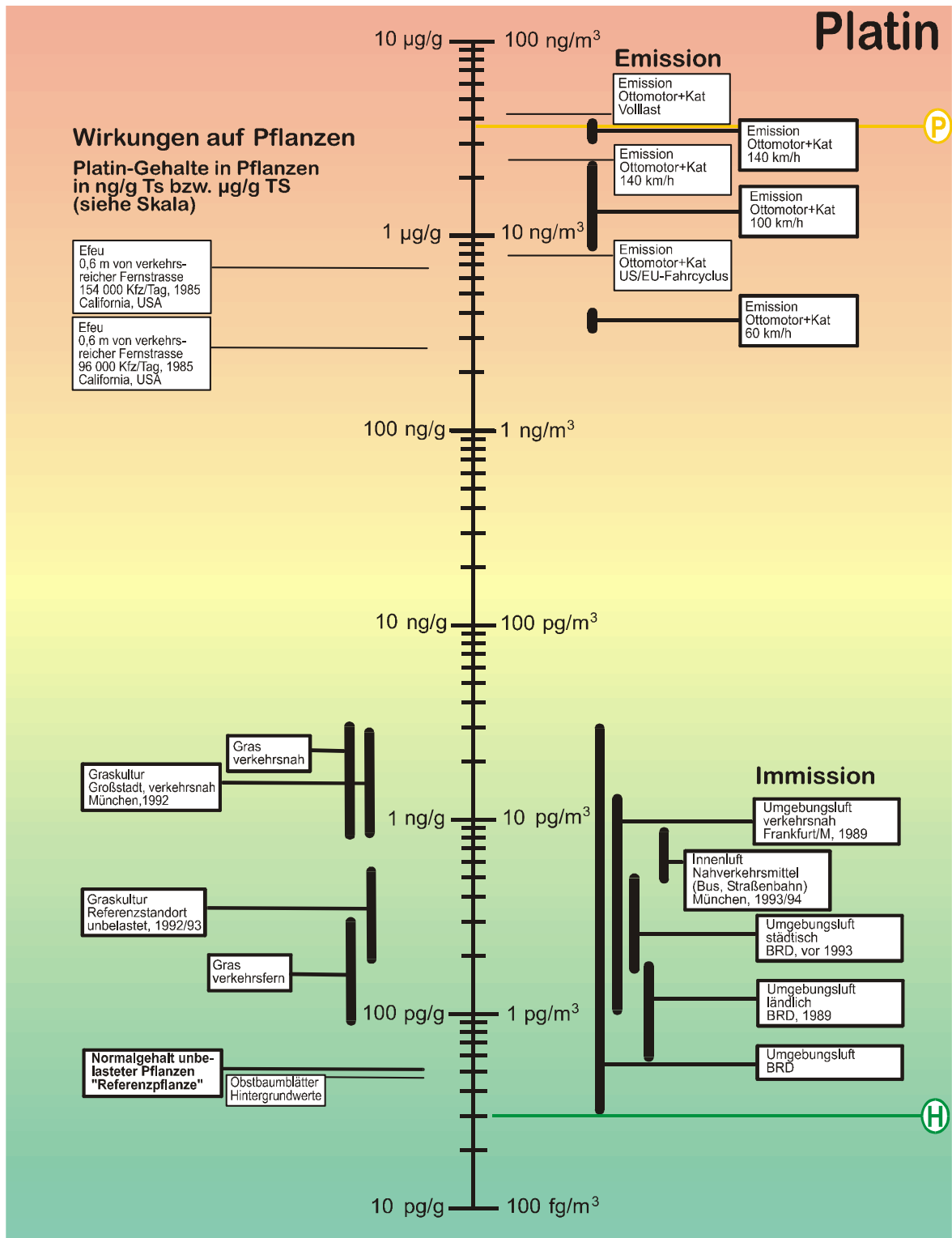
Platin-Emissionen aus Abgaskatalysatoren steigen mit der Fahrgeschwindigkeit und Motorbelastung steil an; Zündausfälle erhöhen die Platin-Freisetzung um ein Vielfaches. Mit zunehmendem Alter des Katalysators bis ca. 100.000 km Laufleistung nehmen auch die Platin-Emissionen zu.

Immission

Im Straßenstaub einer stark befahrenen Autobahn in Baden-Württemberg wurden durchschnittliche Gehalte von 310 µg/kg Platin, 50 µg/kg Rhodium und 10 µg/kg Palladium gefunden.

Deposition

Die Deposition von Platin in Böden oder auf die Vegetation vollzieht sich fast ausschließlich im Nahbereich (0 bis 5 m) der Fahrbahn. Im unmittelbaren Straßenrandbereich (bis 2 m) dominiert der Transport durch Abspülung von Straßensediment von der Fahrbahn und durch Spritzwasser. In Entfernungen bis 5 m erfolgt der Eintrag in Boden und Vegetation vorrangig auf dem Luftpfad. Die Beweglichkeit von Platin im Boden bzw. in Pflanzen ist minimal.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998).

H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für Platin

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration (ng/m ³)	Quelle
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte (Gehalte in der Luft)			
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			
Hintergrund Luft	H-L	0,0003	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
Prüfwert Luft	P-L	1,5	
Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration (µg/m ³)	Quelle
rechtsverbindliche Grenzwerte			
Maximale Arbeitsplatz-Konzentration (MAK) ausgesetzt wegen hohem sensibilisierendem Potential für Haut und Atemwege	8 Std/Tag (Schichtbetrieb) 40 Std/Woche	ehemals 2,0	BIA 1996
Internationale Grenz- und Orientierungswerte			
Arbeitsplatz-Konzentration (<i>Threshold limit value</i> (TLV))	24 Stunden	2,0	ACGIH 1990

12.2 Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend

12.2.1 Chemie

Der natürliche mittlere Platin-Gehalt der Erdkruste beträgt 0,4 µg/kg und ist in abbauwürdigen Platin-Erzen auf mehrere mg/kg erhöht [Helmerts et al., 1998].

Die Weltjahresproduktion fließt zu jeweils rund 30% in die Schmuckindustrie sowie in die Katalysatorherstellung (137 Tonnen/Jahr, Stand 1996). Weitere nennenswerte Mengen an Platin werden in der Pharmazie (Zytostatika zur Krebstherapie) und für Dentallegierungen verbraucht [Lustig et al., 1997].

In die Umwelt gelangt Platin beim Erzeugungsprozess sowie vorrangig als partikuläre Emission aus Fahrzeugen. Nach einer Studie der US NAS (National Academy of Science) wird Platin aus Kfz-Katalysatoren hauptsächlich in metallischer und oxidischer Form emittiert und mit dem Trägermaterial (Aluminiumoxid) als Schwebstoff an die Luft abgegeben (80% der Partikel mit Korngrößen über 125 µm, 20% feinkörniger). Nur ca. 10% sind wasserlöslich [Hill & Mayer, 1977; WHO, 1991]. Artelt (1997) konnte diese Ergebnisse bestätigen und fand, dass sehr fein verteiltes Platin bei Anwesenheit von Chloridionen und Sauerstoff oxidiert werden kann.

Eine nennenswerte Umwandlung von emittiertem metallischem Platin in der Atmosphäre ist nicht bekannt und aufgrund seiner chemischen Stabilität - mit Ausnahme der Oxidation von fein-dispersen metallischem Platin - auch nicht zu erwarten. Entsprechend der Verteilung in den größeren Partikelfractionen - wohl überwiegend gebunden an Katalysator-Trägermaterial [Zerini et al., 1993] - sedimentieren Pt-Emissionen rasch in der Nähe ihrer Freisetzung. Der wiederholt beobachtete sehr steile Gradient der Pt-Gehalte in straßennahen

Böden und Pflanzen belegt dieses Sedimentationsverhalten.

12.2.2 Emission

METALLE FÜR KFZ-KATALYSATOREN

Bei der Bestückung von Kfz-Katalysatoren hat sich der Mengeneinsatz vom Jahr 1993 zum Jahr 1997 bei Platin von 25t zu 23t, bei Palladium von 17t zu 50t und bei Rhodium von 2t zu 4t verändert [UBA, 1998].

PLATIN-EMISSIONEN AUS VERBRENNUNGSMOTOREN

Platin-Emissionen aus Katalysatorbestückten Verbrennungsmotoren liegen ganz überwiegend als Partikel vor, nur ein Anteil ≤ 10%, der im Kondensat von Abgas-Emissionen nachgewiesen wird, kann als "löslich" bezeichnet werden [Schäfer et al., 1997].

Platin-Konzentrationen in Emissionen von Monolith-Katalysatoren liegen zwischen 3 und 40 ng/m³ und damit rund 2 Größenordnungen unterhalb der Pt-Emissionen von Schüttgutkatalysatoren älterer Bauart, bei denen Aluminiumkugeln als Träger dienen [Rosner et al., 1991; Barefoot, 1996].

Als mittlere Partikelgröße der Pt-Emissionen aus Kfz-Katalysatoren ermittelten Hertel et al. [1990] einen aerodynamischen Durchmesser von 3,5 µm, womit diese Platin-Emissionen in den Bereich des Schwebstaubes an der oberen Grenze der Alveolengängigkeit fallen. Nach Angaben von Knobloch et al. [1992] und Levsen et al. [1995] gehört dagegen der deutlich überwiegende Anteil der partikulären Platin-Emissionen aus Katalysatoren der Größenklasse > 10,2 µm an.

Als plausible Schätzung für die Pt-Emissionen von Kfz unter realen Betriebsbedingungen gilt ein Wert von 0,5 bis 0,8 µg/km [Helmerts, 1997].

Mit der Fahrgeschwindigkeit steigen die Platin-Emissionen exponentiell an [König et al., 1992; Helmers, 1997]. Dynamische Fahrweise bzw. Fahrzyklen mit Beschleunigungsphasen und unterschiedlichen Geschwindigkeiten, wie sie realen Fahrbedingungen entsprechen, führen zu deutlich höheren Pt-Emissionen im Vergleich zu Fahrten bei konstanter Geschwindigkeit [Levsen et al., 1995]. Fehlfunktionen des Zündsystems, insbesondere Fehlzündungen, können die Pt-Emissionen um das 100- bis 1 000-fache erhöhen [Helmers, 1997].

Mit zunehmendem Alter bzw. zunehmender Laufleistung kann sich der Platin-Ausstoß von "mittelalten" Katalysatoren auf das Doppelte der Werte neuer Katalysatoren erhöhen und weist zwischen verschiedenen Modellen zunehmend große Unterschiede auf. Alte Katalysatoren mit hohen Laufleistungen von > 100 000 km emittieren bei zunehmenden Rußablagerungen bzw. zusammengeschmolzenen Oberflächen wieder deutlich geringere Platin-Mengen - teilweise niedrigere als neue Katalysatoren [Levsen et al., 1995].

WEITERE VERKEHRSBEDINGTE PLATIN-EMISSIONEN

Als mögliche Quellen für Platin-Emissionen werden der Kraftstoff (Pt-Gehalt: 0,0002 ng/l [Lustig et al., 1997]) sowie der Abrieb von Reifen und Bremsbelägen diskutiert [Helmers, 1997]. Die spezifischen Pt-Emissionsraten dieser 3 Quellen, d.h. die je Kilometer Fahrstrecke emittierten Pt-Mengen, liegen in der Größenordnung von 0,02 bis 0,1 ng/km (Reifen- und Bremsabrieb) bzw. 0,02 bis 0,5 ng/km (Otto-Kraftstoff). Damit sind sie um mindestens 3 Zehnerpotenzen niedriger als die Pt-Emissionsraten aus Katalysatoren [Helmers, 1997].

12.2.3 Immission

PLATIN-BELASTUNGEN DURCH STRASSEN-VERKEHR

Im Straßenstaub finden sich an Straßen und Kreuzungen mit hohem Verkehrsaufkommen Pt-Gehalte zwischen 7 und 24 µg/kg, bzw. 0,4 - 5 µg/kg an wenig befahrenen Straßen [Farago et al., 1996]. Demgegenüber wurden im Straßenstaub einer stark befahrenen Autobahn in Baden-Württemberg durchschnittliche Gehalte von 310 µg/kg Platin, 50 µg/kg Rhodium und 10 µg/kg Palladium gefunden [Puchelt et al., 1995], die mit dem Pt-Gehalt im Staub von Straßentunneln (51 und 360 µg/kg) vergleichbar sind [Helmers et al., 1998]. Schäfer et al. [1997] berichten von Platin-Konzentrationen in Straßenstäuben, die mit bis zu 1 000 µg/kg annähernd abbauwürdige Größenordnungen erreichen.

Die Verteilung der Pt-Konzentrationen ist zwischen den Partikelgrößen zugunsten der feinen Fraktionen (< 63 µm) verschoben, jedoch weit weniger ausgeprägt als z.B. bei Blei. Bezogen auf die Mengenverteilung liegen in der Fraktion 125 - 1000 µm aufgrund der größeren Partikelmasse dieser Fraktion rund 65% des Platins vor [Wei & Morrison, 1994].

12.2.4 Deposition

Die Deposition von Platin in Böden oder auf die Vegetation vollzieht sich ausschließlich im Nahbereich (0 bis 5 m) der Fahrbahn [Puchelt et al., 1995; Helmers, 1997]. Im unmittelbaren Straßenrandbereich (bis 2 m) dominiert der Transport durch Abspülung von Straßensediment von der Fahrbahn und durch Spritzwasser. In Entfernungen bis 5 m erfolgt der Eintrag vorrangig auf dem Luftpfad. Verkehrsbedingte Turbulenzen im Nahbereich von Schnellstraßen überlagern den Windeinfluss bis in einer Entfernung von 3 m [Pecoroni, 1996].

Böden in der Nähe verkehrsreicher Straßen und Kreuzungen weisen erhöhte Platin-Gehalte um 10 µg/kg auf [Farago et al., 1996; Helmers et al., 1994]. Nach Schäfer et al. [1997] können im Nahbereich stark befahrener Straßen Platin-Gehalte in Oberböden von bis zu 250 µg/kg auftreten. Dabei ist das eingetragene Platin ganz überwiegend in der obersten Bodenschicht (0 - 2 cm) konzentriert. In 10 cm Tiefe werden in der Regel Hintergrundwerte erreicht [Schäfer, 1996]. Das Böschungsprofil, Hindernisse wie Leitplanken oder Büsche beeinflussen das Ausbreitungsverhalten Pt-haltiger Stäube und können zu nennenswert erhöhten Depositionen vor diesen Hindernissen führen [Puchelt et al., 1995].

Im Oberflächenabfluss von Straßen fanden Laschka et al. [1996] Platinkonzentrationen von durchschnittlich 15 ng/l mit Spitzenwerten bis zu 1 100 ng/l. Platin liegt praktisch vollständig in partikulärer Form vor und verhält sich im Straßenablaufwasser ähnlich wie grobpartikuläres Blei bzw. Kupfer. Dabei zeigt es einen ausgeprägten "*first flush*"-Effekt, d.h. das Auftreten relativ hoher Konzentrationen mit dem ersten Abflusswasser [Laschka et al., 1996].

Aus Schweden wird von Pt-Konzentrationen im Oberflächenabfluss von Schnellstraßen berichtet, die mit Mittelwerten von 0,1 bis 0,7 ng/l deutlich niedriger liegen [Wei & Morrison, 1994]. Die Untergrenze dieser Werte entspricht Platin-Gehalten, wie sie auch im Trinkwasser nachgewiesen wurden. In Fließgewässern wurden um 0,9 µg/l, in der Ostsee 2,2 µg/l Platin festgestellt [Laschka et al., 1996].

12.2.5 Trend

Anhand der Platin-Gehalte archivierter Proben von Klärschlammasche aus einem Großstadtklärwerk ermittelten Helmers et al. [1994] eine retrospektive Zeitreihe des Platin-Eintrages im Einzugsgebiet, das eine hohe Kfz-Dichte aufweist. Die Pt-Gehalte in der Klärschlammasche zeigten nach gerin-

gen Schwankungen in den Jahren 1972 bis 1987 einen deutlichen Anstieg im Jahr 1988, der sich weiter fortsetzte und bis 1992 das 7,5-fache der Grundbelastung vor 1988 erreichte.

Innerhalb von 3 Jahren (1992 bis 1995) wurde der Pt-Gehalt in ungewaschenen Grasproben im Nahbereich (0,2 bis 1,5 m) einer stark befahrenen Autobahn mehr als verdoppelt [Helmers & Mergel, 1997]. Dies stimmt mit der Zunahme des Anteils von Katalysator-bestückten Pkw innerhalb desselben Zeitraums gut überein.

Im fahrbahnnah gesammelten Straßenstaub hat sich der mittlere Pt-Gehalt zwischen 1984 und 1991 um ein Mehrfaches erhöht, wobei die stärkste Erhöhung um den Faktor 5 in der feinsten Partikelphase (< 63 µm) ermittelt wurde [Wei & Morrison, 1994].

In Oberböden im Nahbereich verkehrsreicher Straßen wiesen Zereini et al. [1993] in der Zeit vor 1993 Platin-Gehalte von durchschnittlich 10 µg/kg bei Maximalwerten von bis zu 87 µg/kg nach. Die 1995 und 1996 an anderen Standorten erhobenen Daten über Pt-Gehalte straßennaher Oberböden mit Werten > 200 µg/kg deuten auf eine deutliche Platin-Anreicherung innerhalb weniger Jahre hin [Schäfer et al., 1997].

12.3 Wirkungen

12.3.1 Humantoxizität

Der menschliche Kontakt mit Platin beschränkte sich lange Zeit auf Produktions- und Verarbeitungsstätten (Schmuck, chemische Technik, Elektrodenmaterial) sowie den medizinischen Bereich. Deshalb stammen die ersten konkreten Angaben zur Toxizität des Platins aus der Arbeitsmedizin und der Pharmakologie, wobei der inhalativen Aufnahme die größte Bedeutung zukommt [Summer, 1990].

Akute Vergiftungen mit feinstverteiltem metallischem Platin äußern sich in Erbrechen, Durchfall und blutigem Stuhl, dagegen wirken die komplexen Platinsalze auf Nieren, Knochenmark und Nervensystem und verursachen epileptiforme Anfälle. Mit oraler Gabe von metallischem Pt-Staub (1 - 5 µm) wurden letale Dosen für Ratten nicht erreicht. Es wird jedoch vermutet, dass metallisches Pt als hochdisperses Pulver aufgenommen, im Magen-Darm-Trakt oxidiert werden und toxisch wirken kann [Rosner & Hertel, 1986].

Vom Arbeitsplatz her bekannte toxische Wirkungen nach Einatmen des Platinsalz-Staubes sowie Hautkontakt mit Feststoffen und Lösungen führen nach Sensibilisierung zu Allergien vom Soforttyp (Typ I) und setzen bei Platinkonzentrationen von 0,4 - 0,9 µg/m³ ein [Summer, 1990]. Allergische Reaktionen des Atemtraktes (Rhinorrhoe, Halsschmerzen, Husten, Bronchitis, Bronchialasthma, Retrosternalschmerz) und der Haut (Dermatitis mit Juckreiz, Rötung, Quaddelbildung) sowie ein erhöhter IgE-Titer nach inhalativer Exposition gegenüber löslichen Platinsalzen sind als "Platinose" (neuerdings besser: Platinallergie) in der einschlägigen Literatur beschrieben. Die potentesten Allergene sind Hexa- und Tetrachloroplatinat [(PtCl₆)²⁻ und (PtCl₄)²⁻]. Außerdem wirken lösliche Platinverbindungen immunsuppressiv; dadurch können latente Virusinfektionen zum Durchbruch kommen [Baker et al., 1990; DFG, 1995; Schäfer et al., 1994; van der Voet & de Wolff, 1996]. Bestimmte Bindungsformen bzw. Konfigurationen von Platin haben ein hohes cytotoxisches, mutagenes und krebserregendes Potential [Bünger et al., 1996; Gebel et al., 1997]. Einige andere Platinverbindungen wie z.B. Cis-Platin (Pt(NH₃)₂Cl₂) werden hingegen als Krebstherapeutikum eingesetzt.

Von metallischem Platin geht kein allgemeines Sensibilisierungsrisiko aus, auch zeigt Platin in dieser Form keine mutage-

nen oder carcinogenen Eigenschaften [WHO, 1991].

Merget [1993] vermutete Anfang der 90er Jahre eine Dosisabhängigkeit der Sensibilisierung mit einer Schwellenkonzentration von ca 35 ng/m³ Luft. Allerdings ist der Sicherheitsabstand zu in der Umwelt auftretenden Platinkonzentrationen in den letzten Jahren erheblich geschrumpft. Rosner et al. [1998] ermittelten anhand von Ausbreitungsmodellen für ungünstige Verhältnisse Immissionskonzentrationen um 100 pg Pt/m³ Luft in der Autobahnnähe. Aufgrund von Untersuchungen in einem Fertigungsbetrieb für Kfz-Katalysatoren kann man die Wirkungsschwelle für eine Allergie durch lösliche Platinverbindungen heute bei 1,5 ng/m³ Luft ansetzen. Geht man davon aus, dass nur 1% des von Kfz-ausgestoßenen Platins wasserlöslich ist, ergibt sich ein Schwellenwert für Platin aus Katalysator-Emissionen von 150 ng/m³, der durch einen Sicherheitsfaktor von 10 zur Berücksichtigung besonders empfindlicher Personen auf einen Beurteilungswert von 15 ng/m³ reduziert wird. Damit ist eine 150-fache Sicherheitsmarge gegenüber der in der Umgebungsluft gemessenen und anhand von Ausbreitungsmodellen berechneten Maximalkonzentration um 100 pg Pt/ m³ gegeben. Ein Sicherheitsabstand ähnlicher Größenordnung geht auch aus anderen Darstellungen hervor [v.d. Trenck & Jaroni, 1999].

12.3.2 Wirkungen auf Pflanzen

SCHADSTOFFANREICHERUNGEN UND REAKTIONEN

Nach Schätzungen von Markert [1993] sind rund 92 Tonnen Platin weltweit in pflanzlicher Biomasse gebunden. Dabei hat Platin nach bisheriger Kenntnis keinerlei Funktion als Nähr- oder Spurenelement in Pflanzen [Finck, 1974; Markert, 1992].

Erste Schadwirkungen von Platin auf Pflanzen wurden bereits um die Jahrhundertwende beobachtet [Ballach & Wittig, 1996].

Die Grenze für sichtbare Pflanzenschäden liegt bei Konzentrationen über 2 000 µg/l in einer Nährlösung [Brunold et al., 1990].

In Böden und auf Pflanzen in unmittelbarer Nähe stark befahrener Straßen finden sich Platin und das ebenfalls im Katalysator eingesetzte Rhodium im annähernd gleichen Mengenverhältnis wie im Katalysator selbst. Da die Pt- und Rh-Gehalte in den oberirdischen Pflanzenteilen deutlich größer sind als in der Wurzel, überwiegt der atmosphärische Eintrag dieser Metalle über die Deposition bei weitem [Hannker, 1997; Helmers & Mergel, 1997]. Eine sehr enge Korrelation zwischen Platin- und Blei-Gehalten in straßennahen Grasproben deuten auf ein ähnliches Verhalten hinsichtlich der Deposition, der (geringen) Aufnahme rate ins Blatt sowie der Abwaschbarkeit z.B. durch Niederschläge hin [Helmers et al., 1994].

Gemeinsam mit dem Platin-Gehalt in Pflanzen in unmittelbarer Nähe verkehrsbelasteter Straßen erhöht sich auch der Gehalt anderer Elemente, die möglicherweise, ebenso wie Pt, aus Kfz-Abgaskatalysatoren emittiert werden. Zu diesen Elementen gehören insbesondere Cer (Ce) und Zirkonium (Zr) [Helmers, 1996].

In standardisierten Graskulturen im Bereich verkehrsreicher Straßen werden Platin-Gehalte nachgewiesen, die deutlich (Faktor 5 bis 6) über den Gehalten verkehrsferner Bereiche liegen [Wäber et al., 1996].

Platin-Gehalte in Grasproben aus der unmittelbaren Nähe einer stark befahrenen Autobahn nehmen mit zunehmender Entfernung von der Fahrbahn exponentiell ab [Helmers et al., 1994] und zeigen damit eine für partikuläre bzw. partikelgebundene Kfz-Emissionskomponenten typische räumliche Verteilung [Benfenati et al., 1992].

AUFNAHME AUS DEM BODEN

Das Verhalten von Platin im Boden wird wesentlich von dessen chemischer Form (Oxidationsstufe, Komplexbildung), der physikalischen Partikelgröße (kolloidale Lösung) sowie der Gegenwart anderer Elemente (z.B. Schwefel) bestimmt. Lösliches Platin kann aus dem Boden in die Wurzel aufgenommen werden. Allerdings ist die Löslichkeit von Platin in einem weiten pH-Bereich, der für Böden typisch ist, sehr gering (0,008 - 0,012%) und steigt erst bei pH-Werten < 3, die ein Pflanzenwachstum praktisch nicht mehr zulassen, deutlich an [Brunold et al., 1990; Zereini et al., 1997].

Mit der Verweildauer im Boden nimmt die Wasserlöslichkeit und damit die Pflanzenverfügbarkeit von verschiedenen Platinverbindungen (Platinoxid PtO_2 , Na_2PtCl_6 , K_2PtCl_4) generell - meist sogar deutlich - ab. Auch die Platinverbindungen in Pt-haltigem Staub aus einem Straßentunnel zeigten im Verlauf der 60-tägigen Einmischung in einen tonigen, humosen Boden eine Tendenz abnehmender Wasserlöslichkeit [Lustig et al., 1996].

Aus Böden mit erhöhten Pt-Gehalten (140 bis 175 µg/kg) wurde Platin bis zu Konzentrationen von 8,6 µg/kg TS in Pflanzen aufgenommen. Mit Transferfaktoren zwischen 0,01 und 0,1 gelten Platin und Rhodium als ausgesprochen immobile Elemente im Boden, während Palladium als weiteres Platingruppenelement mit Transferfaktoren von 0,1 - 0,3 mäßig mobil ist [Hannker, 1997].

In einer Arbeit von Ballach & Wittig [1996] trat eine Verlagerung von der Wurzel in andere Pflanzenteile nur in geringem Umfang auf. Platin aus der Nährlösung aufgenommen, reduzierte das Blattwachstum und verminderte die Transpirationsrate. Das zugleich verstärkte Wurzelwachstum zeigte Störungen des Wasserhaushalts der Pflanze an [Ballach & Wittig, 1996].

13 Antimon (Sb)

13.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten der Belastungssituation gegenübergestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Belastungsniveaus in der Umwelt mussten verschiedene Größenordnungen in der Skalengraphik verwendet werden.

Humantoxizität

Antimonverbindungen sind sehr giftig. Sie führen zu Reproduktionstörungen sowie zu einem verlangsamten Säuglingswachstum.

Zu möglichen toxischen Wirkungen längeranhaltender Antimon-Belastungen zählen:

- Lungenreizung, Beeinträchtigung der Atmung, Bronchitis
- erhöhter Blutdruck, Herzmuskelschäden
- Verdauungsstörungen

Pflanzen

In Böden und in der Pflanze ist Antimon kaum beweglich. Pflanzenschäden durch aktuelle Antimonkonzentrationen sind nicht bekannt.

In standardisierten Graskulturen war Antimon an einem stark verkehrsbelasteten Standort gegenüber einem Kontrollstandort auf das 20-fache angereichert, wobei annähernd 50% des Antimon-Gehaltes am verkehrsexponierten Standort durch Waschen entfernt werden konnte, also nur oberflächlich anhaftete.

Tiere

An Standorten mit hoher Antimon-Belastung finden sich bei deutlich erhöhten Sb-Gehalten in der Vegetation auch Sb-Anreicherungen in Kleinsäugern und Nagetieren. Gegenüber Kontrollstandorten sind die Sb-Gehalte in der Leber bis zu 12-fach erhöht, in der Niere annähernd verdoppelt, während sich in der Lunge keine erhöhten Sb-Gehalte nachweisen lassen.

Der Antimon-Gehalt in der Wolle von Schafen unterscheidet sich nicht zwischen Herden aus städtischer und ländlicher Umgebung.

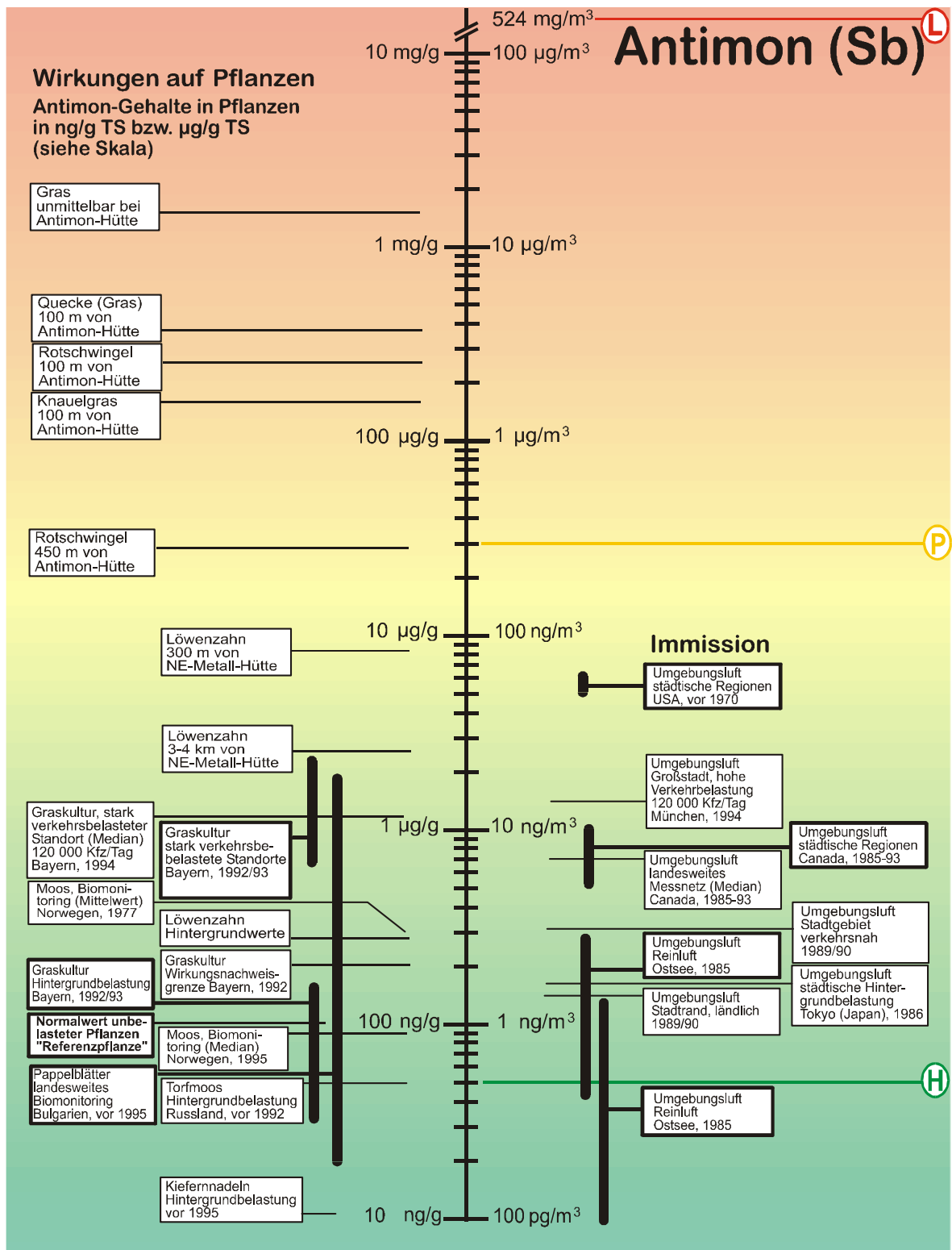
BELASTUNGSSITUATION

Emission

Verkehrsbedingte Antimon-Emissionen sind erst in den jüngsten Jahren bekannt geworden. Als mögliche Antimon-Quellen gelten der Abrieb von Bremsbelägen, evtl. auch der Reifenabrieb. Antimon kommt in Straßennähe in eher groben Partikeln vor. Über Verteilung und Verbreitung in Fahrbahnnähe ist wenig bekannt. Die Verbreitung von Antimon im Ferntransport aus städtisch-industriellen Ballungsräumen ist belegt.

Immission

An verkehrsbelasteten Standorten liegt der Antimon-Gehalt der Luft (Schwebstaubfraktion < 10 µm) rund 5-fach höher als an einem unbelasteten Kontrollstandort und findet sich vorwiegend in der gröberen Schwebstaubfraktion zwischen 2,5 µm und 10 µm im Bereich alveolengängiger Partikel.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998). H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko, P

= Prüfwert, der chronisch toxische Wirkungen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko, L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für Antimon

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration ($\mu\text{g Sb/m}^3$)	Quelle
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte (Gehalte in der Luft)			
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			
Hintergrund Luft	H-L	0,0005	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
Prüfwert Luft	P-L	0,3	
letale Konzentration	L-L	524000	
menschliche Gesundheit	Arbeitsplatz (8 h/d)	500 (gemessen als einatembarer Aerosolanteil)	DFG, 1998

13.2 Chemie, Emission und Immission

13.2.1 Chemie

Antimon tritt in der Erdkruste mit einem mittleren Gehalt von 0,4 mg/kg auf und entspricht damit dem mengenmäßigen Vorkommen von Silber und Cadmium. Die Weltproduktion von Antimon liegt bei ca. 70 000 Tonnen/Jahr [Kentner & Leinemann, 1994].

In Reinluft findet sich Antimon in Konzentrationen um 0,2 bis 0,5 ng/m³ und kann, bei einer gemeinsamen Betrachtung verschiedener Elemente, nach seinem Verteilungs- und Transportcharakter den Schwermetallen Blei, Cadmium und Mangan zugeordnet werden [Häsänen & Lipponen, 1990].

Verarbeitet wird Antimon u.a. als Legierungsbestandteil gemeinsam mit Blei zur Herstellung von Batterieplatten (Blei-Akkumulator) und Drucklettern sowie in Lötlegierungen, in Lagern und Gussmetallen. In Form von Antimon-Oxid, vor allem als Antimon-Trioxid, wird es als Flammschutzmittel in Kunststoffen, Textilien, Papier u.a. eingesetzt. Aktueller ist die zunehmende Verwendung von Antimon in der Halbleiterindustrie. Eine weitere Anwendung findet Antimon in Form von Antimon(III)-Sulfid als Katalysator beim Vulkanisieren von Gummi, sowie als rotes Farbpigment [Kentner & Leinemann, 1994; Bindra et al., 1995; EPA, 1998].

Erhöhte Antimon-Konzentrationen in der Luft werden in der Umgebung von metallverarbeitenden Industrieanlagen, insbesondere von Nichteisen-Metallhütten, angetroffen [Kuleff & Djingova, 1984; EPA, 1998].

13.2.2 Emission

Antimon wird bei der Verbrennung von Kohle (Sb-Gehalt: 0,5 - 5 mg/kg) sowie bei der Müllverbrennung frei und an feine Partikel gebunden emittiert [Lorber, 1980; Vouk & Piver, 1983; Ainsworth et al., 1990a].

VERKEHRSDINGTE ANTIMON-EMISSIONEN

In den Partikelemissionen verschiedener Ottomotoren (mit Katalysator) fanden Huang et al. [1994] Antimon in Konzentrationen von 5 ng/m³ als Feinpartikel und Grobpartikel, wobei die höchsten Emissionen beim Kaltstart auftraten. Diese Konzentrationen liegen nur geringfügig über wiederholt gemessenen Immissions-Konzentrationen in städtischen Gebieten, so dass Antimon-Emissionen aus den Abgasen von Verbrennungsmotoren keine wesentliche Rolle als Antimon-Quelle spielen dürften.

Kraftstoff enthält Antimon in einer mittleren Konzentration von 25 µg/l. Gegenüber den Emissionen aus der Kohleverbrennung von ca. 2 400 Tonnen/Jahr (USA, Stand 1977) treten die Antimon-Emissionen aus dem Kfz-Kraftstoff mit rund 8 Tonnen jährlich deutlich zurück [Vouk & Piver, 1983].

Aufgrund der Verteilungscharakteristik im Bereich verkehrsreicher Straßen schließen Peichl et al. [1994] auf Abrieb von Bremsbelägen als mögliche Quelle für verkehrsbedingte Antimon-Emissionen und finden diese Vermutung in analytischen Untersuchungen von Bremsbelägen bestätigt.

Aufgrund der Verwendung von Antimon als Katalysator beim Vulkanisieren von Gummi ist auch der Reifenabrieb als mögliche verkehrsbedingte Antimon-Quelle zu prüfen.

13.2.3 Immission

Im Feinstaub großstädtischer bzw. ländlicher Luft war Antimon um das 700-fache bzw. 200-fache gegenüber dem Vorkommen in Böden angereichert [Misaelides et al., 1993].

ANTIMON-BELASTUNGEN DURCH STRASSENVERKEHRSEMISSIONEN

Antimon-Emissionen aus Verkehrsquellen liegen ganz überwiegend in der gröberen, noch alveolengängigen Staubfraktion vor (2,5 - 10 µm) und führen zu rund 5-fach erhöhten Konzentrationen im Schwebstaub. Demgegenüber ist Antimon in unbelasteter Atmosphäre zwischen beiden Partikelfraktionen annähernd gleich verteilt [Dietl et al., 1997].

Im Straßenstaub ermittelten De Miguel et al. [1997] Sb-Gehalte von 6 mg/kg und ordneten aufgrund von Clusteranalysen Antimon, gemeinsam mit Schwermetallen wie Blei und Cadmium, einem typisch städtischen Belastungstyp ("*urban factor*") zu.

Gegenüber Böden ist Sb im Straßenstaub 7 bis 60-fach angereichert. Dies ist nach Blei (3 bis 700-fach) gemeinsam mit Brom (1 bis 60-fach) die zweithöchste spezifische Anreicherung unter 31 Elementen im verkehrsbelasteten Bereich [Ogunsola et al., 1994; Fergusson & Kim, 1991; Hamilton, 1995].

13.3 Wirkungen

13.3.1 Humantoxizität

Antimonverbindungen sind sehr giftig. Sie führen zu Reproduktionsstörungen sowie zu einem verlangsamten Säuglingswachstum. Zu möglichen toxischen Wirkungen zählen [Merian & Stemmer, 1984; Seeger, 1988; WHO, 1993; DFG, 1998; EPA, 1998]:

- Reizung des Atemtraktes, Beeinträchtigung der Atmung, Bronchitis
- erhöhter Blutdruck, Herzmuskelschäden

- hämolytische Anämie
- Verdauungsstörungen (ausgeprägter Brechreiz)
- Fruchtbarkeitsstörungen
- möglicherweise humankanzerogen, eindeutig tierkanzerogen bei Inhalation

Ein TDI-Wert von rund 0,4 µg/(kg x d) kann aus einer chronischen Trinkwasserstudie mit Ratten abgeleitet werden [Schroeder et al., 1970; Thron, 1991; Hassauer et al., 1993]. Der Verzehr von Nahrungspflanzen, insbesondere von Blattgemüsen, trägt nennenswert zur Antimonbelastung des Menschen bei (Dietl et al. 1998). Bei einer geschätzten Antimonaufnahme mit der Nahrung [WHO, 1993] von 0,3 µg/(kg x d) verbleibt ein Anteil von 0,1 µg/(kg x d) des TDI-Wertes zur Verteilung auf andere Aufnahmepfade. Die WHO [1993] gibt anstelle eines toxikologisch abgeleiteten Wertes von 3 µg/l einen Trinkwasserleitwert in Höhe der Bestimmungsgrenze von 5 µg/l an. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung liegt bei 10 µg/l wie der des Arsens, das ein ähnliches Wirkprofil im Grundwasser aufweist. Jedoch liegen die Hintergrundkonzentrationen des Antimons im Grundwasser mit < 0,2 µg/l bedeutend niedriger als die des Arsens (die in Einzelfällen bis zu 50 und mehr µg/l erreichen können), so dass die LAWA der Neufassung der EU-Trinkwasserrichtlinie folgend [EG, 1998] einen Wert von 5 µg/l als Geringfügigkeitsschwelle für das Grundwasser angibt [v.d. Trenck et al., 1999].

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz weist auf die umwelthygienische Problematik hin, dass für Antimon Immissionswerte in der Luft von 100 bis 120 µg/m³ angegeben werden, die zum Teil deutlich über den entsprechenden Werten für Arsen von 10 bis 50 ng/m³ liegen. Dagegen gibt es bisher keine gesicherten Hinweise auf eine im Vergleich zu As geringere Toxizität des Sb. Daher sollte Sb als umwelthygienisch relevante Luftverunreinigung betrachtet werden. "Grundsätzlich ist es bedenklich, dass ein aus toxikologischer Sicht

problematisches Element wie Sb zunehmend durch anthropogene Aktivitäten in der Umwelt verbreitet wird" [Dietl et al. 1998].

13.3.2 Wirkungen auf Tiere

An Standorten mit hoher Antimon-Belastung finden sich bei erhöhten Sb-Gehalten in der Vegetation auch Sb-Anreicherungen in Kleinsäugetern und Nagetieren [Ainsworth et al., 1990b]. Gegenüber Kontrollstandorten sind die Sb-Gehalte in Lebern bis zum 12-fachen erhöht und in Nieren annähernd verdoppelt [Ainsworth et al., 1990b].

Auch in verschiedenen Wirbellosen (Asseln, Schmetterlings- und Fliegenlarven, Käfern, Regenwürmern) liegen Sb-Akkumulationen vor. Innerhalb der Nahrungskette Boden → Vegetation → Wirbellose → Insektenfresser ist die Beweglichkeit von Antimon jedoch relativ gering [Ainsworth et al., 1990b].

Der Antimon-Gehalt in der Wolle von Schafen unterscheidet sich nicht zwischen Herden aus städtischer und ländlicher Umgebung [Gebel et al., 1996].

13.3.3 Wirkungen auf Pflanzen

SCHADSTOFFANREICHERUNGEN UND REAKTIONEN

Nach Schätzungen von Markert [1993] sind rund 184 000 Tonnen Antimon weltweit in pflanzlicher Biomasse gebunden. Diese Menge beträgt 1/10 der geschätzten Bleimenge und die Hälfte der Cadmiummenge in der Vegetationsdecke. Antimon gilt als ein nicht-essentielles Element, ist also für Pflanzen kein Nähr- oder Spurenstoff [Markert, 1992; Dietl et al., 1997]. Ausgesprochene bzw. typische Schädigungssymptome durch Antimonbelastungen von Gefäßpflanzen sind nicht bekannt.

In der Umgebung von Antimon-Emittenten wird der Sb-Gehalt in der Vegetation deutlich von der Antimon-Deposition auf oberirdische Pflanzenorgane bestimmt [Ainsworth et al., 1990a]. In abgestorbenem Blattmaterial sind die Sb-Gehalte gegenüber vitalen Blättern um ein Mehrfaches erhöht [Ainsworth et al., 1990a].

In standardisierten Graskulturen war Antimon an einem stark verkehrsbelasteten Standort gegenüber einem Kontrollstandort auf das 20-fache angereichert, wobei die Hälfte des Antimon-Gehaltes am verkehrs-exponierten Standort durch Waschen entfernt werden konnte [Dietl et al., 1997].

Im Rahmen eines landesweiten Moosmonitorings in Norwegen ermittelten Berg et al. [1995a] Antimon-Gehalte zwischen 0,03 mg/kg und 0,41 mg/kg TS, die eng mit der Sb-Deposition der jeweiligen Standorte ($9,2 \mu\text{g}/\text{m}^2$ bis $190 \mu\text{g}/\text{m}^2$) korrelieren. Dieser enge lineare Zusammenhang deutet auf eine Dominanz des Ferntransportes von Antimon vorrangig aus Mittel- und Westeuropa hin [Berg et al., 1995a]. Auswertungen früherer Daten desselben Messnetzes ergaben mittels multivariater statistischer Verfahren einen engen Zusammenhang zwischen Antimon, Blei und Cadmium als typisches Elementmuster der dichtbevölkerten und industrialisierten Länder Mitteleuropas und zugleich als Hinweis auf die Bedeutung des Ferntransportes für diese Elemente [Schaug et al., 1990; Steinnes et al., 1997].

AUFNAHME AUS DEM BODEN

In Böden liegt Antimon in weitgehend immobil Form vor. Der Aufnahmekoeffizient von 0,01 zwischen Boden- und Pflanzenkonzentration ist sehr niedrig [Ainsworth et al., 1990a; Lisk, 1972].

14 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

14.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten der Belastungssituation gegenübergestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Belastungsniveaus in der Umwelt mussten verschiedene Größenordnungen in der Skalengraphik verwendet werden.

Humantoxizität

Bedeutung als Umweltschadstoffe haben PAH vor allem dadurch, dass einige Komponenten dieser Stoffklasse bei Säugetieren und auch beim Menschen Krebs auslösen können. Die meisterforschte PAH-Komponente mit sehr hohem kanzerogenem Potential ist Benzo(a)pyren (BaP). Dieser Stoff wird als einer von sieben krebserzeugenden Luftschadstoffen im Rahmen der LAI-Studie "Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen" bewertet. Danach entspricht der Zielwert von 1,3 ng/m³ Luft einem Krebsrisiko von 1:8500.

Mehrere Aufnahmepfade sind für die PAH-Belastung des Menschen von Bedeutung. Für die orale Aufnahme und Exposition von PAH über die gesamte Lebensdauer eines Menschen spielt die feste Nahrung die dominierende Rolle (ca. 67% der oralen Aufnahme), während Boden und Staub - bei Kleinkindern die überwiegende PAH-Quelle - rund 30% der lebenslangen Belastung ausmachen.

Tiere

Die PAH-Anreicherungen im Sediment straßenaher Fließgewässer sind die vorrangige Ursache für den beobachteten Rückgang von Kleinkrebspopulationen. Im Oberflächenabfluss bundesdeutscher Straßen wurden PAH-Konzentrationen zwischen 0,24 µg/l und 3,0 µg/l gemessen.

Pflanzen

Der Eintrag aus der Luft ist der Hauptbelastungspfad für Pflanzen. Trotz langfristiger Anreicherung im Boden nehmen Pflanzen PAH kaum aus dem Boden auf. PAH sind wenig pflanzenschädigend, haben aber erhebliche Auswirkungen auf empfindliche Lebensgemeinschaften.

BELASTUNGSSITUATION

Trend

Mit der wirksamen Verminderung des PAH-Ausstoßes stationärer Quellen rückt zumindest in Mittel- und Westeuropa der Kfz-Verkehr in die Rolle des Hauptverursachers der aktuellen Luftbelastung durch PAH.

Emission

In der BRD wurde die Gesamtemission an PAK für 1990 auf 420 t/a und für 1994 auf 398 t/a geschätzt mit einem Benzo(a)pyren-Anteil (BaP) von etwa 13,75 t/a. Hieran ist der Kfz-Verkehr nennenswert beteiligt. Den deutlich größten Anteil hieran haben Dieselfahrzeuge.

Immission

Die PAH-Immissionskonzentrationen in Ballungsgebieten und Städten sind im wesentlichen durch die Quellenanteile des Straßenverkehrs geprägt.

PAH liegen überwiegend in der Gasphase sowie an feine Partikel (0,4 - 1,1 µm) gebunden in der Atmosphäre vor.

Deposition

Im Bereich verkehrsreicher Straßen vollzieht sich die Deposition von PAH zu einem erheblichen Teil in unmittelbarer Fahrbahnnähe (< 20 m) und spiegelt sich im PAH-Gehalt der Böden wider. Schwereflüchtige PAH lagern sich, da vorwiegend an Partikel gebunden, in unmittelbarer Fahrbahnnähe ab, während die leichterflüchtigen PAH mit niedriger Molekülmasse über weitere Distanzen transportiert werden.

Auch Nitro-PAH, die ein hohes mutagenes Potential haben, werden in bzw. auf Pflanzen in Straßennähe deutlich angereichert und nehmen mit zunehmender Entfernung von verkehrsreichen Straßen ab.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für PAH

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration (ng/m ³)	Quelle
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte (Gehalte in der Luft)			
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			
Benzo(a)pyren H-L	Hintergrund Luft	0,05	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
Benzo(a)pyren P-L	Prüfwert Luft	1,3	
PAK ohne BaP H-L	Hintergrund Luft	10	
PAK ohne BaP P-L	Prüfwert Luft	11,7	
Naphthalin H-L	Hintergrund Luft	10	
Naphthalin P-L	Prüfwert Luft	4000	
Zielwert für Einzelkomponente Benzo[a]pyren unit risk durch 1 ng BaP/m ³ = 9x10 ⁻⁵ ; 1,3ng/m ³ entspricht einem Risiko von 1:8 500 (Anteil am Gesamtrisiko v. 7 Luftschadstoffen: ca. 22,5 %; Gesamtrisiko = 1:2)	Jahresmittelwert	1,3	Krebsrisikostudie des LAI, 1992

Tab. 2: Beurteilungswerte PAH - Boden

Schutzziel/ Schutzgut	Zeitbezug Definition	Konzentration Dimension	Quelle
alle Bodenfunktionen	Hintergrundwert	1 mg/kg	4.VwV zum BodSchG & VwV Orientierungswerte B-W
Wasser	Prüfwert	5 mg/kg	4.VwV zum BodSchG
Grundwasser/Eluat	Hintergrund (H-W)	0,05 µg/l	VwV Orientierungswerte B-W
Grundwasser/Eluat	Prüfwert (P-W) (bei Altlasten und Schadensfällen)	0,15 µg/l	
Mensch	Prüfwert	5 - 100 mg/kg je nach Art des Aufenthalts (Kinderspiel-, Siedlungs- bzw. Gewerbefläche)	4.VwV zum BodSchG & VwV Orientierungswerte B-W
Wasser	Belastungswert	0,15 µg/l	4.VwV zum BodSchG
Nahrungs- und Futterpflanzen	Belastungswert	10 mg/kg	4.VwV zum BodSchG

14.2 Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend

14.2.1 Chemie

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (*polycyclic aromatic hydrocarbons*, PAH) sind eine Klasse von Kohlenwasserstoff-Verbindungen, die aus mindestens zwei direkt verbundenen Ringsystemen bestehen [Edwards, 1983]. Entsprechend der Anzahl von Ringen, deren Anordnung und der molekularen Masse unterscheiden sie sich in ihrer Wasserlöslichkeit (die generell gering ist), dem Siedepunkt und dem Verteilungskoeffizienten zwischen Oktanol und Wasser, wodurch ihr Verhalten in der Umwelt wesentlich bestimmt wird.

PAH entstehen bei unvollständiger Verbrennung verschiedener fossiler Energieträger und damit auch potentiell aus natürlichen Quellen (Waldbrände, Vulkanismus). Anthropogene Quellen überwiegen jedoch deutlich [Baek et al., 1991].

Rund 150 PAH-Komponenten wurden in Emissionen von Verbrennungsmotoren erfasst und teilweise auch identifiziert [Unger & Prinz, 1992]. Häufig werden nach einer Empfehlung der amerikanischen Umweltbehörde (EPA) 16 der wichtigsten Vertreter dieser Stoffgruppe analytisch bestimmt und zu einem Summenwert zusammengefasst [Kalberlah & Schneider, 1998; LfU, 1997]. Da in früheren Untersuchungen meist weniger Einzelkomponenten bestimmt und zu einem Summenwert zusammengeführt wurden, können Vergleiche mit früheren PAH-Angaben auf Schwierigkeiten stoßen [Menichini, 1992; Hein, 1994].

In der Atmosphäre wirken auf PAH verschiedene Prozesse wie trockene Deposition, Auswaschung durch Niederschläge, photochemischer Abbau, Reaktionen mit anderen Luftinhaltsstoffen wie z.B. Ozon sowie Phasenaustausch zwischen Partikel- und Gasphase [Baek et al., 1991]. Letzterer kann für die leichterflüchtigen PAH innerhalb kürzester Zeitspannen (wenige Sekun-

den) ablaufen [Kamens & Coe, 1997]. Entsprechend der Bindung an die feine Fraktion des Schwebstaubs können PAH über große Distanzen transportiert werden. Während dieser Zeit vollziehen sich zu einem erheblichen Anteil photochemische Abbauprozesse, deren Rate wesentlich von der Partikelmatrix abhängt, an die die PAH sorbiert sind. Der Einfluss der Umgebungstemperatur ist dabei eher gering [Baek et al., 1991; Fan et al., 1996; LfU, 1997].

Unter hohen, jedoch realistischen Ozonkonzentrationen reagieren PAH mit Halbwertszeiten von teilweise weniger als 1 Stunde. Die Bildung von Endo-Peroxiden der PAH als reaktive Zwischenstufen dieser oxidativen Prozesse kann zu stärker toxischen, direkt mutagen wirkenden Chinonen führen [Stärk & Stauff, 1986; Baek et al., 1991; Harms, 1996; McConkey et al., 1997].

Die Reaktionen von PAH mit Stickoxiden sind von besonderer Bedeutung, da beide Stoffgruppen häufig gemeinsam emittiert werden und Nitro-PAH als mögliche Reaktionsprodukte ein hohes toxisches Potential besitzen [Mücke & Fiedler, 1990; Baek et al., 1991; Fan et al., 1995; Enya et al., 1996].

Unter den Kfz-bedingten Luftschadstoffen nimmt derzeit in unseren Regionen Benzo(a)pyren (BaP), gemessen am Risikopotential, hinter den - in ihrer Gewichtung eher umstrittenen - Rußpartikeln und noch vor Benzol, den 2. Rang ein [Mosbach-Schulz & Timm, 1994; LfU, 1996b]. Für den Mittleren Neckarraum ermittelten Dröscher & Frank [1992] für BaP eine Überschreitung des Beurteilungsmaßstabs nach LAI [1992] auf rund 150%, während diese für Dieseleruß und Benzol mit 530% bzw. 318% deutlicher ausfiel.

Der PAH-Gehalt im Abgas von Verbrennungsmotoren hat seine Ursache in 3 möglichen Entstehungsprozessen:

- Synthese aus 1-Ring Aromaten [Candeli et al., 1974] oder Acetylen [Klingenberg et al., 1992].
- Emission von im Kraftstoff vorhandenen und nicht verbrannten PAH. Dieser Prozess hat wesentliche Bedeutung für den Benzo(a)pyren-Gehalt in Dieselemissionen [Westerholm et al., 1988; Tancell et al., 1995].
- Pyrolyse von Schmierstoffen. In Motorschmieröl reichern sich PAH während der Gebrauchsdauer von wenigen mg/kg in neuem Öl auf bis über 9 000 mg/kg an. Dies erhöht das mutagene Potential [Clonfero et al., 1996]. Im Schmieröl von Ottomotoren liegen die PAH-Gehalte um ein Vielfaches höher als bei Dieselmotoren (ca. 40 - 160 mg/kg) [Carmichael et al., 1990].

14.2.2 Emission

In der BRD wurde die Gesamtemission an PAH für 1987 auf 500 bis 1 000 Tonnen/Jahr geschätzt mit einem BaP-Anteil von etwa 1%. Hieran ist der Kfz-Verkehr mit 0,5 bis 5,8 Tonnen BaP/Jahr nennenswert beteiligt [Debus et al., 1989; Freie und Hansestadt Hamburg, 1992]. Aktuellere Daten weisen für Deutschland im Jahr 1990 420 t und im Jahr 1994 398 t an PAH-Emissionen aus [Beck, 1999].

Entsprechend der Ausgangszusammensetzung und den Verbrennungsbedingungen zeichnen sich verschiedene Emissionsquellen durch mehr oder weniger charakteristische PAH-Profile aus [Baek et al., 1991; Jacob et al., 1993; Li & Kamens, 1993; Khalili et al., 1995].

PAH-BELASTUNGEN DURCH STRASSEN-VERKEHRSEMISSIONEN

Mit der wirksamen Verminderung des PAH-Ausstoßes stationärer Quellen rückt zumindest in Mittel- und Westeuropa der Kfz-Verkehr klar in die Rolle des Hauptverursachers der aktuellen Luftbelastung durch PAH [Menichini, 1992]. Während in Paris im Winter rund 30% der PAH-Emissionen auf

Heizquellen zurückzuführen sind, entfallen auf benzinbetriebene 42% und auf dieselbetriebene Fahrzeuge 25%; d.h. der Straßenverkehr verursacht rund 2/3 der winterlichen PAH-Emissionen. Im Sommer steigt der Anteil der Verkehrsquellen auf 98% an [Menichini, 1992].

Der Einsatz fossiler Brennstoffe zu Heizzwecken erklärt die ausgeprägte jahreszeitliche Dynamik der PAH-Immissionskonzentrationen [Baek et al., 1991; Mücke et al., 1991; Dürbeck et al., 1997], die sich in der Partikelphase stärker abzeichnet als in der Gasphase [Halsall et al., 1994].

Das Abgas von Ottomotoren enthält einen deutlich höheren Anteil der leichterflüchtigen 2- und 3-Ring-PAH (Fluoren, Fluoranthren, Pyren, Phenanthren und Anthracen), während Benzo(a)pyren nur zu 2 - 3% beteiligt ist. In Dieselmotor-Abgas dagegen treten höhere Anteile an Benzo(a)pyren, Benzo(e)pyren, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren und Dibenzo(ah)-anthracen auf [Concawe, 1974; Dannecker et al., 1990; Khalili et al., 1995; Miguel et al., 1998].

Bereits im Abgas von Verbrennungsmotoren können als Reaktionsprodukte von PAH und Stickoxiden Nitro-PAH nachgewiesen werden, die ein hohes toxisches Potential haben [Mücke & Fiedler, 1990; Möller et al., 1993]. Dieselfahrzeuge tragen zur Belastung durch Nitro-PAH wesentlich mehr bei als Ottomotoren [Gorse et al., 1983].

Der PAH-Gehalt in Otto-Kraftstoffen variiert zwischen 0 und 50 mg/l. Auch wenn während des Verbrennungsprozesses im Motor ein Großteil der im Kraftstoff vorhandenen PAH (ca. 95%) zerstört wird [Westerholm et al., 1988], besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem PAH-Gehalt im Kraftstoff und in den Emissionen insbesondere bei Dieselfahrzeugen. Durch Absenken des PAH-Gehaltes im Diesel-Kraftstoff unter 4 mg/l kann der PAH-Ausstoß signifikant gesenkt werden [Westerholm & Li,

1994]. Relativ hohe Anteile an PAH entstehen bei noch kaltem Motor, bei überfetteten Kraftstoff-Luft-Gemischen bzw. bei allen Änderungen des Kraftstoff-Luft-Verhältnisses, u.a. beim Beschleunigen [Baek et al., 1991].

Als Streckenemission einer vielbefahrenen Straße geben Hewitt & Rashed [1990] einen Wert von 5,8 mg Σ 8 PAH je m Fahrbahnlänge und Tag an.

Um bei deutlich abgesenktem Blei-Gehalt die Qualitätseigenschaften des Otto-Kraftstoffs zu verbessern, wurde dessen Aromatengehalt erhöht. Mit den dadurch verbundenen höheren PAH-Emissionen [Baek et al., 1991] sowie dem erhöhten Anteil von Diesel-Pkw kann der seit 1987 erhöhte PAH-Gehalt in straßennaher Umgebungsluft in London teilweise erklärt werden [Brown et al., 1996].

Mit dem Einsatz von Rapsöl bzw. Rapsöl-Methylester (RME) als "nachwachsendem Rohstoff" und damit Alternative bzw. Ergänzung zum herkömmlichen Dieseldieselkraftstoff steigen die Emissionen von PAH um 189 bis 289% gegenüber der Verwendung von Dieseldieselkraftstoff an [Krahl et al., 1994].

Untersuchungen aus den 70er Jahren zeigen hohe PAH-Emissionsraten aus Verkehrsflugzeugen von bis zu 40 g BaP/min während des Startvorgangs und erhöhte PAH-Gehalte in Böden in unmittelbarer Nähe von Landebahnen [Clark et al., 1983; Edwards, 1983]. Neuere Messungen in Flughafennähe ergaben weder erhöhte PAH-Konzentrationen noch die Wiedererkennung des für Düsentriebwerke typischen PAH-Profiles in der Umgebungsluft in Flughafennähe [Freie und Hansestadt Hamburg, 1992].

WEITERE VERKEHRSBEDINGTE PAH-EMISSIONEN

Zu den verkehrsbedingten PAH-Emissionen sind auch der Abrieb von Reifen, Bremsbelägen und Fahrbahnbelag zu rechnen. Für

diese 3 Arten von verkehrsbedingten Partikelemissionen nennen Rogge et al. [1993] PAH-Gehalte (Σ 23 PAH) von 226, 16 und 128 μ g/g Partikelmasse, mit Benzo(a)pyren-Gehalten von jeweils 2 - 5%. Analysen der PAH-Muster von Umgebungsluftproben stark belasteter Verkehrskreuzungen bestätigen jedoch nicht die Vermutung, dass Reifen- und Fahrbahnabrieb einen nennenswerten Beitrag zur PAH-Gesamtbelastung verkehrsreicher Standorte leisten [Takada et al., 1990, 1991].

Eine potentielle Emissionsquelle für PAH stellt das Aufbringen von Asphalt-Straßenbelägen dar. Bitumen enthält ca. 140 bis 220 μ g/g PAH. Während der Belagsarbeiten treten in der Umgebungsluft Konzentrationen bis 10 μ g/m³ auf [Monarca et al., 1987].

14.2.3 Immission

Das Verhältnis von städtischen zu ländlichen PAH-Immissionskonzentrationen liegt zwischen 2 und 10 [Menichini, 1992]. In Baden-Württemberg lagen die Jahresmittelwerte der Leitkomponente Benzo(a)pyren im Jahr 1997 bei 0,7 ng/m³ in einem ländlichen Gebiet und reichten bis zu 1,2 ng/m³ in städtischer Luft; in Berlin und Brandenburg dagegen streuten die Konzentrationen in der Stadtluft um 3 ng/m³ [Beck, 1999].

Mücke et al. [1991] geben für München und Nürnberg Quellenanteile des Straßenverkehrs an der städtischen PAH-Belastung von 65% bzw. 42% im Sommer und 50% bzw. 31% im Winter an.

Der Anteil der Straßenverkehrsemissionen an der Gesamt-Immissionsbelastung durch PAH wurde von Israel et al. [1986] für westdeutsche Großstädte mit nahezu 100% angegeben und für Berlin - aufgrund der damals noch vorherrschenden Kohleheizung - auf 15% bis 35% geschätzt.

In der Atmosphäre liegen PAH überwiegend in der Gasphase sowie an feine Partikel (0,4 -

1,1 µm) gebunden vor [Halsall et al., 1994; Harrison et al., 1996]. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften der einzelnen PAH, Umgebungstemperatur, Art, Größe und Gehalt an Partikeln in der Luft bestimmen die Verteilung der PAH zwischen diesen Phasen [Lee et al., 1995]. Insbesondere bei niedrigen Umgebungstemperaturen und hohem Partikelgehalt der Luft ist der Anteil der partikelgebundenen PAH von Bedeutung [Tuominen et al., 1988; Halsall et al., 1994; Harrison et al., 1996].

In Baden-Württemberg betragen die Streuungen der monatlichen Mittelwerte von diskontinuierlichen Messungen an bis zu 40 Orten im Jahr 1998 für Benzo(a)pyren 0,1 bis 3,2 ng/m³ [LfU, 1998].

14.2.4 Deposition

Im Bereich verkehrsreicher Straßen vollzieht sich die Deposition von PAH zu einem erheblichen Teil in unmittelbarer Fahrbahnnähe (< 20 m) und spiegelt sich im PAH-Gehalt der Böden wider [Schöttle & Kohl, 1996]. Häufig werden im Boden in 20 m bis 30 m Entfernung von der Fahrbahn bereits wieder dem Hintergrundniveau entsprechende PAH-Gehalte und -Profile gemessen [Hewitt & Rashed, 1991; Benfenati et al., 1992; Tebaay et al., 1993]. Schwerflüchtige PAH mit 4- oder mehr Ring-Systemen lagern sich, da vorwiegend an Partikel gebunden, in unmittelbarer Fahrbahnnähe ab, während die leichterflüchtigen PAH-Komponenten mit niedriger Molekülmasse über weitere Distanzen transportiert werden [Yang et al., 1991; Wichmann et al., 1995].

In Wäldern spielt sich durch die Barrierewirkung der Vegetation die Deposition verkehrsbedingter Verunreinigungen in einem noch engeren straßennahen Bereich ab. PAH sind in unmittelbarer Fahrbahnnähe extrem, bis zum 100-fachen der Hintergrundwerte angereichert und erreichen das Niveau der Hintergrundwerte bereits in 3 bis

5 m Entfernung von der Fahrbahn [Münch, 1993].

In Schneeproben entlang einer Landstraße fanden Hautala et al. [1995] in 30 m Entfernung von der Fahrbahn deutlich höhere PAH-Gehalte als in 10 m Entfernung, während in Waldgebieten die horizontale Verteilung gleichförmig war. Dieses Ausbreitungsverhalten wird damit erklärt, dass auch bei Wintertemperaturen insbesondere die leichtflüchtigeren PAH vorwiegend in der Gasphase vorliegen und deutlich weiter verfrachtet werden [Hautala et al., 1995].

Auch Nitro-PAH, die ein hohes mutagenes Potential haben, sind in bzw. auf Pflanzen in Straßennähe angereichert. Ihr Gehalt fällt mit zunehmender Entfernung zu verkehrsreichen Straßen steil ab [Nakajima et al., 1994].

Nach einer integrierenden Bilanzierung der PAH-Emissionen eines Straßenabschnittes werden rund 99% der leichterflüchtigen und rund 70% der schwererflüchtigen PAH in die Atmosphäre abgegeben und verfrachtet [Hewitt & Rashed, 1990].

Im Gegensatz zu fahrbahnnahen Böden sind die Substrate unter der Fahrbahn von Straßen gegen Schadstoffeinträge in hohem Maß abgeschirmt. Die PAH- bzw. BaP-Gehalte unter der Fahrbahn entsprechen 26% bzw. 30% der Böden im Straßenrandbereich [Münch, 1992].

14.2.5 Trend

Mit der Steigerung der Effizienz von Verbrennungsvorgängen sinkt generell auch der Ausstoß an PAH. Hierdurch und mit weiteren, gezielten Maßnahmen zur Emissionsminderung kann der deutliche Rückgang der PAH-Emissionen und damit der Immissionsbelastung in den vergangenen Jahren erklärt werden [Baek et al., 1991].

14.3 Wirkungen

14.3.1 Humantoxizität

PAH entstehen bei unvollständiger Verbrennung von organischem Material und gelangen mit den Abgasen in die Umwelt. Darüber hinaus sind sie in organischem Material enthalten, das unter Sauerstoffmangel erhitzt wurde (Teer, Erdöldestillat, gebrauchtes Motorenöl, Ruß und auch Nahrungsmittel). Aus dem Jahr 1775 datiert der erste Bericht über das erhöhte Auftreten von Hodenkrebs bei den stark Ruß-exponierten Londoner Schornsteinfegern. Gegen Ende des letzten Jahrhunderts wurde über Krebs der Haut und der inneren Organe bei Arbeitern in der teer- und pech-verarbeitenden Industrie berichtet.

Das Benzo(a)pyren (BaP) als Leitsubstanz der PAH wurde schon zu Beginn dieses Jahrhunderts aus Teer isoliert und erwies sich beim Auftrag auf die Haut bei Mensch und Tier als kanzerogen. Seine Mutagenität ist durch unzählige Tests, in denen BaP als Positivkontrolle eingesetzt wurde, etabliert [Koss, 1994; Jaroni & v.d. Trenck, 1995].

Mehrere Aufnahmepfade sind für die PAH-Belastung des Menschen von Bedeutung. Für die orale Aufnahme und Exposition von PAH über die gesamte Lebensdauer eines Menschen spielt die feste Nahrung die dominierende Rolle (ca. 67% der oralen Aufnahme), während Boden und Staub - bei Kleinkindern die überwiegende PAH-Quelle - rund 30% der lebenslangen Belastung ausmachen. Über Getränke werden im Mittel nur 2 bis 3% der PAH-Belastung aufgenommen [Ihme & Wichmann, 1996].

Die kanzerogene Potenz des BaP ist je nach Aufnahmepfad sehr unterschiedlich. Nach einer Risikoabschätzung der WHO ist eine Luftkonzentration von 11 pg/m^3 mit einem zumutbaren Lebenszeitrisko von 10^{-6} verbunden (*unit risk* durch $1 \text{ } \mu\text{g}$ Benzo(a)pyren/ m^3 Luft = 9×10^{-2}). Dies entspricht einer täglichen Dosis von ca. $4 \text{ pg}/(\text{kg KG x d})$

d). Der Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI) setzt $1,3 \text{ ng/m}^3$ an, was etwa der damaligen Luftkonzentration ländlicher Gebiete entspricht und ein extrapoliertes Risiko von 1:8500 zur Folge hat [Pott & Heinrich, 1992; Wallenhorst & Schwenk, 1998]. Zur Ableitung einer Hintergrundkonzentration als Orientierungswert sind die Angaben von Lee et al. [1995] aus einem ländlichen Gebiet im Nordwesten Englands geeignet, die von $10 - 120 \text{ pg/m}^3$ streuen und einen Mittelwert von 50 pg/m^3 ergeben.

Für die Berechnung des Risikos bei oraler Aufnahme können verschiedene experimentelle Daten herangezogen werden, die im Ergebnis weit streuen [Fromme et al., 1993; WHO, 1993; Jaroni & v.d. Trenck, 1995]. In Baden-Württemberg wurde der Bodenprüfwert zur Beurteilung des Direktpfades (orale Bodenaufnahme durch Kleinkinder) nach dem Minimierungsgrundsatz entsprechend der durchschnittlich mit der Nahrung aufgenommenen Menge von $17 \text{ ng}/(\text{kg KG x d})$ auf $0,5 \text{ mg/kg}$ Boden festgelegt. Er entspricht damit einem Risiko von 10^{-6} unter Zugrundelegung der Daten von Schlipköter et al. [1985] und Ihme et al. [1992], aus denen sich gemittelt eine diesem Risikoniveau entsprechende Tagesdosis von ca. $16 \text{ ng}/(\text{kg KG x d})$ ergibt [v.d. Trenck & Jaroni, 1998]. Als Hintergrundkonzentration im Boden (H-B) ist die Bestimmungsgrenze von $0,05 \text{ mg/kg}$ heranzuziehen [v.d. Trenck & Jaroni, 1999].

BELASTUNGEN VON NAHRUNGSMITTELN

In zahlreichen Untersuchungen konnte ein Transfer von PAH aus Böden in alle Pflanzenteile festgestellt werden. In einer von der LfU [1998a] herausgegebenen Literaturstudie werden von verschiedenen Autoren ermittelte Transferfaktoren zwischen 10^{-4} und 1 angegeben; die meisten der ermittelten Transferfaktoren liegen jedoch im Bereich 10^{-4} bis 10^{-2} .

Eine Kontamination von Nahrungsmitteln kann sowohl über den Pfad Boden → Pflanze direkt, als auch über den

Pfad (Boden) → Luft → Pflanze erfolgen. Eine Unterscheidung der Kontaminationspfade ist allerdings methodisch schwierig und führte in einigen Untersuchungen zu unrealistisch hohen Transferfaktoren. In den Untersuchungen von Harms [1996] und Kolb et al. [1996] konnte der Einfluss atmosphärischer Einträge und Verflüchtigung aus dem Boden mit anschließender Aufnahme über die Blätter ausgeschlossen werden. Danach konnten bei Tomaten die Aufnahme der PAH Fluoranthen und Phenanthren aus dem Boden und Verlagerung bis in die Sprossspitzen nachgewiesen werden.

Die Aufnahme von PAH in den Pflanzen ist artabhängig. Generell sind Wurzel-, Knollen- und Blattgemüse stärker kontaminiert als Fruchtgemüse, Obst und Getreide. Dementsprechend weisen vegetative Pflanzenteile höhere Gehalte auf als generative [LfU, 1998a].

Wenn der PAH-Gehalt der Blätter höher ist als der Gehalt der Wurzel, ist dies oft im Eintrag vorwiegend leichtflüchtiger PAH aus der Atmosphäre begründet [Wild & Jones, 1992b].

14.3.2 Wirkungen auf Tiere

Einem Bewertungsschema nach Wild & Jones [1992a] zufolge ist für die meisten PAH das Transferpotential innerhalb des Belastungspfades Boden → Blattmasse → Weidevieh gering. Lediglich für das relativ gut wasserlösliche und leichtflüchtige Naphthalin wird ein hohes Transfer-Potential auf diesem Pfad angegeben. Die Einschätzung eines geringen Transferpotentials resultiert aus einer mittleren bis starken Adsorption an der Wurzeloberfläche, jedoch einer geringen Aufnahme- und Verlagerungsrate in die bzw. in der Pflanze. Bedeutsamer ist die PAH-Aufnahme über die Atmosphäre in oberirdische Organe für die leicht- bis mittelflüchtigen, nicht jedoch für die schwererflüchtigen PAH-Komponenten [Wild & Jones, 1992a]. Die Belastung durch die

Aufnahme von PAH mit dem Boden beim Weidegang wird für die schwererflüchtigen PAH als relativ hoch bewertet [Wild & Jones, 1992a].

Eine Anreicherung von PAH in Nahrungsketten höherer Tiere ist wenig wahrscheinlich, da diese Komponenten - wie auch zahlreiche andere organische Verbindungen - außerhalb wie auch innerhalb der Nahrungskettenglieder einem Ab- und Umbau unterliegen [Fries, 1996]. Die PAH-Gehalte in den Milchprodukten von belastetem Weidevieh sind - auf gleichen Fettanteil bezogen - generell niedriger als im Weidefutter [Fries, 1996].

Im Oberflächenabfluss von Überlandstraßen werden auch PAH - wegen ihrer geringen Wasserlöslichkeit vorwiegend an Partikel gebunden [Wüst et al., 1994] - in Fließgewässer eingetragen [Striebel et al., 1994] und führen dort zu messbaren Erhöhungen der PAH-Konzentrationen im Wasser und im Sediment [Maltby et al., 1995]. Es sind vorrangig die PAH-Anreicherungen im Sediment straßennaher Fließgewässer, die als Ursache für den beobachteten deutlichen Rückgang von Kleinkrebspopulationen gelten [Maltby et al., 1995]. Im Oberflächenabfluss bundesdeutscher Straßen wurden PAH-Konzentrationen zwischen 0,24 µg/l und 3,0 µg/l gemessen [Muschak, 1990].

14.3.3 Wirkungen auf Pflanzen

SCHADSTOFFANREICHERUNGEN UND REAKTIONEN

Grünhage & Jäger [1994] beurteilen direkte phytotoxische Wirkungen von PAH in umweltrelevanten Konzentrationen als wenig wahrscheinlich. Lediglich Sims & Overcash [1983] konnten direkte pflanzenschädigende Wirkungen von PAH-Komponenten anhand der Keimungshemmung von Roggen nachweisen (3.333 µg Benzfluoranthen/kg Boden). Bei Weizen und Gerste verursachten Gaben von 3.100 bis 19.000 µg/kg Boden geringfügige Ertragsminderungen.

Der Luftpfad liefert den größten Anteil zur PAH-Anreicherung in Pflanzen [Hein, 1994]. Die Aufnahme über oberirdische Pflanzenorgane hängt von der Ausdehnung der Blattoberfläche sowie von deren Beschaffenheit ab. Hierdurch lassen sich Unterschiede im Aufnahme- und Anreicherungsverhalten von Grünkohl (*Brassica oleracea*) und Lauch (*Allium porrum*) gegenüber luftgetragenen PAH erklären [Debus et al., 1989].

Zwischen der Atmosphäre und der Vegetationsoberfläche findet ein dynamischer Austausch von leicht- und mittelflüchtigen organischen Komponenten statt, zu denen auch PAH in der Gasphase gehören. Mit der Tages- und Jahresdynamik von Temperatur und Luftfeuchte variiert die Konzentration von PAH, insbesondere von niedermolekularen leichterflüchtigen Komponenten, in der bodennahen Luftschicht innerhalb weniger Stunden um das 2- bis 10-fache [Hornbuckle & Eisenreich, 1996; Kömp & McLachlan, 1997a].

Die entscheidende Stoffeigenschaft, welche die Aufnahmerate von organischen Komponenten durch die Wachsschicht von Blättern bestimmt, ist die Neigung, sich in Fetten anzureichern (Lipophilie). Diese Eigenschaft wird mit dem Octanol/Wasser-Koeffizienten (K_{OW}) bzw. dem Octanol/Luft-Koeffizienten (K_{OA}) ausgedrückt und erreicht für einzelne PAH wie z.B. Perylen, hohe bis sehr hohe Werte [Kerler & Schönherr, 1988].

Leichterflüchtige PAH mit geringerem Molekulargewicht können nach Aufnahme in die äußere Wachsschicht des Blattes ins eigentliche Blattgewebe eindringen, während schwererflüchtige PAH-Komponenten sich zwar in der Cuticula anreichern, ein Übertritt ins Blattgewebe jedoch kaum beobachtet wird [Kuhn et al., 1998]. Dementsprechend kann das Verhalten von PAH zwischen oberirdischen Pflanzenteilen und der Atmosphäre mit einem 2-

Komponentenmodell zutreffend beschrieben werden [Tolls & McLachlan, 1994].

Die Angaben über den nur oberflächlich anhaftenden und abwaschbaren Anteil an PAH in oberirdischen Pflanzenteilen variieren mit Werten zwischen weniger als 25% und bis zu 78% in weiten Grenzen [Edwards, 1989].

Wachstumsfördernde Effekte von PAH auf Pflanzen sind auf die Aufnahme über die Wurzel zurückzuführen. PAH werden z.T. die Wirksamkeit als Phytohormone bei der Steuerung des Wachstums und der Entwicklung von Pflanzen zugeschrieben [Edwards, 1989].

Andererseits können PAH auch von Pflanzen selbst gebildet werden, wie dies in Algenkulturen und Getreidekeimlingen nachgewiesen wurde. Der Anteil von endogenen PAH am PAH-Gesamtgehalt in Pflanzen wird unter realen Bedingungen jedoch als gering angesehen [Debus et al., 1989; McConkey et al., 1997].

Aufgrund seiner günstigen "Sammlereigenschaften" für persistente, mittel- bis schwerflüchtige organische Komponenten wird Grünkohl verbreitet als Akkumulationsindikator im aktiven Biomonitoring von PAH-Immissionen eingesetzt [Hettche, 1971; van Haut, 1972; de Kok et al., 1993; Maier-Reiter & Bartholmeß, 1994; Radermacher & Rudolph, 1994; UMEG, 1997a]. Auch Kopfsalat (*Lactuca sativa*) findet zu diesem Zweck Verwendung [Debus et al., 1989]. Auch Laubmoose wie *Hypnum cupressiforme* eignen sich als Akkumulationsindikatoren für atmosphärische PAH-Belastungen, da die Aufnahme aus dem Substrat durch das Fehlen echter Wurzeln zusätzlich eingeschränkt ist [Debus et al., 1989; Thomas, 1984, 1986]. Die Ähnlichkeit von PAH-Aufnahmeverhalten und PAH-Profilen zwischen Moosen und Höheren Pflanzen erlaubt Rückschlüsse von Moosmonitoringergebnissen auf die übrige Vegetation [Thomas et al., 1984].

Zellkulturen von Kulturpflanzen zeigten gegenüber gelösten PAH-Einzelkomponenten wie Phenanthren sehr unterschiedliche Empfindlichkeit. So wurden an Zellkulturen von Tomaten bereits bei 1,78 mg Phenanthren/l Nährmedium deutlich Wachstums minderungen beobachtet [Harms, 1996].

AKKUMULATION UND AUFNAHME AUS DEM BODEN

Entlang von Straßenrändern werden PAH in Böden akkumuliert. Unger und Prinz [1992] fanden in Böden beiderseits von wenig- bis vielbefahrenen Straßen Baden-Württembergs PAH - bestimmt wurden 6 PAH - sowohl in Böden, als auch im Grünlandaufwuchs. Bis 10 Meter vom Fahrbahnrand lagen die Gehalte in Böden (0-5 cm Tiefe) zwischen nicht nachweisbar und 1,26 mg/kg Boden. Ab 25 Metern konnten PAH nicht oder nur im Bereich der Nachweisgrenze festgestellt werden. Entscheidender als das Verkehrsaufkommen erwies sich die Art des Straßenbelags: während an den Straßen aus Beton mit rund 50.000 Kfz/Tag Gehalte von unter 0,1 bis maximal 0,2 mg/kg in den oberen 5 cm der Böden gemessen wurden, konnten an der mit Asphalt bedeckten Straße trotz lediglich 1.200 Kfz/Tag Gehalte bis 1,26 mg/kg gemessen werden [Unger & Prinz, 1992].

Die Pflanzenverfügbarkeit von PAH im Boden wird wesentlich von seinen Sorptionseigenschaften bestimmt und vermindert sich mit steigendem Humusgehalt [Debus et al., 1989; Edwards, 1989; Hein, 1994].

Beim Grünlandaufwuchs konnte demgegenüber sowohl eine Zunahme bei steigendem Verkehrsaufkommen, als auch bei abnehmender Entfernung vom Straßenrand festgestellt werden. Die Gehalte lagen zwischen Werten unterhalb der Nachweisgrenze und 53 µg/kg TM [Unger & Prinz, 1992]. Dies zeigt den dominanten Einfluss der luftgetragenen Deposition beim Straßenrandaufwuchs.

Die Aufnahmerate über die Wurzel hängt maßgeblich von der Wasserlöslichkeit der PAH ab. Diese ist generell gering und nimmt mit steigendem Molekulargewicht weiter ab [Edwards, 1989]. Lediglich für die leichtflüchtigste PAH-Komponente, Naphthalin, ermittelten Ryan et al. [1988] in einem Modellansatz zur Boden-Pflanzenverteilung organischer Umweltchemikalien ein nennenswertes Aufnahmepotential über die Wurzel.

Erhöhte Schwermetallgehalte im Boden, wie sie im Nahbereich verkehrsreicher Straßen häufig gemeinsam mit erhöhten PAH-Gehalten auftreten, erhöhen die Aufnahme von PAH in die Pflanzenwurzeln, möglicherweise durch Veränderung bzw. Schädigung der Zellmembranen [Haas et al., 1990]. Auch die gleichzeitige Anwesenheit von PCB in Böden führt zu einer erhöhten Aufnahme von PAH [Metz et al., 1997].

Die PAH-Konzentrationen in Pflanzen liegen meist deutlich unterhalb der PAH-Gehalte in Böden. Nach Duarte-Davidson & Jones [1996] werden PAH in nennenswertem Umfang von Pflanzen aus dem Boden aufgenommen, die Bedeutung der Verlagerung innerhalb der Pflanze ist jedoch gering. Verflüchtigung aus dem Boden und nachfolgende Aufnahme in oberirdische Pflanzenteile spielt bei leichterflüchtigen PAH mit relativ niedrigem Molekulargewicht eine Rolle, nicht aber bei den schwerflüchtigen PAH-Verbindungen. Eher gering ist dagegen die Bedeutung der Aufnahme und Verfügbarkeit von PAH für Weidevieh [Duarte-Davidson & Jones, 1996].

Die biologische Dekontamination von PAH-verunreinigten Böden durch *in situ*-Verfahren vollzieht sich überwiegend auf oxidativem Weg und ist bislang meist im Bereich der niedermolekularen PAH erfolgreich [Wilson & Jones, 1993]. Der mikrobielle Abbau von Bodenverunreinigungen

durch PAH wird durch eine Vegetationsdecke bzw. eine geeignete Bepflanzung wesentlich gefördert [Shimp et al., 1993]. Ohne Durchwurzelung des Bodens durch Pflanzen hemmen PAH-Komponenten die Aktivität der Bodenmikroorganismen, wodurch der Abbau der Verunreinigungen wiederum behindert wird [Lee & Banks, 1993]. Auswaschung, Aufnahme oder abiotischer Abbau sind gegenüber dem in der Wurzelzone ablaufenden PAH-Abbau durch Mikroorganismen unbedeutend [Reilley et al., 1996].

Empfindlicher als andere Wachstumsparameter reagieren die Luftstickstoff-sammelnden Wurzelknöllchen der Schmetterlingsblütler (Leguminosen) auf PAH-Verunreinigungen im Boden [Wetzel et al., 1991]. Bereits 5 µg einzelner PAH-Komponenten bzw. 10 µg eines Extraktes aus verunreinigtem Boden verursachen in einem *in vitro*-Testsystem mit Luzerne-Jungpflanzen (*Medicago sativa*) und Symbiose-Bakterien (*Rhizobium meliloti*) eine deutliche Minderung der Anzahl ausgebildeter Wurzelknöllchen [Wetzel et al., 1991].

15 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

15.1 Zusammenfassung

WIRKUNGEN

In der nebenstehenden Abbildung sind die Wirkungsbandbreiten der Belastungssituation gegenübergestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Belastungsniveaus in der Umwelt mussten verschiedene Größenordnungen in der Skalengraphik verwendet werden.

Humantoxizität

Akut sind PCB für Säuger kaum toxisch. Umso gefährlicher wirkt sich ihre durch eine hohe Anreicherung in der Nahrungskette noch verstärkte chronische Toxizität aus. Sie äußert sich in Chlorakne, neuronalen Schädigungen, Hemmung der Immunabwehr und dadurch erhöhte Infektanfälligkeit, Veränderungen im Steroidmetabolismus und Fortpflanzungsstörungen.

Darüber hinaus gelten PCB als kanzerogen. Da coplanare PCB mechanistisch wie Dioxine wirken, wurden für diese Kongenere analog den Dioxinen Äquivalenzfaktoren der Toxizität aufgestellt. Danach stellen PCB wegen ihrer höheren Konzentrationen in biologischen Proben ein höheres Krebsrisiko dar als Dioxine.

Tiere

Lebern von Mäusen am Fahrbahnrand einer Autobahn sind 4- bis 8-fach höher mit PCB belastet, als die Lebern von Tieren in 300 m Entfernung. Insektivor lebende Spitzmäuse zeigen eine im Mittel 9 bis 16 mal stärkere Anreicherung von höher chlorierten Kongeneren als herbivor lebende Mäuse.

Pflanzen

PCB sind persistente Verbindungen, in Wasser kaum löslich und in (humusreichen) Böden nur gering pflanzenverfügbar. Die Aufnahme aus der Luft bestimmt die PCB-Belastung der Vegetation. Pflanzen werden selbst nicht geschädigt. Anreicherung in Pflanzen führt jedoch zur Belastung der menschlichen Nahrung. Grünkohl dient als gebräuchlicher Akkumulationsindikator.

BELASTUNGSSITUATION

Trend

Der Schwerpunkt der Anwendung von PCB in offenen Systemen lag in den 60er und frühen 70er Jahren. Nach dem Produktionsstopp für PCB (USA, Großbritannien: 1977; BRD: 1983) und der Einschränkung bzw. dem Verbot der Anwendung in offenen Systemen (BRD: 1989) wird auch ihr Einsatz in geschlossenen Systemen durch Austausch und Ersatz mit weniger problematischen Stoffen laufend reduziert.

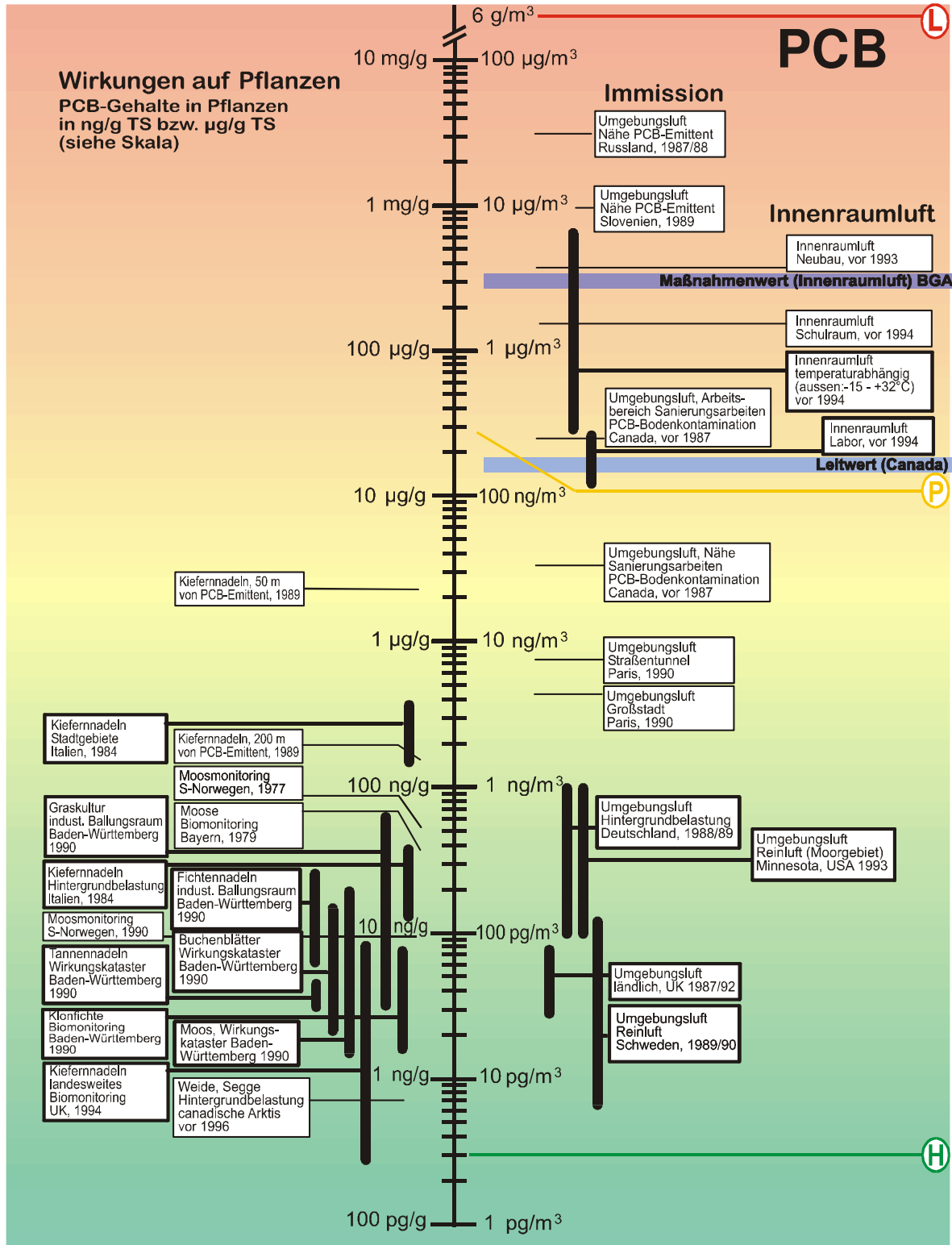
Emission

Der Kfz-Verkehr muss als potentielle PCB-Quelle betrachtet werden. PCB entstehen im Motorenöl nicht während des Gebrauchs, sondern vorrangig durch den Raffinationsprozess bei der Wiederverwendung von Altöl. In Altölprouben wurden PCB in Konzentrationen bis 160 mg/kg nachgewiesen.

Weitere mögliche Quellen für PCB-Emissionen können Reifenabrieb und Abgase von Dieselfahrzeugen sein sowie PCB-verunreinigte Getriebeöle, die durch Leckagen oder bei Unfällen freigesetzt werden.

Immission

Als eine fast kontinuierlich emittierende Quelle für PCB ist inzwischen der Boden anzusehen, der nach der verbreiteten Anwendung und den erhöhten PCB-Emissionen in den 60er und 70er Jahren rund 90% aller PCB in der Umwelt West- und Mitteleuropas enthält. Er steht in ständigem Austausch mit den abnehmenden PCB-Konzentrationen der Umgebungsluft. Mit diesem allmählichen Ausgasen insbesondere der leichterflüchtigen niederchlorierten PCB-Kongenere verschiebt sich das PCB-Profil im Boden in Richtung der schwererflüchtigen höherchlorierten PCB.



Die Bezeichnungen H, P und L entstammen der Risiko-Kennlinie (v.d. Trenck et al., 1993a, b; v.d. Trenck & Jaroni, 1998).
H = Hintergrund - vernachlässigbares Risiko,
P = Prüfwert, der chronisch toxische Wirkun-

gen gerade ausschließt - tolerierbares Risiko,
L = Letalkonzentration bei kurzzeitiger, akuter
Exposition - extremes Risiko.

Tab. 1: Grenz-, Richt- und Orientierungswerte für PCB

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration (ng Σ PCB/m ³)	Quelle
Leit-, Orientierungs- und Zielwerte (Gehalte in der Luft)			
<u>Orientierungswerte BW (Mensch)</u>			
H-L	Hintergrund Luft	0,003	v.d. Trenck & Jaroni, 1999
P-L	Prüfwert Luft	300	
L-L	letale Konzentration	6 g/m³	
Zielwert, Sanierungsleitwert zur Begrenzung der Raumluftbelastung		< 300	BGA 1990
Vorsorgewert/Orientierungswert zur Begrenzung der Raumluftbelastung		300 - 3 000	
Maßnahmenwert, Eingreifwert		> 3 000	
internationale Leit-, Orientierungs- und Zielwerte (Gehalte in der Luft)			
Ontario (Canada): Air Quality Guideline (Umgebungsluft)	24-Std-Mittelwert	150	Hosein et al., 1987

Tab. 2: Leit-, Orientierungs- und Zielwerte (Gehalte im Boden)

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration (mg Σ PCB/kg)	Quelle
Hintergrund Boden (H-B)	Altlasten und	0,05	VwV Orientierungswerte B-W
Prüfwert Pflanzen (P-P)	Schadensfälle	1,5	
Prüfwert Kinderspielplatz (P-M1)		3	

Tab. 3: Leit-, Orientierungs- und Zielwerte (Gehalte im Grundwasser)

Schutzziel	Zeitbezug, Definition	Konzentration (μ g Σ PCB/l)	Quelle
Prüfwert Grundwasser/Eluat (P-W)	Altlasten und Schadensfälle	0,05	VwV Orientierungswerte B-W

15.2 Chemie, Emission, Immission, Deposition und Trend

15.2.1 Chemie

Anders als polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), die in nennenswertem Umfang auch aus natürlichen Quellen emittiert werden, sind polychlorierte Biphenyle vom Menschen synthetisierte Substanzen ohne natürliches Vorkommen. Aufgrund ihrer hohen chemischen und thermischen Stabilität und weiterer günstiger Stoffeigenschaften haben PCB seit ihrer ersten industriellen Produktion 1929 vor allem als Hydraulik- und Übertragungsflüssigkeit, Dichtungs- und Flammschutzmittel, Imprägniermittel und Weichmacher weite Anwendung und Verbreitung gefunden.

Die insgesamt 209 PCB-Einzelkomponenten (Kongenere) liegen in den technischen PCB-Mischungen als chemisch schwer trennbares Stoffgemisch in unterschiedlichen Mengenanteilen vor. Die technischen PCB-Gemische unterscheiden sich in der Anzahl der Chlor-Atome je Molekül und dadurch in ihren chemisch-physikalischen Eigenschaften.

Mit steigendem Chlorierungsgrad und damit steigendem Molekulargewicht der einzelnen Kongenere nehmen generell der Siedepunkt und die Fettlöslichkeit (Lipophilie), gemessen als n-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient K_{ow} , zu. Der Dampfdruck als Maß der Flüchtigkeit sowie die Wasserlöslichkeit - die bei allen PCB ohnehin gering ist - nehmen mit zunehmendem Chlorierungsgrad und steigendem Molekulargewicht generell ab. Zusätzlich hat das Chlorierungsmuster, d.h. die Position der Chloratome am 2-Ring-Molekül des Biphenyls, Einfluß auf die chemisch-physikalischen, vor allem aber auf die toxischen Eigenschaften der PCB [LfU, 1995].

Niederchlorierte PCB verteilen sich entsprechend ihrem Dampfdruck gasförmig in die Luft, während die schwererflüchtigen,

hochchlorierten Kongenere unter Normalbedingungen bis zu 40% an Partikel gebunden sind. Diese Verteilung zwischen Gas- und Partikelphase bestimmt den Verbleib und das Transportverhalten der PCB in der Atmosphäre [LfU, 1995].

PCB unterliegen in der Atmosphäre einem Abbau durch Reaktion mit OH-Radikalen [Klöppfer et al., 1988; Anderson & Hites, 1996] und - ähnlich wie polychlorierte Dioxine und Furane [Sivils et al., 1993] - einem direkten Photoabbau unter Lichteinwirkung. Niederchlorierte PCB fallen mit atmosphärischen Halbwertszeiten von wenigen Tagen diesen abiotischen Abbaumechanismen rascher anheim als höherchlorierte und nehmen daher in der Atmosphäre tendenziell in ihrer Konzentration ab [Harrad et al., 1994; Anderson & Hites, 1996].

15.2.2 Emission

Der Schwerpunkt der Anwendung von PCB in offenen Systemen lag in den 60er und frühen 70er Jahren [Sanders et al. 1993]. Nach dem Produktionsstopp für PCB (USA, Großbritannien: 1977; BRD: 1983) und der Einschränkung bzw. dem Verbot der Anwendung in offenen Systemen (BRD: 1989) wird auch ihr Einsatz in geschlossenen Systemen durch Austausch und Ersatz mit weniger problematischen Stoffen laufend reduziert [Basler, 1995; LfU, 1995].

In der Bundesrepublik Deutschland sind überwiegend in geschlossenen Systemen noch rund 40 000 bis 50 000 Tonnen PCB installiert [LfU, 1995]. PCB gelangen aus offenen Systemen vorwiegend durch langsame, aber stetige Verflüchtigung in die Atmosphäre oder dringen aus geschlossenen Systemen durch Leckagen, Unfälle oder Brände in die Umwelt und gehen dann allmählich in die Gasphase über.

VERKEHRSBEDINGTE PCB-EMISSIONEN

Ohsaki & Matsueda [1994] bestätigen erhöhte PCB-Gehalte mit einem deutlichen Überwiegen von Tetrachlorbiphenylen (4-CB) im Einflussbereich verkehrsreicher Straßen. Der Kfz-Verkehr muss daher als potentielle PCB-Quelle betrachtet werden.

Emissionen von PCB aus schweren Dieselmotoren skandinavischer Fähren wurden in der Größenordnung von $20 \text{ ng } \Sigma \text{ PCB} / \text{m}^3$ bzw. $120 \text{ ng } \Sigma \text{ PCB} / \text{kWh}$ beobachtet. Auf schwere Lkw-Dieselmotoren extrapoliert könnten hieraus Emissionsfaktoren in der Größenordnung von knapp $1 \text{ } \mu\text{g} / \text{km}$ abgeleitet werden. Angaben über PCB-Emissionen aus Straßenfahrzeugen sind nicht verfügbar [Cooper et al., 1996].

Eine weitere mögliche Quelle für PCB sind Getriebeöle, die PCB enthalten und durch Leckagen oder bei Unfällen freigesetzt werden können [Hewstone, 1994]. Motorenöl enthält in der Regel keine PCB, wenn es nicht aus Altöl raffiniert bzw. mit Altölen verschnitten wurde [Kuhlmann, 1985]. PCB entstehen im Motorenöl nicht während des Gebrauchs - obwohl dies generell denkbar wäre -, sondern vorrangig durch den Raffinationsprozess bei der Wiederverwendung von Altöl. PCB-Gehalte bis $60 \text{ mg} / \text{kg}$ wurden in "Billigöl", $160 \text{ mg} / \text{kg}$ in Altöl nachgewiesen [Kuhlmann, 1985].

Verschiedene Feststoff-Fractionen aus der Verschrottung von Altfahrzeugen enthielten stets PCB-Gehalte unter 15 ppm , meist sogar unter 2 ppm . Im Motorenöl dieser Fahrzeuge wurden keine PCB gefunden [Pylypiw, 1991].

15.2.3 Immission

PCB liegen in der Umgebung von Reinluftgebieten und in Großstadtluft in Konzentrationen von wenigen pg / m^3 bis zu mehreren Tausend pg / m^3 vor [Brorström-Lunden et al., 1994; Halsall et al., 1995]. Deutlich höher kann die Konzentration in der Umge-

bung von Deponien (mit PCB-haltigen Alt-Abfällen) oder in der Nähe spezifischer PCB-Emittenten liegen [Bobovnikova et al., 1993; Jan et al., 1994].

Als eine fast kontinuierlich emittierende Quelle für PCB ist inzwischen der Boden anzusehen, der nach der verbreiteten Anwendung und den erhöhten PCB-Emissionen in den 60er und 70er Jahren rund 90% aller PCB in der Umwelt West- und Mitteleuropas enthält. Er steht in ständigem Austausch mit den rasch abnehmenden PCB-Konzentrationen der Umgebungsluft und gibt derzeit mit einer mittleren Rate von ca. $1 \text{ } \mu\text{g } \Sigma \text{ PCB} / \text{m}^2 / \text{d}$ PCB in die Atmosphäre ab [Alcock & Jones, 1993]. Mit diesem allmählichen Ausgasen insbesondere der leichterflüchtigen niederchlorierten PCB-Kongeneren verschiebt sich das PCB-Profil im Boden in Richtung der schwererflüchtigen höherchlorierten PCB [Alcock et al., 1993; Harrad & Jones, 1993].

Die Abnahme von PCB aus klärschlammbehandelten Böden im Verlauf mehrerer Jahre weisen auch Gan & Berthouex [1994] nach, wobei sich die Halbwertszeiten der Verlusten mit steigender Anzahl von Cl-Atomen von 7 bis 11 Monate (2-CB) auf 11 bis 58 Monate (4-CB) verlängern. Ob es sich dabei um Verflüchtigung, Auswaschung oder Abbau handelt, bleibt jedoch ungeklärt.

Die Verteilung von PCB-Kongeneren zwischen Gasphase und Partikelphase wird bestimmt von den Unterschieden ihres Chlorierungsgrades, Molekulargewichts und damit ihrer Flüchtigkeit. In Bodenproben aus geschützter Umgebung (z.B. Höhlen) wurden Verschiebungen des PCB-Profils zugunsten der niederchlorierten, leichterflüchtigen PCB-Kongeneren gefunden, da hier der Austrag durch den Wind entfällt, der die gasförmigen Komponenten besonders erfasst, während vorwiegend an Partikel gebundene PCB rascher der Deposition unterliegen [DiDomenico et al., 1993].

15.2.4 Deposition

Im Nahbereich verkehrsreicher Straßen ($\geq 50\,000$ Kfz/Tag) können erhöhte PCB-Gehalte im Boden nachgewiesen werden, die mit zunehmender Entfernung von der Fahrbahn innerhalb von 20 - 30 m rasch zurückgehen. Damit folgen sie dem Verteilungsmuster bekannter Kfz-Emissionen wie z.B. Blei oder PAH.

Erhöhte PCB-Gehalte in straßennahen Böden wurden nur bei hohem Verkehrsaufkommen und beschränkt auf den Nahbereich der Fahrbahn ≤ 5 m gefunden. Der Kfz-Verkehr ist demzufolge als eine Quelle für PCB anzusehen, seine Auswirkungen sind jedoch bislang nur im unmittelbaren Nahbereich sicher nachweisbar [Benfenati et al., 1992; Unger & Prinz, 1992].

Erhöhte PCB-Gehalte wurden in der Luft eines Straßentunnels ermittelt, wobei ein atypisch hoher Anteil (71%) der PCB in der Partikelphase vorlag [Granier & Chevreuil, 1991]. Das PCB-Profil dieser Proben ist dabei deutlich zugunsten niederchlorierter, leichterflüchtiger PCB verschoben. Der hohe Anteil an partikelgebundenen PCB ist teilweise durch den höheren Staubgehalt der Tunnelluft erklärbar [Granier & Chevreuil, 1991].

15.2.5 Trend

In archivierten Boden- und Pflanzenproben ist anhand der sprunghaft steigenden PCB-Gehalte der Einsatz und die Verbreitung von PCB fast jahrgenau nachvollziehbar [Alcock et al., 1993; Jones et al., 1995; Harner et al., 1995]. Ebenso sind mit der Beendigung von Produktion und Einsatz sowie mit nachlassender Verbreitung von PCB auch die Trends der PCB-Gehalte in diesen Umweltmedien deutlich rückläufig, bis in eine Größenordnung, die der PCB-Belastung der frühen 40er Jahre entspricht [Alcock et al., 1993; Harner et al., 1995].

Die vertikale Verteilung von PCB im Bodenprofil belegt den atmosphärischen Eintrag als hauptsächliche Belastungsquelle sowie die geringe Verlagerungstendenz innerhalb des Bodens [Ohsaki & Matsueda, 1994]. Mit steigendem Humusgehalt nimmt generell auch der PCB-Gehalt des Oberbodens zu, da PCB sehr eng an diese organische Phase des Bodens gebunden sind und damit weniger der Verflüchtigung unterliegen [Hein, 1994; LfU, 1995].

Die mit steigendem Chlorierungsgrad zunehmende Persistenz der PCB kommt auch im Boden in einer langfristigen Verschiebung des PCB-Kongeneren-Musters zum Ausdruck [Harrad et al., 1994].

In Großbritannien zeigt die PCB-Immissionskonzentration von 1972 bis 1992 einen deutlichen Rückgang von ca. 400 auf rund 60 pg/m^3 [Jones et al., 1995].

Auf der Basis archivierter Pflanzenproben aus landwirtschaftlichen Dauerversuchen kann der PCB-Eintrag in die Vegetation über einen noch längeren Zeitraum zurückverfolgt werden. Die Daten zeigen, dass die Vegetationsbelastung durch PCB, die fast ausschließlich immissionsbedingt ist, zwischen 1965 und 1969 hohe Spitzenwerte bis zu $2.200\text{ }\mu\text{g/kg TS}$ erreichte, um dann innerhalb weniger Jahre auf $< 500\text{ }\mu\text{g/kg TS}$ zu fallen und in den späten 80er Jahren Werte unter $100\text{ }\mu\text{g/kg TS}$ zu erreichen [Jones et al., 1992]. Während dieses Zeitraumes zeigt sich eine bemerkenswerte Veränderung des PCB-Profils zugunsten der höherchlorierten, schwerflüchtigen Kongenere und belegt damit die unterschiedliche Persistenz höher- und niederchlorierter PCB-Kongenere [Jones et al., 1992].

15.3 Wirkungen

15.3.1 Humantoxizität

Mit LD₅₀-Werten von 0,4 bis 11 g/kg für Ratten und Mäuse sind PCB kaum akut toxisch und galten daher lange Zeit als unbedenklich. Ihre Gefährlichkeit zeigte sich erstmals 1968 in Japan, wo über 1000 Personen an PCB-haltigem Speiseöl erkrankten (jap. Yusho = Reisölkrankheit). Dabei traten folgende Symptome auf: Chlorakne, Hyperpigmentierung einzelner Hautpartien, Haarausfall, neuronale Schädigungen, erhöhte Infektanfälligkeit der Atemwege, Leberschädigung, Fortpflanzungsstörungen, Veränderungen im Steroidmetabolismus, erhöhte Serum-Triglyceride und eine verminderte Antikörperreaktion.

Verschiedene Tierarten (Fischotter, Robben, Nerze und Seevögel, aber auch Rhesusaffen) zeigten teratogene und embryotoxische Wirkungen bei täglichen Dosen um 10 mg/kg Fett. Bei der enormen Bioakkumulation im aquatischen Ökosystem mit Faktoren bis zu 10⁷ dürfen daher die PCB-Konzentrationen im Wasser 1 ng/l nicht wesentlich übersteigen, damit bei Endgliedern der Nahrungskette keine Fortpflanzungsstörungen auftreten.

Darüberhinaus gelten PCB als kanzerogen. Basierend auf diversen chronischen Fütterungsstudien aus den 70er und 80er Jahren klassifiziert die US-EPA die PCB als kanzerogen im Tierversuch. Eine aktuelle Bewertung [Cogliano, 1998] die auch eine neuere Krebsstudie mit häufig verwendeten technischen PCB-Gemischen berücksichtigt [Brunner et al., 1996], bestätigt diese Einschätzung und empfiehlt (trotz fehlender Gentoxizität der PCB *in vitro*) eine lineare Extrapolation des Risikos auf niedrige Dosen, weil jede PCB-Exposition auf eine relativ hohe Grundbelastung an dioxinähnlich wirkenden Stoffen im menschlichen Körper aufsetzt und weil sich gerade die toxischeren PCB in biologischen Proben besonders anreichern.

Insbesondere die coplanaren PCB wirken nach dem gleichen Mechanismus wie Dioxine. Daher wurden für diese Kongenere analog den Dioxinen Äquivalenzfaktoren der Toxizität aufgestellt, um das Risiko von Substanzgemischen angemessen abschätzen zu können. Obwohl PCB mit Äquivalenzfaktoren von 0,1 bis 0,00001 etwas weniger toxisch sind als die meisten polychlorierten Dioxine und Furane, ist wegen der höheren Absolutkonzentrationen ihre Summe an toxischen Äquivalenten in menschlichen Geweben und in der Umwelt höher. Somit stellen die PCB im Allgemeinen ein höheres Risiko dar als Dioxine.

Es fehlt jedoch ein statistisch gesicherter Zusammenhang zwischen der Aufnahme von PCB und der Krebsmortalität des Menschen. Daher stuft die Lebensmittelkommission der DFG die PCB als Promotoren ein und leitet eine duldbare tägliche Aufnahmemenge (DTA) von 1 µg/kg/d als Schwellendosis ab. Nach einer Empfehlung des ehemaligen BGA gelten Konzentrationen in Innenräumen von < 300 ng/m³ als unbedenklich.

Der MAK-Wert für PCB-Gemische mit 42% Chlorgehalt liegt bei 1,1 mg/m³ und für 54% Chlorgehalt bei 700 µg/m³ [Fiedler et al., 1995; Zimmermann & Schlatter, 1995].

BELASTUNG VON NAHRUNGSMITTELN

In zahlreichen Untersuchungen konnte ein Transfer von PCB aus Böden in alle Teile von Pflanzen festgestellt werden. In einer von der LfU [1998a] herausgegebenen Literaturstudie werden von verschiedenen Autoren ermittelte Transferfaktoren zwischen Werten unterhalb der Nachweisgrenze und 9,9 angegeben; die meisten der ermittelten Transferfaktoren liegen jedoch im Bereich 10⁻³ bis 10⁻¹. Bei einem Großteil der untersuchten Pflanzenorgane konnte keine Aufnahme von PCB festgestellt werden.

Eine Kontamination von Nahrungsmitteln kann sowohl über den Pfad Boden → Pflanze direkt, als auch über den

Pfad (Boden)-Luft-Pflanze erfolgen. Eine Unterscheidung der beiden Kontaminationspfade ist methodisch schwierig und führte in einigen Untersuchungen zu unrealistisch hohen Transferfaktoren. In einer Untersuchung von Kolb et al. [1996] konnte der Einfluss atmosphärischer Einträge und die Verflüchtigung aus dem Boden mit anschließender Aufnahme über die Blätter ausgeschlossen werden. Danach konnte bei Tomaten die Aufnahme von PCB 77 aus dem Boden in die Wurzeln, nicht aber die Verlagerung bis in den Spross nachgewiesen werden.

Die PCB-Belastung des Menschen ist ganz überwiegend durch die Nahrungsaufnahme bestimmt. Der mit der Atmung aufgenommene Anteil liegt auch bei den leichterflüchtigen PCB-Kongeneren unter 4% [Duarte-Davidson & Jones, 1994]. Bei den niedrigchlorierten PCB überwiegt Gemüse als wichtigste PCB-Quelle (ca. 80%) gegenüber Fleisch (ca. 6%), Milch incl. Milchprodukten (6%) und Fisch (3%) [Duarte-Davidson & Jones, 1994]. Höherchlorierte, schwerflüchtigere PCB finden sich dagegen vorwiegend in fetthaltigen Nahrungsmitteln wie Fisch (40%), Fleisch (25%), Milch und Milchprodukten (22%). Blattgemüse liefert keinerlei Beitrag und Wurzelgemüse trägt nur 1,5% zur Belastung durch höherchlorierte PCB bei [Duarte-Davidson & Jones, 1994].

Durch Eintrag aus der Luft findet in der Nahrungskette Luft → (Boden→) Gras bzw. Mais → Kuhmilch → Humanmilch für die verschiedenen PCB-Kongeneren eine deutliche Anreicherung statt [McLachlan, 1996]. Aus Immissionskonzentrationen zwischen $0,13 \text{ pg/m}^3$ (PCB 194) und 29 pg/m^3 (PCB 101) resultieren Bodengehalte von 23 ng/kg bzw. 110 ng/kg und Gehalte in Pflanzen zwischen 30 und 250 ng/kg FS (nur PCB 101). In Kuhmilch wurden 80 ng/kg bzw. 160 ng/kg Fett, in Humanmilch $7\,800 \text{ ng/kg}$ bzw. $1\,100 \text{ ng/kg}$ Fett gefunden [McLachlan, 1996].

Umfangreiche Routineuntersuchungen von Kuhmilch ergaben Mittel- und Höchstwerte für PCB 101 von $5\,100 \text{ ng/kg}$ bzw. $28\,000 \text{ ng/kg}$ Fett, für PCB 180 von $6\,500 \text{ ng/kg}$ bzw. $53\,000 \text{ ng/kg}$ Fett [Buchholz, 1994]. Generell steigt die Bioakkumulation (Bioakkumulationsfaktor > 1) für den Übergang Weidefutter → Kuhmilch mit steigendem Chlorierungsgrad der PCB. Von Bedeutung für das Akkumulationsverhalten ist aber zudem auch das Chlorierungsmuster, d.h. die Anordnung der Cl-Atome am Biphenyl-Molekül [Fries, 1996].

15.3.2 Wirkungen auf Tiere

Bei der Untersuchung von Mäusen nahe der Autobahn konnten die höher chlorierten Kongeneren (PCB 153, 138, 180, 170) vorwiegend in den Lebern von insektivoren Waldspitzmäusen nachgewiesen werden. Diese Mausart war im Mittel 9 bis 16 mal höher mit den genannten Substanzen belastet als die herbivoren Gelbhalsmäuse. Insbesondere die Mäuse, die direkt an der Fahrbahn gefangen wurden, waren hoch mit PCB belastet. Sie hatten gegenüber den Tieren eines 300 Meter von der Autobahn entfernten Standortes die 4 bis 8 fache Menge akkumuliert [Allgöwer et al., 1996; LfU, 1998b].

Der Maximalwert der Gesamt-PCB-Belastung wurde bei einer Waldspitzmaus gemessen und belief sich auf $1,5 \text{ ppm}$ Leberfrischgewicht beziehungsweise $68,4 \text{ ppm}$ Fettgehalt. Er liegt damit bis zu 70-fach über dem kritischen Level von ca. 1 ppm im Milchfett von Rhesusaffen [Lorenz & Neumeier, 1983; LfU, 1995; LfU, 1998b].

15.3.3 Wirkungen auf Pflanzen

SCHADSTOFFANREICHERUNGEN UND REAKTIONEN

Der Austausch leichterflüchtiger, niedrigchlorierter PCB zwischen der Gasphase der Atmosphäre und der Vegetationsoberfläche gestaltet sich außerordentlich dynamisch [Hornbuckle & Eisenreich, 1996]. Mit der

Tages- und der Jahresdynamik von Temperatur und Luftfeuchte variiert die Konzentration leichterflüchtiger PCB innerhalb weniger Stunden um das 2- bis 10-fache [Hornbuckle & Eisenreich, 1996; Kömp & McLachlan, 1997a]. Zwischen verschiedenen Pflanzenarten schwankt das Akkumulationsvermögen gegenüber PCB aus der Atmosphäre sowie die Temperaturabhängigkeit der Anreicherung erheblich [Kömp & McLachlan, 1997b].

Abhängig von der Relation der PCB-Gehalte in oberirdischen Pflanzenteilen und umgebender Luft sowie den Umgebungsbedingungen (Temperatur) nimmt die Pflanze PCB auf bzw. gibt diese wieder an die Umgebungsluft ab [Bacci & Gacci, 1987; Reischl et al., 1989]. Maßgebliche Stoffkenngrößen für das Gleichgewichtsverhalten zwischen Pflanze und Atmosphäre ist die Neigung, sich in fettartigen Medien anzureichern (ausgedrückt als Verteilungskoeffizient zwischen n-Octanol und Wasser = K_{ow}) sowie der Verteilungskoeffizient zwischen Luft und Wasser (Henry-Konstante). Letzterer ergibt sich aus der Flüchtigkeit (Dampfdruck) und der Wasserlöslichkeit eines Stoffes. Auf der Basis dieser Stoffgrößen lässt sich mittels Mehrkompartimenten-Modellen, welche die verschiedenen Bestandteile einer Pflanzenzelle simulieren, in guter Näherung das Akkumulationsverhalten z.B. von PCB in Pflanzen abschätzen [Müller et al., 1994].

Bioakkumulationsfaktoren, d.h. die Relation zwischen PCB-Gehalt in der Atmosphäre (in ng/Liter) und in Pflanzen (in ng/Liter bzw. ng/kg), betragen für Σ PCB zwischen $1,7 \times 10^7$ und $2,2 \times 10^7$, unterscheiden sich jedoch zwischen den verschiedenen PCB-Kongeneren im Bereich zwischen $8,7 \times 10^5$ für PCB 28 und $6,5 \times 10^7$ für PCB 180 [Morosini et al., 1993].

Die Aufnahme über die Gasphase spielt für die PCB-Belastung der Vegetation die deutlich dominierende Rolle [Granier & Chevreuil, 1992; Umlauf et al., 1994a]. Grund-

sätzlich ist dabei nicht nur der atmosphärische Eintrag mehr oder weniger ferner Emissionsquellen zu berücksichtigen, sondern auch die Aufnahme gasförmiger PCB, die durch Verflüchtigung unmittelbar aus dem benachbarten Boden stammen [Iwata & Gunther, 1976]. Die Verflüchtigung von zuvor abgelagerten PCB aus dem Boden gilt als eine bedeutsame Quelle für die atmosphärische PCB-Belastung der Vegetation und führt vorrangig auf diesem Pfad - und nur zu geringen Anteilen über einen systemischen Transport - zur Anreicherung von PCB in oberirdischen Pflanzenteilen [Bacci & Gacci, 1985].

Die Aufnahme von Luftverunreinigungen in oberirdischen Pflanzenteilen kann prinzipiell über mehrere Routen erfolgen [Paterson et al., 1990]: Aufnahme durch die Spaltöffnungen in der Blattoberfläche; Anreicherung in der wachsartigen Schutzschicht der Blätter und Übertritt ins Blattgewebe; Ablagerung fester oder an Partikeln gebundener Stoffe auf der Blattoberfläche mit anschließendem Übertritt über die wässrige Phase oder durch die Cuticula.

Das Verhalten von PCB zwischen Umgebungsluft, Cuticula und dem Blattgewebe unterscheidet sich zwischen den PCB-Kongeneren unterschiedlichen Molekulargewichts deutlich [Umlauf et al., 1994b] und kann mit einem 2-Komponentenmodell zutreffend beschrieben werden [Tolls & McLachlan, 1994]: Höherchlorierte, schwererflüchtige PCB reichern sich in der Cuticula zwar an, der Übertritt ins Blattgewebe ist jedoch sehr gering. Leichterflüchtige, niederchlorierte PCB wandern innerhalb weniger Stunden bzw. Tage aus der äußeren Wachsschicht des Blattes ins Blattinnere [Tolls & McLachlan, 1994; Paterson et al., 1990].

Aufgrund dieser Unterschiede treten charakteristische Verschiebungen im PCB-Profil, d.h. im Verhältnis der PCB-Kongeneren zueinander, in der Cuticula von

Pflanzen auf [Rippen & Wesp, 1993; Harrad et al., 1994].

Demgegenüber liegen die Verhältnisse bei der Anreicherung von PCB auf Baumborke gerade umgekehrt, da hier die schwerflüchtigen hochchlorierten PCB mit 7 und 8 Cl-Atomen gegenüber der Zusammensetzung der PCB in der Atmosphäre deutlich angereichert werden [Hermanson & Hites, 1990]. Offensichtlich spielt in diesem Fall der Dampfdruck als Maß für die Flüchtigkeit der PCB eine größere Rolle für die Verteilung als die Fettlöslichkeit [Hermanson & Hites, 1990].

AUFNAHME AUS DEM BODEN

Der Boden gilt als Senke der atmosphärischen PCB-Belastung und enthält annähernd 90% der aktuellen PCB-Menge in der Umwelt [Harrad et al., 1994]. Die Aufnahme von PCB über die Wurzel in Pflanzen ist nach Meinung von Simonich & Hites [1995] gering, bei hohen PCB-Gehalten im Boden aber nachweisbar. Duarte-Davidson & Jones [1996] verweisen dagegen auf eine PCB-Aufnahme in nennenswertem Umfang. Die Bioakkumulationsfaktoren für den Übergang Boden → Pflanzen sind kleiner als 1, d.h. die PCB-Konzentration im Pflanzengewebe liegt unterhalb des PCB-Gehalts im Boden [Pal et al., 1980; O'Connor et al., 1990].

Die Verlagerung innerhalb der Pflanze wird als gering angesehen. Dennoch konnte in zahlreichen Untersuchungen ein Transfer von PCB aus Böden in alle Teile von Pflanzen festgestellt werden.

Transportvorgänge innerhalb der Pflanze vollziehen sich in wassergebundenen Strömen in den Gefäßbahnen. Substanzen mit geringer Wasserlöslichkeit und hoher Fettlöslichkeit können nur in niedrigen Konzentrationen im Transpirationsstrom auftreten und dementsprechend nur in geringem Umfang zwischen Pflanzenorganen verlagert werden [Polder et al., 1995]. Der Transport von PCB aus der äußeren Wurzelrinde ins

Innere der Wurzel ist gering; rund 97% des PCB-Gehaltes belasteter Möhrenwurzeln finden sich in der Wurzelrinde [Debus et al., 1989]. Niederchlorierten PCB-Kongeneren gelingt dabei eher der Übertritt ins Wurzelinnere als höherchlorierten [Iwata & Gunther, 1976]. So finden sich trotz PCB-Belastung durch 14-fach höhere Bodengehalte in den Hüllblättern von Maiskolben nur 2,5-fach erhöhte PCB-Gehalte, während die Körner selbst keinerlei Unterschiede zwischen den Belastungsstufen zeigen und generell sehr viel geringere PCB-Konzentrationen aufweisen [Shane & Bush, 1989]. Dabei ist grundsätzlich daran zu denken, dass bei der gegebenen Versuchsanordnung eine direkte oberirdische Aufnahme aus der Atmosphäre von ausgasenden PCB aus dem Boden wesentlich mehr zur PCB-Belastung beitragen kann als der Transport über die Wurzel.

In einer von der LfU [1998a] herausgegebenen Literaturstudie werden von verschiedenen Autoren ermittelte Transferfaktoren zwischen Werten unter der Grenze eines nachweisbaren Transfers bis ca. 10 angegeben. Bei einem Großteil der untersuchten Pflanzenorgane konnte keine Aufnahme von PCB festgestellt werden. Die meisten der zahlenmäßig angebbaren Transferfaktoren liegen im Bereich 10^{-3} bis 10^{-1} .

Der PCB-Gehalt in der Bodenlösung ist aufgrund des hohen Bindungsvermögens der PCB an die organische Substanz des Bodens und ihre geringe Wasserlöslichkeit meist sehr niedrig. Für die Aufnahme aus der Bodenlösung besteht jedoch ein direkter positiver Zusammenhang zwischen der Fettlöslichkeit (Verteilungskoeffizient K_{OW}) und dem Wurzel-Konzentrationsfaktor, d.h. dem Anreicherungsvermögen der Wurzel aus der Bodenlösung [Reischl et al., 1989; Polder et al., 1995].

Eine Nebenwirkung erhöhter PCB-Belastung in Böden ist die verstärkte Verfügbarkeit und Aufnahme von Schwermetallen (Cadmium, Kupfer) durch Pflanzenwur-

zeln, vermutlich aufgrund der Bildung metallorganischer Komplexe oder durch Verdrängung von Schwermetallen von ihren Sorptionsplätzen im Boden [Dorn & Metz, 1996].

Horstmann & McLachlan [1996] beschreiben einen Mechanismus, durch den die an die Cuticula gebundenen leicht- bis mittel-flüchtigen chlororganischen Verbindungen wie PCB direkt, d.h. unabhängig vom Nadelnfall, in den Waldboden eingetragen werden. Vermutlich vollzieht sich diese PCB-Deposition durch Eintrag von Wachs mit hohen PCB-Gehalten aus der Cuticula der Nadeln (Abtropfen, Erosion der Cuticula). Diese PCB-Deposition beträgt insbesondere im Sommer ein Mehrfaches der über Niederschlag und abfallende Nadeln eingetragenen PCB-Menge und erklärt die deutlich erhöhten PCB-Gehalte in Waldböden mit einem charakteristischen PCB-Profil (hohe Gehalte niederchlorierter PCB) [Horstmann & McLachlan, 1996].

Bei sehr hohen Bodenbelastungen von ≥ 1 mg/kg wurden Wachsminderungen bei der Sojabohne (*Glycine max*) beobachtet. Derartige PCB-Gehalte werden auf den landwirtschaftlich genutzten Böden in

Deutschland deutlich, meist um den Faktor >10 , unterschritten [Hein, 1994]. Bei Schwingel (*Festuca spp.*) wurde eine Wachsminderung erst bei 1 000 mg/kg und selbst dann nur beschränkt auf die Wurzel (-16 %) beobachtet. Wasserpflanzen wie die Teichlinse *Spirodela* werden ab 5 mg/l Wasser geschädigt [Pal et al., 1980].

Der Abbau von PCB-Bodenverunreinigungen durch Mikroorganismen *in situ* wird durch die Durchwurzelung des Bodens wesentlich gefördert. Pflanzenwurzeln geben Stoffwechselprodukte bzw. sekundäre Pflanzenstoffe ab, welche die zum Abbau dieser persistenten Organochlorverbindungen befähigten Mikroorganismen stimulieren [Fletcher et al., 1993; Donnelly et al., 1994; Kling, 1997].

Ein ausgeprägter PCB-Gradient wurde anhand eines landesweiten Kiefernadel-Monitorings in Großbritannien ermittelt. Die PCB-Gehalte sanken mit zunehmender Entfernung vom dicht besiedelten und industrialisierten Süd- und Mittelteil des Landes nach Norden hin auf 1/7 der Belastung ab und zeigten einen direkten linearen Zusammenhang mit der Bevölkerungsdichte [Tremolada et al., 1996a].

16 Literaturverzeichnis

16.1 Zitierte Literatur

- 22. BImSchV** (1993). Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte - 22. BImSchV) vom 26. Oktober 1993 (BGBl.I S.1819)
- 23. BImSchV** (1997). Dreiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Festlegung von Konzentrationswerten - 23. BImSchV) 1997
- 3. VERWALTUNGSVORSCHRIFT** des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden (VwV Anorganische Schadstoffe) vom 24.08.1993 - GABl. 1993, S. 1920.
- 4. VERWALTUNGSVORSCHRIFT** des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten organischer Schadstoffe im Boden (VwV Organische Schadstoffe) vom 10.12.1995 - GABl. 1998, S. 295.
- ABDULLAH, U.M.; IQBAL, M.Z.** (1991). Response of automobile, stone and cement particulate matters on stomatal clogging of plants. *Geobios* **18** (5-6) :196-202.
- ACGHI (AMERICAN CONFERENCE OF GOVERNMENTAL AND INDUSTRIAL HYGIENISTS)** (1990). Threshold limit values for chemical substances and physical agents and biological exposure indices for 1990-91. Cincinnati, Ohio (USA).
- ADAROS, G.; WEIGEL, H.J.; JÄGER, H.J.** (1991). Concurrent exposure to SO₂ and/or NO₂ alter growth and yield responses of wheat and barley to low concentrations of O₃. *New Phytol.* **118** :581-591.
- AINSWORTH, N.; COOKE, J.A.; JOHNSON, M.S.** (1990a). Distribution of antimony in contaminated grassland: 2. Small mammals and invertebrates. *Environ. Pollut.* **65** (1):79-87.
- AINSWORTH, N.; COOKE, J.A.; JOHNSON, M.S.** (1990b). Distribution of antimony in contaminated grassland: 1. Vegetation and soils. *Environ. Pollut.* **65** (1):65-78.
- AKUTSU, Y.; TOYODA, F.; TOMITA, Ken-I.; YOSHIZAWA, F.; TAMURA, M.; YOSHIDA, T.** (1991). Effect of exhaust from alcohol fuel on ozone formation in the atmosphere. *Atmos. Environ.* **25A** (7):1383-1389.
- AL-CHALABI, A.S.; HAWKER, D.** (1996). Retention and exchange behaviour of vehicular lead in street dusts from major roads. *Sci. Total Environ.* **187** :105-119.
- ALCOCK, R.E.; JONES, K.C.** (1993). Long-term air-soil exchanges of PCBs. In: FIEDLER, H.; FRANK, H.; HUTZINGER, O.; PARZEFALL, W.; RISS, A.; SAFE, S. (eds.) Dioxin '93. 13th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, September 1993, Vienna. *Organohalogen Compounds*, Vol. 12. Federal Environmental Agency, Vienna, Austria, pp. 139-142.
- ALCOCK, R.E.; JOHNSTON, A.E.; MCGRATH, S.P.; BERROW, M.L.; JONES, K.C.** (1993). Long-term changes in the polychlorinated biphenyl content of United Kingdom soils. *Environ. Sci. Technol.* **27** (9):1918-1923.
- ALFANI, A.; MAISTO, G.; IOVIENO, P.; RUTIGLIANO, F.A.; BARTOLI, G.** (1996). Leaf contamination by atmospheric pollutants as assessed by elemental analysis of leaf tissue, leaf surface deposit and soil. *J. Plant Physiol.* **148** :243-248.
- ALLEN, L.H. jr.** (1990). Plant responses to rising carbon dioxide and potential interactions with air pollutants. *J. Environ. Qual.* **19** :15-34.
- ALLGÖWER, R.; HÄDRICH, J.; BAUM, F.** (1996). Untersuchung der Schadstoffbelastung von Kleinsäugetern mit chlorierten Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen im Rahmen des "Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg". Abschlußbericht. Projektes "Angewandte Ökologie der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg" (unveröff.).

- ALTSHULLER, A.P.** (1993). PANs in the atmosphere. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **43** (9):1221-1230.
- AMINU-KANO, M.; MCNEILL, S.; HAILS, R.S.** (1991). Pollutant, plant and pest interactions: The grain aphid *Sitobion avenae* (F.). *Agric. Ecosys. Environ.* **33** :233-243.
- AMMANN, M.; STALDER, M.; SUTER, M.; BRUNOLD, C.; BALTENSPERGER, U.; JOST, D.T.; TÜRLER, A.; GÄGGLER, H.W.** (1995). Tracing uptake and assimilation of NO₂ in spruce needles with ¹³N. *J. Exp. Bot* **46** (292):1685-1691.
- AMRHEIN, C.; MOSHER, P.A.; STRONG, J.E.; PACHECO, P.G.** (1994). Trace metal solubility in soils and waters receiving deicing salts. *J. Environ. Qual.* **23** (2):219-227.
- AMUNDSON, R.G.; MACLEAN, D.C.** (1982). Influence of oxides of nitrogen on crop growth and yield: An overview. In: SCHNEIDER, T.; GRANT, L. (eds.) *Air Pollution by Nitrogen Oxides*. Elsevier, Amsterdam, pp. 501-510.
- ANDA, A.** (1987). Effect of cement kiln dust on the radiation and water balance and yields of winter wheat. *Acta Agron. Hung.* **36** (3-4):80-83.
- ANDERSEN, S.; VETHE, O.** (1994). Mobilisation of heavy metals during tunnel maintenance. *Sci. Total Environ.* **146** (7) 479-483.
- ANDERSON, L.G.; LANNING, J.A.; BARRELL, R.; MIYAGISHIMA, J.; JONES, R.H.; WOLFE, P.** (1996). Sources and sinks of formaldehyde and acetaldehyde: An analysis of Denver's ambient concentration data. *Atmos. Environ.* **30** (12):2113-2123.
- ANDERSON, P.N.; HITES, R.A.** (1996). OH radical reactions: the major removal pathway for polychlorinated biphenyls from the atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* **30** (5):1756-1763.
- ANEJA, V.P.; KIM, D.-S.; CHAMEIDES, W.L.** (1997). Trends and analysis of ambient NO, NO_x, CO, and ozone concentrations in Raleigh, North Carolina. *Chemosphere* **34** (3):611-623.
- ANKER, W.; GEBEFÜGI, I.; LOERINCI, G.; PRECHTL, F.; RABL, P.** (1996). Aldehyd-Immissionen in verkehrsbelasteten Bereichen der Münchener Innenstadt. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* **56** (8):291-293.
- ARNDT, U.** (1995). Air pollutants and pheromones – a problem? *Chemosphere* **30** (6): 1023-1031.
- ANTOSIEWICZ, D.M.** (1993). Mineral status of dicotyledonous crop plants in relation to their constitutional tolerance to lead. *Environ. Exp. Bot.* **33** (4):575-589.
- ARNDT, U.** (1995). Air pollutants and pheromones – a problem? *Chemosphere* **30** (6): 1023-1031.
- ARTELT, S.** (1997). Bioverfügbarkeit von feinstverteiltem metallischem Platin in der Lunge und erste orientierende Wirkungsuntersuchungen (1. Teil). In: *Edelmetall-Emissionen, Abschlusspräsentation 17.-18.10.1996 in Hannover*. GSF (Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung bmH), München, pp. 87-91.
- ASHENDEN, T.W.** (1978). Growth reductions in cocksfoot (*Dactylis glomerata* L.) as a result of SO₂ pollution. *Environ. Pollut.* **15** :161-166.
- ASHENDEN, T.W.** (1979). The effects of long-term exposures to SO₂ and NO₂ pollution on the growth of *Dactylis glomerata* L. and *Poa pratensis* L. *Environ. Pollut.* **18** :249-258.
- ASHENDEN, T.W.; MANSFIELD, T.A.** (1977). Influence of wind speed on the sensitivity of ryegrass to SO₂. *J. Exp. Bot* **28** (104):729-735.
- ASHENDEN, T.W.; MANSFIELD, T.A.; WELLBURN, A.R.** (1978). Influence of wind on the sensitivity of plants to SO₂. *VDI-Ber.* **314** :231-235.
- ASHENDEN, T.W.; EDGE, C.P.** (1995). Increasing concentrations of nitrogen oxide pollution in rural Wales. *Environ. Pollut.* **87** :11-16.
- ASHMORE, M.R.; BELL, J.N.B.; MIMMACK, A.** (1988). Crop growth along a gradient of ambient air pollution. *Environ. Pollut.* **53** :99-121.
- ATKINSON, C.J.; WINNER, W.E.; MOONEY, H.A.** (1988). Gas exchange and SO₂ fumigation studies with irrigated and unirrigated field grown *Diplacus aurantiacus* and *Heteromeles arbutifolia*. *Oecologia* **75** :386-393.
- AYAZLOO, M.; BELL, J.N.B.** (1981). Studies on the tolerance to sulphur dioxide of grass populations in polluted areas I. Identification of tolerant populations. *New Phytol.* **88** :203-222.

- BACCI, E.; GAGGI, C.** (1985). Polychlorinated biphenyls in plant foliage: Translocation or volatilization from contaminated soils ? Bull. Environ. Contam. Toxicol. **35** :675-681.
- BACCI, E.; GAGGI, C.** (1987). Chlorinated hydrocarbon vapours and plant foliage: kinetics and applications. Chemosphere **16** (10-21):2515-2522.
- BACON, J.R.; JONES, K.C.; MCGRATH, S.P.; JOHNSTON, A.E.** (1996). Isotopic character of lead deposited from the atmosphere at a grassland site in the United Kingdom since 1860. Environ. Sci. Technol. **30** (8):2511-2518.
- BAEK, S.O.; FIELD, R.A.; GOLDSTONE, M.E.; KIRK, P.W.; LESTER, J.N.; PERRY, R.** (1991). A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, fate and behavior. Water, Air Soil Pollut. **60** :279-300.
- BAHADIR, M.; PARLAR, H.; SPITELLER, M.** (Hrsg.) (1995). Springer Umweltlexikon. Berlin, New York, Heidelberg, 1300 S.
- BAILEY, J.C.; GUNARY, K.; SCHMIDL, B.; WILLIAMS, M.L.** (1990). Speciated hydrocarbon emissions from a sample of UK vehicles on the road over a range of speeds. Sci. Total Environ. **93** :199-206.
- BAKER, A.J.M.** (1984). Environmentally-induced cadmium tolerance in the grass *Holcus lanatus* L. Chemosphere **13** (4):585-589.
- BAKER, A.J.M.; REEVES, R.D.; HAJAR, A.S.M.** (1994). Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (Brassicaceae). New Phytol. **127** :61-68.
- BAKER, D.B.; GANN, P.H.; BROOKS, S.M.; GALLAGHER, J.; BERNSTEIN, I.L.** (1990). Cross-sectional study of platinum salts sensitization among precious metals refinery workers. Am. J. Ind. Med. **18** :653-664.
- BALLACH, H.-J.; OPPENHEIMER, S.; MOOI, J.** (1992). Reactions of cloned poplars to air pollution: premature leaf loss and investigations of the nitrogen metabolism. Z. Naturforsch. **47c** :109-119.
- BALLACH, H.-J.; WITTIG, R.** (1996). Reciprocal effects of platinum and lead on the water household of poplar cuttings. ESPR **3** (1):3-9.
- BALSBERG-PALSSON, A.-M.** (1989). Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. A literature review. Water, Air, Soil Pollut. **47** (3-4):287-319.
- BARALE, R.; GIROMINI, L.; DEL RY, S.; BARNINI, B.; BULLERI, M.; BARRAI, I.; VALERIO, F.; PALA, M.; HE, J.** (1994). Chemical and mutagenic patterns of airborne particulate matter collected in 17 Italian towns. Env. Health Persp. **102** (Suppl. 4):67-73.
- BARCELO, J.; POSCHENRIEDER, C.; CABOT, C.** (1985). Cadmium-, Mangan-, Eisen-, Zink- und Magnesium-Gehalte von Bohnenpflanzen (*Phaseolus vulgaris* L.) in Abhängigkeit von Dauer und Höhe des Cadmium-Angebotes. Z. Pflanzenern. Bodenk. **148** :278-288.
- BAREFOOT, R.R.** (1996). Determination of platinum at trace levels in environmental and biological materials. Environ. Sci. Technol. **31** (2):309-314.
- BARKER, J.R.; HERSTROM, A.A.; TINGEY, D.T.** (1996). Formaldehyde: Environmental partitioning and vegetation exposed. Water, Air Soil Pollut. **86** :71-91.
- BASLER, A.** (1995). Dioxins and related compounds - status and regulatory aspects in Germany. ESPR **2** (2) :117-121.
- BAUER, H.-D.; DAHMANN, D.; FRICKE, H.-H.** (1993). Elemental and organic carbon in respirable dust. Measurement of Diesel engine emissions. Staub Reinhalt. Luft **53** (1):3-5.
- BAUMBACH, G.** (1993). Verkehrsbedingte Schadstoffimmissionsbelastung in Städten und an Autobahnen. Staub Reinhalt. Luft **53** :267-274.
- BAUMÜLLER, J.; REUTER, U.** (1990). Reduzierung von Stickoxidbelastungen. Tempolimit auf einer Stadtautobahn (B 10) in Stuttgart - ein Versuch. Staub Reinhalt. Luft **50** :445-449.
- BECK, E.-M.** (1999). Experience and concentration levels. Joint Research Centre, European Commission (ed.), "State of the Art of PAH's Analysis in Ambient Air", Workshop Summaries; Ispra, Italy, 22.-23.3.1999.
- BECKER, K.H.** (1992). Die belastete Troposphäre - Bildung, Abbau und Wechselwirkung von Spurenstoff-Konzentrationen. Trends und Prognosen aus

- globaler Sicht. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. **4** (1):25-29.
- BEHRENDT, H.; BRÜGGEMANN, R.** (1994). Benzol – Modellrechnungen zum Verhalten in der Umwelt. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. **6** (2) :89-98.
- BEKKI, S.; LAW, K.S.; PYLE, J.A.** (1994). Effect of ozone depletion on atmospheric CH₄ and CO concentrations. Nature **371** (13 Oct) :595-597.
- BELL, S.; ASHENDEN, T.W.; RAFAREL, C.R.** (1992). Effects of rural roadside levels of nitrogen dioxide of *Polytrichum formosum* Hedw. Environ. Pollut. **76** :11-14.
- BELL, S.; ASHENDEN, T.W.** (1997). Spatial and temporal variation in nitrogen dioxide pollution adjacent to rural roads. Water, Air Soil Pollut. **95** :87-98.
- BENDER, J.; WEIGEL, H.J.; JÄGER, H.J.** (1991). Response of nitrogen metabolism in beans (*Phaseolus vulgaris* L.) after exposure to ozone and nitrogen dioxide, alone and in sequence. New Phytol. **119** :261-267.
- BENFENATI, E.; BARZACCHI, S.; MARIANI, G.; AIROLDI, L.; FANELLI, R.** (1992). PCDD, PCDF, PCB, PAH, cadmium and lead in roadside soil: relationship between road distance and concentration. Chemosphere **24** (8):1077-1083.
- BENNETT, J.H.; HILL, A.C.** (1973). Inhibition of apparent photosynthesis by air pollutants. J. Environ. Qual. **2** (4):526-530.
- BENTON, J.; FUHRER, J.; GIMENO, B.S.; SKÄRBY, L.; PALMER-BROWN, D.; ROADKNIGHT, C.; SANDERS-MILLS, G.** (1996). The critical level of ozone for visible injury on crops and natural vegetation (ICP-crops). In: KÄRENLAMPI, L.; SKÄRBY, L. (Hrsg.). Critical Levels for Ozone in Europe: Testing and Finalizing the Concepts. UN-ECE Workshop Report. University of Kuopio, Finland, pp. 44-57.
- BERG, T.; ROYSET, O.; STEINNES, E.** (1995a). Moss (*Hylocomium splendens*) used as biomonitor of atmospheric trace element deposition: Estimation of uptake efficiencies. Atmos. Environ. **29** (3):353-360.
- BERG, T.; ROYSET, O.; STEINNES, E.; VADSET, M.** (1995b). Atmospheric trace element deposition: Principal component analysis of ICP-MS data from moss samples. Environ. Pollut. **88** :67-77.
- BERGMANN, E.; BENDER, J.; WEIGEL, H.-J.** (1998). Zur Ozonempfindlichkeit von Wildpflanzenarten. Agrarökologie, **30**, 88 p.
- BERTHELSEN, B.O.; STEINNES, E.; SOLBERG, W.; JINGSEN, L.** (1995). Heavy metal concentrations in plants in relation to atmospheric heavy metal deposition. J. Environ. Qual. **24** (5) :1018-1026.
- BGA** (Hrsg.) (1990). Bundesgesundheitsblatt 11/90
- BGVV** (1996). Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. Bundesgesundhbl. **96** (5):193-194.
- BIA** (BUNDESBERUFSGENOSSENSCHAFTLICHES INSTITUT FÜR ARBEITS-SICHERHEIT) (Hrsg.) (1996). Gefahrstoffliste 1996 - Gefahrstoffe am Arbeitsplatz. Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften, Sankt Augustin.
- BINDRA, S.K.; NARANG, R.S.** (1995). Combustion of flame retardants. Chemosphere **31** (11/12):4413-4425.
- BISHOP, G.A.; STEDMAN, D.H.; ASHBAUGH, L.** (1996). Motor vehicle emissions variability. J. Air Waste Manag. Assoc. **46** (7):667-675.
- BLACK, C.R.; BLACK, V.J.** (1979a). The effects of low concentrations of sulphur dioxide on stomatal conductance and epidermal cell survival in field bean (*Vicia faba* L.). J. Exp. Bot **30** (115):291-298.
- BLACK, C.R.; BLACK, V.J.** (1979b). Light and scanning electron microscopy of SO₂-induced injury to leaf surfaces of field bean (*Vicia faba* L.). Plant, Cell Environ. **2** :329-333.
- BLANK, L.W.; CRANE, A.J.; SKEFFINGTON, R.A.** (1992). The long-term ecological effects of pollutants; some issues. Sci. Total Environ. **116** :145-158.
- BLAYLOCK, M.J.; SALT, D.E.; DUSHENKOV, S.; ZAKHAROVA, O.; GUSSMAN, C.; KAPULNIK, Y.; ENSLEY, B.D.; RASKIN, I.** (1997). Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. Environ. Sci. Technol. **31** (3):860-865.
- BMBF**(BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG UND FORSCHUNG) (Hrsg.) 1995. Öko-

- systemforschung. Berichte aus der ökologischen Forschung. Bonn.
- BMU** (BUNDESUMWELTMINISTERIUM) (Hrsg.) (1991). Flugverkehr und Schadstoffemission. BMU-Umwelt 8/91.
- BOBOVNIKOVA, T.; DIBTSEVA, A.; MITROSHKOV, A.; PLESKACHEVSKAYA, G.** (1993). Ecological assessment of a region with PCB emissions using samples of soil, vegetation and breast milk: a case study. *Sci. Total Environ.* **139/140** :357-364.
- BOCK, K.W.; DEGEN, G.H.; FOTH, H.; KAHL, R.; KAPPUS, H.; NEUMANN, H.G.; OESCH, F.; SCHULTE-HERMANN, R.** (1998). Ozon, Stellungnahme der Beratungskommission der Sektion Toxikologie der DGPT. *DGPT-Forum* **22**, 19-20.
- BOEHNKE, A.; MANGELSDORF, I.; ROSNER, G.** (1997). Stoffströme von Benzol unter besonderer Berücksichtigung der Bundesrepublik Deutschland. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **9**, :369-384.
- BÖHMER, J.; RAHMANN, H.** (1992). Bioindikationsverfahren zur Gewässerversäuerung. Veröff. Projekt "Angewandte Ökologie der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg". Bd. 3. Karlsruhe, 195 p.
- BOLT, H.M.** (1997). Toxicological defence and susceptibility in relation to risk assessment: Limit values in occupational risk management. *Eurotox Newsletter* **21** :17-20.
- BONO, R.; PIGNATA, C.; SCURSATONE, E.; ROVERE, R.; NATALE, P.; GILLI, G.** (1995). Updating about reductions of air and blood lead concentrations in Turin, Italy, following reductions in the lead content of gasoline. *Environ. Res.* **70** :30-34.
- BONTE, J.** (1982). Effects of air pollutants on flowering and fruiting. In: UNSWORTH, M.H.; ORMROD, D.P. (eds.) *Effects of Gaseous Air Pollution in Agriculture and Horticulture*. Butterworth Scientific, London, pp. 207-223.
- BORS, W.** (1998). Pathologische und physiologische Sauerstoffradikale in tierischen und pflanzlichen Zellen. In: GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit (Hrsg.), *Jahresbericht 1997*, München, pp. 41-46.
- BOWER, J.S.; BROUGHTON, G.F.J.; DANDO, M.T.; LEES, A.J.; STEVENSON, K.J.; LAMPERT, J.E.; SWEENEY, B.P.; PARKER, V.J.; DRIVER, G.S.; WADDON, C.J.; WOOD, A.J.** (1991a). Urban NO₂ concentrations in the U.K. in 1987. *Atmos. Environ.* **25B** (2):267-283.
- BOWER, J.S.; LAMPERT, J.E.; STEVENSON, K.J.; ATKINS, D.H.F.; LAW, D.V.** (1991b). A diffusion tube survey of NO₂ levels in urban areas of the U.K. *Atmos. Environ.* **25B** (2):255-265.
- BOWMAN, F.M.; SEINFELD, J.H.** (1995). Atmospheric chemistry of alternate fuels and reformulated gasoline components. *Prog. Energy Combust. Sci.* **21** :387-417.
- BRADOW, J.M.** (1993). Crop allelopathy: Plant residues and ephemeral allelochemicals. *Am. J. Bot.* **80** (6):101.
- BRADOW, J.M.; CONNICK, W.J. jr** (1988). Seed germination inhibition by volatile alcohols and other compounds associated with *Amaranthus palmeri* residues. *J. Chem. Ecol.* **14** (7):1633-1648.
- BRADOW, J.M.; CONNICK, W.J. jr** (1990). Volatile seed germination inhibitors from plant residues. *J. Chem. Ecol.* **16** (3):645-666.
- BRENNAN, E.G.; LEONE, I.A.; DAINES, R.H.** (1964). Atmospheric aldehydes related to *Petunia* leaf damage. *Science* **143** (21 Feb.):818-820.
- BROSTRÖM-LUNDEN, E.; LINDSKOG, A.; MOWRER, J.** (1994). Concentrations and fluxes of organic compounds in the atmosphere of the Swedish west coast. *Atmos. Environ.* **28** (22):3605-3615.
- BROWN, J.R.; FIELD, R.A.; GOLDSTONE, M.E.; LESTER, J.N.; PERRY, R.** (1996). Polycyclic aromatic hydrocarbons in central London air during 1991 and 1992. *Sci. Total Environ.* **177** :73-84.
- BRUCKMANN, P.** (1986). Analyse von Kohlenwasserstoffprofilen auf den Anteil des Kraftfahrzeugverkehrs an der weiträumigen Immissionsbelastung. *Schriftenr. Ver. Wass. Bod. Lufthyg.* **67** :199-210.
- BRÜGGEMANN, J.; OCKER, H.-D.; BERGTHALLER, W.** (1982). Einfluss des Schälvorgangs auf den Schwermetallgehalt von Kartoffelerzeugnissen. *Landw. Forschung* **35** :352-360.

- BRUNNER, M.J.** et al. (1996). An assessment of the chronic toxicity and oncogenicity of Aroclor-1016, Aroclor-1242, Aroclor-1254, and Aroclor-1260 administered in diet to rats. Battelle Study No. SC920192. Columbus, OH, USA.
- BRUNOLD, C.; HERTEL, R.F.; ROSNER, G.** (1990). Abschätzung des Gefährdungspotentials für Mensch und Umwelt. Aufnahme von Platin in Pflanzen. In: ENDE, I. (ed.) Edelmetallemissionen. Zwischenbericht. GSF (Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH), München, pp. 24-28.
- BUCHANAN-WOLLASTON, V.** (1997). The molecular biology of leaf senescence. *J. Exp. Bot* **48** (307):181-199.
- BUCHHOLZ, H.** (1994). Organische Spurenstoffe – Vorkommen in Futtermitteln und Lebensmitteln. Übersicht zur Tierernährung **22** (1) :202-209
- BÜHRINGER, H.; WALKER, M.** (1993). Ozonbelastung und Verkehrsemissionen. *Stat. Monatsh.* **93** :238-246.
- BÜNGER, J.; STORK, J.; STALDER, K.** (1996). Cyto- and genotoxic effects of coordination complexes of platinum, palladium and rhodium in vitro. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **69** :33-38.
- BURKHARDT, J.; PETERS, K.; CROSSLEY, A.** (1995). The presence of structural surface waxes on coniferous needles affect the pattern of dry deposition of fine particles. *J. Exp. Bot* **46** (288) :823-831.
- BURTON, K.W.; KING, J.B.; MORGAN, E.** (1986). Chlorophyll as an indicator of the upper critical tissue concentration of cadmium in plants. *Water, Air Soil Pollut.* **27** :147-154.
- CANAS, M.S.; CARRERAS, H.A.; ORELLANA, L.; PIGNATA, M.L.** (1997). Correlation between environmental conditions and foliar chemical parameters in *Ligustrum lucidum* Ait. exposed to urban air pollutants. *J. Environ. Manag.* **49** :167-181.
- CANDELI, A.; MASTRANDREA, V.; MOROZZI, G.; TOCCACELI, S.** (1974). Carcinogenic air pollutants in the exhaust from a European car operating on various fuels. *Atmos. Environ.* **8** :693-705.
- CAPE, J.N.** (1983). Contact angles of water droplets on needles of Scots pine (*Pinus sylvestris*) growing in polluted atmospheres. *New Phytol.* **93** :293-299.
- CAPE, J.N.; SHEPPARD, L.J.; BINNIE, J.** (1995). Leaf surface properties of Norway spruce needles exposed to sulphur dioxide and ozone in an open-air fumigation system at Liphook. *Plant, Cell Environ.* **18** :285-289.
- CARMICHAEL, P.L.; JACOB, J.; GRIMMER, G.; PHILLIPS, D.H.** (1990). Analysis of the polycyclic aromatic hydrocarbon content of petrol diesel engine lubricating oils and determination of DNA adducts in topically treated mice by ³²P-postlabelling. *Carcinogenesis* **11** (11):2025-2032.
- CARTER, W.P.L.** (1994). Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **44** (7):881-899.
- CEZANNE, R.; EICHLER, M.; WIRTH, V.** (1997). Die epiphytische Flechtenvegetation an den Wald-Dauerbeobachtungsflächen des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg – Werkvertrag (unveröff.), Karlsruhe.
- CHARRON, C.S.; CANTLIFFE, D.J.; WHEELER, R.M.; MANUKIAN, A.; HEATH, R.R.** (1996). A system and methodology for measuring volatile organic compounds produced by hydroponic lettuce in a controlled environment. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* **121** (3):483-487.
- CHAUHAN, A.** (1990). Early diagnosis of SO₂-stress by volatile emissions in some crop plants. *Oecologia* **84** :289-294.
- CHOCK, D.P.; WINKLER, S.L.; CHANG, T.Y.; RUDY, S.J.; SHEN, Z.K.** (1994). Urban ozone air quality impact of emissions from vehicles using reformulated gasoline and M85. *Atmos. Environ.* **28** (17):2777-2787.
- CHOCK, D.P.; YARWOOD, G.; DUNKER, A.M.; MORRIS, R.E.; POLLACK, A.K.; SCHLEYER, C.H.** (1995). Sensitivity of urban airshed model results for test fuels to uncertainties in light-duty vehicle and biogenic emissions and alternative chemical mechanisms - Auto/Oil Air Quality Improvement Research Program. *Atmos. Environ.* **29** (21):3067-3084.

- CHRISTODOULAKIS, N.S.; FASSEAS, C.** (1990). Air pollution effects on the leaf structure of *Laurus nobilis*, an injury resistant species. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **44** :276-281.
- CICCIOLI, P.; CECINATO, A.; BRANCALEONI, E.; BRACHETTI, A.; FRATTONI, M.** (1994). Polar volatile organic compounds (VOC) of natural origin as precursors of ozone. *Environ. Monit. Assess.* **31** :211-217.
- CISTERNAS, R.; MIGNOLET, R.** (1982). Accumulation of lead in decomposing litter. *Oikos* **38** :361-364.
- CLARK, A.I.; MCINTYRE, A.E.; PERRY, R.; LESTER, J.N.** (1983). Air quality measurement in the vicinity of airports. *Environ. Pollut. (Ser. B)* **6** :245-261.
- CLARKE, A.G.; KO, Y.-H.** (1996a). The relative significance of vehicular emissions and other emissions of volatile organic compounds in the urban area of Leeds, UK. *Sci. Total Environ.* **189/190** :401-407.
- CLARKE, A.G.; CHEN, J.-M.; PIPITSANGCHAND, S.; AZADI-BOUGAR, G.A.** (1996b). Vehicular particulate emissions and roadside air pollution. *Sci. Total Environ.* **96** (189-190) :417-422.
- CLEVELAND, W.S.; GRAEDEL, T.E.; KLEINER, B.** (1977). Urban formaldehyde: Observed correlation with source emissions and photochemistry. *Atmos. Environ.* **11** :357-360.
- CLONFERO, E.; NARDINI, B.; MARCHIORO, M.; BORDIN, A.; GABBANI, G.** (1996). Mutagenicity and contents of polycyclic aromatic hydrocarbons in used and recycled motor oils. *Mutat. Res.* **368** :283-291.
- COGLIANO, V.J.** (1998). Assessing the cancer risk from environmental PCB. *Env. Health Persp.* **106** :317-323.
- COLE, S.** (1996). Lung damage linked to combined fine-particle, ozone exposure in new toxicology study. *Environ. Sci. Technol.* **30** (9):382A.
- CONCAWE** (1974). Effect of gasoline aromatics content on polynuclear aromatic exhaust emissions. CONCAWE, The Hague. (zitiert in: *Staub-RdL*, 35 (1975), Nr.3).
- CONNER, T.L.; LONNEMAN, W.A.; SEILA, R.L.** (1995). Transportation-related volatile hydrocarbon source profiles measured in Atlanta. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **45** (5):383-394.
- COONEY, R.V.; HARWOOD, P.J.; CUSTER, L.J.; FRANKE, A.A.** (1994). Light-mediated conversion of nitrogen dioxide to nitric oxide by carotenoids. *Env. Health Persp.* **102** (5):460-461.
- COOPER, D.A.; PETERSON, K.; SIMPSON, D.** (1996). Hydrocarbon, PAH and PCB emission from ferriers: a case study in the Skagerak-Kattegatt-Oeresund region. *Atmos. Environ.* **30** (14):2463-2473.
- COSTA, G.; MOREL, J.-L.** (1994). Water relations, gas exchange and amino acid content in Cd-treated lettuce. *Plant Physiol. Biochem.* **32** (4):561-570.
- COTRUFO, M.F.; DE SANTO, A.V.; ALFANI, A.; BARTOLI, G.; DE CRISTOFARO, A.** (1995). Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. woods. *Environ. Pollut.* **89** :81-87.
- CREGER, T.L.; PERVEA, F.J.** (1992). Lead and arsenic in two apricot cultivars and in 'Gala' apples grown on lead arsenate-contaminated soils. *Hort. Sci.* **27** (12) :1277-1278.
- CRUMP, D.R.; BARLOW, P.J.** (1982). Factors controlling the lead content of a pasture grass. *Environ. Pollut. (Ser. B)* **3** :181-192.
- CUPITT, L.T.; GLEN, W.G.; LEWTAS, J.** (1994). Exposure and risk from ambient particle-bound pollution in an airshed dominated by residential wood combustion and mobile sources. *Env. Health Persp.* **102** (Suppl. 4):75-84.
- DALENBERG, J.W.; VAN DRIEL, W.** (1990). Contribution of atmospheric deposition to heavy metal concentrations in field crops. *Neth. J. agric. Sci.* **38** :369-379.
- DANN, T.F.; WANG, D.K.** (1995). Ambient air benzene concentrations in Canada (1989-1993): Seasonal and day of week variations, trends, and source influences. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **45** (9):695-702.
- DANNECKER, W.; SCHRÖDER, B.; STECHMANN, H.** (1990). Organic and inorganic substances in highway tunnel exhaust air. *Sci. Total Environ.* **93** :293-300.
- DAS, T.M.** (1988). Effect of deposition of dust particles on leaves of crop plants on screening of solar illumination and

- associated physiological processes. *Environ. Pollut.* **53** :421-422.
- DAVOLI, E.; CAPPELLINI, L.; MOGGI, M.; FERRARI, S.; FANELLI, R.** (1996). On-line monitoring of benzene air concentrations while driving in traffic by means of isotopic dilution gas chromatography/mass spectrometry. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **68** :262-267.
- DEARTH, M.A.; GIERCZAK, C.A.; SIEGL, W.O.** (1992). On-line measurement of benzene and toluene in dilute vehicle exhaust by mass spectrometry. *Environ. Sci. Technol.* **26** (8):1573-1580.
- DEBUS, R.; DITTRICH, B.; SCHRÖDER, P.; VOLMER, J.** (1989). Biomonitoring organischer Luftschadstoffe - Aufnahme und Wirkung in Pflanzen - Literaturstudie. In: VOGL, J.; HEIGL, A.; SCHÄFER, K. (eds.) 'Handbuch des Umweltschutzes'; ecomed Verlags-ges. Landsberg.
- DE KOK, M.T.; VAN DIJK, C.J.; VAN ALFEN, A.J.; VAN DER EERDEN, L.J.M.** (1993). A biomonitoring program in the vicinity of a waste incineration plant in the Netherlands. In: FIEDLER, H.; FRANK, H.; HUTZINGER, O.; PARZEFALL, W.; RISS, A.; SAFE, S. (eds.) *Dioxin '93. 13th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds*, September 1993, Vienna. *Organohalogen Compounds*, Vol. 12. Federal Environmental Agency, Vienna, Austria, pp. 287-290.
- DEL CASTILHO, P.; CHARDON, W.J.** (1995). Uptake of soil cadmium by three field crops and its prediction by a pH-dependent Freundlich sorption model. *Plant Soil* **171** :263-266.
- DE MIGUEL, E.; LLAMAS, J.F.; CHACON, E.; BERG, T.; LARSSON, S.; ROYSET, O.; VADSET, M.** (1997). Origin and pattern of distribution of trace elements in street dust: Unleaded petrol and urban lead. *Atmos. Environ.* **31** (17) :2733-2740.
- DEN TONKELAAR, W.A.M.** (1994). Effects of motorway speed limits on fuel consumption and emissions. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :201-207.
- DERWENT, R.G.; SIMMONDS, P.G.; COLLINS, W.J.** (1994). Ozone and carbon monoxide measurements at a remote maritime location, Mace Head, Ireland, from 1990 to 1992. *Atmos. Environ.* **28** (16):2623-2637.
- DFG (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT)** (Hrsg.) (1993). Ethylen. In: *Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründung von MAK-Werten, Loseblattsammlung. Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft*. Weinheim.
- DFG (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT)** (Hrsg.) (1995). Platin und seine Verbindungen. In: *Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründung von MAK-Werten, Loseblattsammlung. Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft*. Weinheim.
- DFG (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT)** (Hrsg.) (1997). MAK- und BAT-Werte-Liste 1997. Mitteilung 33 der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft. Weinheim.
- DFG (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT)** (Hrsg.) (1998). MAK- und BAT-Werte-Liste 1998. Mitteilung 34 der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft. Weinheim.
- DI DOMENICO, A.; FERRI, F.; FULGENZI, A.R.; IACOVELLA, N.; LA ROCCA, C.; MINIERO, R.; RODRIGUEZ, F.; SCOTTO DI TELLA, E.; SILVESTRI, S.; TAFANI, P.; TURRIO BALDASSARRI, L.; VOLPI, F.** (1993). Polychlorinated biphenyl, dibenzodioxin, and dibenzofuran occurrence in the general environment in Italy. *Chemosphere* **27** (1-3):83-90.
- DIETL, C.; WÄBER, M.; PEICHL, L.; VIERLE, O.** (1996). Monitoring of airborne metals in grass and depositions. *Chemosphere* **33** (11):2101-2111.
- DIETL, C.; REIFENHÄUSER, W.; PEICHL, L.** (1997). Association of antimony with traffic - occurrence in airborne dust, deposition and accumulation in standardized grass cultures. *Sci. Total Environ.* **205** :235-244.
- DIETL, C.; FAUS-KESSLER, T.; WEGENKE, M.; PEICHL, L.** (1998). Verkehrsbezogene Immissionen und Immissionswirkungen von Antimon und anderen Metallen. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Schriftenr. H. 153. München, 87 p.
- DIXIT, A.B.** (1988). Effects of particulate pollutants on plants at ultrastructural

- and cellular levels. *Ann. Bot.* **62** :643-651.
- DOCKERY, D.W.; POPE, A.C.; XU, X.; SPENGLER, J.D.; WARE, J.H.; FAY, M.E.; FERRIS, B.G.; SPEIZER, F.E.** (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N. Engl. J. Med.* **329** :1753-1759.
- DOLAN, L.** (1997). The role of ethylene in the development of plant form. *J. Exp. Bot.* **48** (307):201-210.
- DONNELLY, P.K.; HEGDE, R.S.; FLETCHER, J.S.** (1994). Growth of PCB-degrading bacteria on compounds from photosynthetic plants. *Chemosphere* **28** (5):981-988.
- DORN, J.; METZ, R.** (1996). Wirkung von organischen Schadstoffen (PAK, PCB) und Schwermetallen in Rieselfeldböden auf Biomasseertrag und Schwermetalltransfer bei Roggen (*Secale cereale*). *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **159** :87-91.
- DRÖSCHER, F.; FRANK, W.** (1992). Luftschadstoffbelastung durch Stäube im Mittleren Neckarraum. In: ARBEITSGRUPPE LUFTREINHALTUNG DER UNIVERSITÄT STUTTGART (ed.) Jahresbericht 1992 "Aerosole in Technik und Umwelt". ALS, Stuttgart, pp. 93-101.
- DUARTE-DAVIDSON, R.; JONES, K.C.** (1994). Polychlorinated biphenyls (PCB) in the UK population: estimated intake, exposure and body burden. *Sci. Total Environ.* **151** :131-152.
- DUARTE-DAVIDSON, R.; JONES, K.C.** (1996). Screening the environmental fate of organic contaminants in sewage sludge applied to agricultural soils: II. The potential for transfers to plants and grazing animals. *Sci. Total Environ.* **185** :59-70.
- DUECK, T.A.; ENEDIJK, G.J.; KLEIN IKKINK, H.G.** (1987). Soil pollution and changes in vegetation due to heavy metals in sinter-pavements. *Chemosphere* **16** (5):1021-1030.
- DUNKER, A.M.** (1990). Relative reactivity of emissions from methanol-fueled and gasoline-fueled vehicles in forming ozone. *Environ. Sci. Technol.* **24** (6) :853-862.
- DÜRBECK, H.W.; NIEHAUS, R.; MÜLLER, U.; BÜKER, I.** (1997). Einträge von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) und ihre Verlagerung im Boden. In: DÖRFLER, U.; SCHULTE-HOSTEDE, S. (eds.) Standortgerechte Bewertung chemischer Bodenbelastungen. Beiträge HGF-Vortragsveranst. 18./19.11.1997. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH. München, pp. 1-8.
- DURMISHIDZE, S.V.** (1978). Metabolism of certain air-polluting compounds in plants (review). Plenum Publ. Corp. **UDC 581.19** :646-653.
- DURMISHIDZE, S.V.; BERIASHVILI, T.V.; CHRIKISHVILI, D.I.; MAISURADZE, T.M.; GUGUNISHVILI, G.S.** (1985). Detoxification of aliphatic alcohols, aldehydes and acids in ryegrass. Plenum Publ. Corp. **UDC 581.19** :198-203.
- DURSUN, S.; INESON, P.; FRANKLAND, J.C.; BODDY, L.** (1996). Sulphur dioxide effects on fungi growing on leaf litter and agar media. *New Phytol.* **134** :167-176.
- DUYZER, J.; WESTSTRATE, H.; WALTON, S.** (1995). Exchange of ozone and nitrogen oxides between the atmosphere and coniferous forest. *Water, Air Soil Pollut.* **85** :2065-2070.
- EDER, E.; HOFFMAN, C.; DEININGER, C.; SCHECKENBACH, S.** (1994). Risk assessment for mutagenic and carcinogenic activities of alpha,beta-unsaturated carbonyl compounds by a screening strategy based on structure-activity relationships. *Toxic. in Vitro* **8** (4):707-710.
- EDWARDS, N.T.** (1983). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the terrestrial environment - a review. *J. Environ. Qual.* **12** (4):427-441.
- EDWARDS, N.T.** (1989). Fate and Effects of PAH in the Terrestrial Environment: An Overview. Environmental Science Division; Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN (USA). (PC A03/MF A01 NTIS Order No.: NTIS/DE89010319; Governmental Reports Announcements & Index (GRA&I); 21; 16p).
- EG** (1998). EG-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (98/83/EG) vom 3.11.1998, Abt. L 330/32 vom 5.12.1998.
- EIKMANN, T.** (1992). Organische Verbindungen/Benzol. In: H.E. WICHMANN, H.W. SCHLIPKÖTER, G. FÜLGRAFF, (Hrsg.), "Handbuch der Umweltmedizin", VI-4. ecomed Verl. Ges. Landsberg, pp. 1-12.

- EIKMANN, T.; KRAMER, M.; GOEBEL, H.** (1992a). Die Belastung der Bevölkerung durch Schadstoffe im Kraftfahrzeug-Innenraum - Beispiel Benzol. *Zbl. Hyg.* **193** :41-52.
- ELKIEY, T.; ORMROD, D.P.** (1981). Sorption of O₃, SO₂, NO₂ or their mixture by nine *Poa pratensis* cultivars of different pollutant sensitivity. *Atmos. Environ.* **15** :1739-1743.
- ELTROP, L.; BROWN, G.; JOACHIM, O.; BRINKMANN, K.** (1991). Lead tolerance of *Betula* and *Salix* in the mining area of Mechernich/Germany. *Plant Soil* **131** :275-285.
- ENGLERT, N.** (1992). Anorganische Gase/Schwefeldioxid. In: WICHMANN, H.E.; SCHLIPKÖTER, H.W.; FÜLLGRAFF, G. (Hrsg.) "Handbuch der Umweltmedizin", VI-1. ecomed Verl. Ges., Landsberg, pp. 1-13.
- ENGLERT, N.** (1995). Gesundheitliche Auswirkungen von Luftverunreinigungen (ohne kanzerogene Luftschadstoffe) aus dem Kraftfahrzeugverkehr. In: MINISTERIUM FÜR ARBEIT, GESUNDHEIT UND SOZIALORDNUNG BADEN-WÜRTTEMBERG, (Hrsg.) "Gesundheitliche Risiken durch den Kfz-Verkehr – Gesundheitspolitik 33, Informationstag am 25.6.1994, Stuttgart, pp. 69-81.
- ENYA, T.; SUZUKI, H.; HISAMATU, Y.** (1996). Mechanism of the formation of nitrobenzanthrones in atmospheric environment and their mutagenic activities. *Mutat. Res.* **359** :191-240.
- EPA** (1998). Antimony, and compounds. TTN Technology Transfer Network - Office of Air Quality Planning and Standards.
- ERDINGER, L.; DITTON, H.; DÜRR, M.; DÖRR, I.; FRIED, M.; JEHL, S.; SONNTAG, H.-G.** (1994). Entwicklung und Anwendung von in-vitro Testverfahren zur routinemässigen Untersuchung mutagener und cytotoxischer Wirkungen organischer Luftschadstoffe. In: BREITENSTEIN, A.; SCHOLZ, W.; WAITZMANN, M.; ZELESNY, H. (eds.) 2. Statuskoll. des PAÖ am 22./23.03.1994 in Ettlingen. Veröff. Projekt "Angewandte Ökologie der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg." Bd. 8. Karlsruhe, pp. 501-515.
- EU - RICHTLINIE 85/203/EWG** Richtlinie des Rates vom 07.03.1985 über Luftqualitätsnormen für Stickstoffdioxid. *Abl. L* 087 27.03.85 S 1, geändert durch 391L0692 (*Abl. L* 377 31.12.91 S. 48).
- EU** (1998). EG-Richtlinien über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (98/83/EG), Fassung vom 26.10.1998, verabschiedet am 03.11.1998. Der Rat der Europäischen Union, Brüssel.
- EVELING, D.W.** (1986). Scanning electron microscopy of damage by dust deposits to leaves and petals. *Bot. Gaz.* **147** :159-165.
- EWERS, U.; WILHELM, M.** (1995) Metalle/Cadmium. In: WICHMANN, H.E., SCHLIPKÖTER, H.W., FÜLLGRAFF, G. (Hrsg.) "Handbuch der Umweltmedizin", VI-3, 6. Erg.-Lfg. 5/95, ecomed Verl. Ges., Landsberg, pp. 1-25.
- EWG 93/12** Richtlinie des Rates vom 23.03.1993 über den Schwefelgehalt bestimmter flüssiger Brennstoffe. *Abl. L* 074 27.02.93. p. 81.
- EYER, P.** (1994). Gasförmige Verbindungen. In: MARQUARDT, H.; SCHÄFER, S.G. (Hrsg.) *Lehrbuch Toxikologie*. Mannheim, pp. 550-570.
- FAN, Z.; CHEN, D.; BIRLA, P.; KAMENS, R.** (1995). Modeling of nitro-polycyclic aromatic hydrocarbon formation and decay in the atmosphere. *Atmos. Environ.* **29** (10):1171-1181.
- FAN, Z.; KAMENS, R.M.; HU, J.; ZHANG, J.; McDOW, S.** (1996). Photostability of nitro-polycyclic aromatic hydrocarbons on combustion soot particles in sunlight. *Environ. Sci. Technol.* **30** (4):1358-1364.
- FARAGO, M.E.; KAVANAGH, P.; BLANKS, R.; KELLY, J.; KAZANTZIS, G.; THORNTON, I.; SIMPSON, P.R.; COOK, J.M.; PARRY, S.; HALL, G.M.** (1996). Platinum metal concentrations in urban road dust and soil in the United Kingdom. *Fresenius J. Anal. Chem.* **354** (5-6):660-663.
- FARMER, A.M.** (1993). The effects of dust on vegetation - a review. *Environ. Pollut.* **79** :63-75.
- FATOKI, O.S.; HILL, S.J.** (1994). Speciation studies of alkyl leads and inorganic Pb^{II} in polluted roadside vegetation and soil samples. *Intern. J. Environ. Studies* **46** :289-301.
- FEGER, K.H.** (1997). Boden- und Wasserschutz in mitteleuropäischen Wäldern. II. Gefährdungspotential und Bewertung. *Bodenschutz* **4**: 134-138.

- FEHRMANN, H.; VON TIEDEMANN, A.; FABIAN, P.** (1991). Predisposition of wheat and barley to fungal leaf attack by preinoculative treatment mit ozone and sulphur dioxide. *J. Plant Dis. Protec.* **93** :313-318.
- FENNEMA, F.** (1992). SO₂ and NH₃ deposition as possible causes for the extinction of *Arnica montana* L. *Water, Air Soil Pollut.* **62** :325-336.
- FERGUSON, J.E.; KIM, N.D.** (1991). Trace elements in street and house dusts: Sources and speciation. *Sci. Total Environ.* **100** :125-150.
- FERON, V.J.; TIL, H.P.; DE VRIJER, F.; WOUTERSEN, R.A.; CASSEE, F.R.; VAN BLADEREN, P.J.** (1991). Aldehydes: occurrence, carcinogenic potential, mechanism of action and risk assessment. *Mutat. Res.* **259** :363-385.
- FIELD, R.A.; GOLDSTONE, M.A.; LESTER, J.N.; PERRY, R.** (1992). The sources and behaviour of tropospheric anthropogenic volatile hydrocarbons. *Atmos. Environ.* **26A** (16):2983-2996.
- FIGLER, B.; SAHLE, W.; KRANTZ, S.; ULFVARSON, U.** (1996). Diesel exhaust quantification by scanning electron microscope with special emphasis on particulate size distribution. *Sci. Total Environ.* **193** :77-83.
- FINCK, A.** (1974). Die Notwendigkeit von chemischen Elementen für höhere Pflanzen. *Angew. Bot.*, Bd. 48, pp. 21-38.
- FINLAYSON-PITTS, B.J.; PITTS, J.N.** (1993). Atmospheric chemistry of tropospheric ozone formation: Scientific and regulatory implications. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **43** (8):1091-1100.
- FLAIG, H.; MOHR, H.** (1996). Der überlastete Stickstoffkreislauf: Strategien einer Korrektur. *Nova Acta Leopoldiana*, Bd. 70, Nr. 289.
- FLETCHER, J.S.; DONNELLY, P.K.; HEGDE, R.S.** (1993). Biodegradation of PCB by plant-bacteria and plant-fungi systems. In: FIEDLER, H.; FRANK, H.; HUTZINGER, O.; PARZEFALL, W.; RISS, A.; SAFE, S. (eds.) *Dioxin '93*. 13th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, September 1993, Vienna. *Organohalogen Compounds*, Vol. 12. Federal Environmental Agency, Vienna, Austria, pp. 103-106.
- FLÜCKIGER, W.; FLÜCKIGER-KELLER, H.; OERTLI, J.J.** (1978). Der Einfluß verkehrsbedingter Luftverunreinigungen auf die Peroxydaseaktivität, das ATP-Bildungsvermögen isolierter Chloroplasten und das Längenwachstum von Mais. *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz* **85** (1):41-47.
- FLÜCKIGER, W.; BRAUN, S.; BOLSINGER, M.** (1988). Air pollution: Effect on host-plant-insect relationships. In: SCHULTE-HOSTEDE, S.; DARRALL, N.M.; BLANK, L.W.; WELLBURN, A.R. (eds.) *Air Pollution and Plant Metabolism*. Proc. 2nd Intern. Symp. 6.-9.4.1987, Munich, FRG. Elsevier, London, New York. pp. 366-380.
- FORTNAGEL** (1992). Möglichkeiten der Schadstoffreduzierung bei Dieselmotoren aus der Sicht der Automobilindustrie. In: ENDE, I. (ed.) *Auswirkungen von Dieselmotorabgasen auf die Gesundheit*. 5 Jahre Forschungsförderung. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit. München. pp. 53-56.
- FRANZARING, J.; WEIGEL, H.J.** (1997). Literaturdokumentation zum Thema: "Ozon-Wirkungen auf Pflanzen". Werkvertrag im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (unveröff.).
- FREIE UND HANSESTADT HAMBURG** (1992). Die Luftbelastung Hamburgs durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH). *Hamburger Umweltberichte* 38/92.
- FRIES, G.F.** (1996). Ingestion of sludge applied organic chemicals by animals. *Sci. Total Environ.* **185** :93-108.
- FROMME, H.; GREGGEL, K.; GUDZUHN, C.** (1993). Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe auf Kinderspielplätzen - Darstellung der Situation, toxikologische Gesichtspunkte und Versuch einer Risikoabschätzung für Benzo(a)pyren. *Gesundh.-Wes.* **55**, 195-205.
- FUHRER, J.** (1993). Die Wirkung von Ozon auf Weizen – Vom Experiment zur Risikobewertung mit Hilfe von Modellen. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC). Liebefeld-Bern.
- FUHRER, J.** (1996). The critical level for effects of ozone on crops, and transfer to mapping. In: KÄRENLAMPPI, L.; SKÄRBY, L. (eds.), *Critical Levels for Ozone in Europe: Testing and Finaliz-*

- ing the Concepts, UN-ECE Workshop Report. University of Kuopio, Finland, pp. 27-43.
- FUJITA, E.M.; WATSON, J.G.; CHOW, J.C.; LU, Z.** (1994). Validation of the chemical mass balance receptor model applied to hydrocarbon source apportionment in the Southern California Air Quality Study. *Environ. Sci. Technol.* **28** (9):1633-1649.
- FUKUI, Y.; DOSKEY, P.V.** (1996). An enclosure technique for measuring non-methane organic compounds emissions from grasslands. *J. Environ. Qual.* **25** (3):601-610.
- FULLER, M.E.; SCOW, K.M.** (1996). Effects of toluene on microbially-mediated processes involved in the soil nitrogen cycle. *Microb. Ecol.* **32** :171-184.
- FUSELLI, S.; BENIGNI, R.; CONTI, L.; CARERE, A.; CREBELLI, R.** (1995). Volatile organic compounds (VOCs) and air mutagenicity: results of one year monitoring at an urban site. *Intern. J. Env. Health Res.* **5** :123-132.
- FUTTERMITTELVERORDNUNG** (1997). Anlagenband zum Bundesgesetzblatt Teil 1, Nr. 77 vom 24. November 1997. Anlage 5.
- GABELE, P.** (1995). Exhaust emissions from in-use alternative fuel vehicles. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **45** (10):770-777.
- GALLI, U.; SCHÜEPP, H.** (1996). Wurzelpilze schützen vor giftigen Schwermetallen *Agrarforsch.* **3** (3):112-114.
- GAN, D.R.; BERTHOUEX, P.M.** (1994). Disappearance and crop uptake of PCB from sludge-amended farmland. *Water Environ. Res.* **66** (1):54-69.
- GARTY, J.; KAUPPI, M.; KAUPPI, A.** (1997). The influence of air pollution on the concentration of airborne elements and on the production of stress-ethylene in the lichen *Usnea hirta* (L.) Weber em. Mot. transplanted in urban sites in Oulu, N. Finland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **32** :285-290.
- GEBEL, T.; KEVEKORDES, S.; SCHÄFER, J.; VON PLATEN, H.; DUNKELBERG, H.** (1996). Assessment of a possible genotoxic environmental risk in sheep bred on grounds with strongly elevated contents of mercury arsenic and antimony. *Mutat. Res.* **368** :267-274.
- GEBEL, T.; LANTZSCH, H.; PLESSOW, K.; DUNKELBERG, H.** (1997). Genotoxicity of platinum and palladium compounds in human and bacterial cells. *Mutat. Res.* **389** :183-190.
- GIESE, M.; BAUER-DORANTH, U.; LANGEBARTELS, C.; SANDERMANN, H. jr.** (1994). Detoxification of formaldehyde by the spider plants (*Chlorophytum comosum* L.) and by soybean (*Glycine max* L.) cell-suspension cultures. *Plant Physiol.* **104** :1301-1309.
- GIVONI, B.** (1991). Impact of planted areas on urban environmental quality: A review. *Atmos. Environ.* **25B** (3):289-299.
- GLOMBITZA, S.; BENDER, J.; WEIGEL, H-J.** (1998). Bewertung von Ozonwirkungen auf mitteleuropäische Pflanzenarten unter Verwendung existierender Literaturdatenbanken." Abschlußbericht. Projekt "Angewandte Ökologie" der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (unveröff.). Karlsruhe.
- GODISH, T.; GUINDON, C.** (1989). Assessment of botanical air purification as a formaldehyde mitigation measure under dynamic laboratory chamber conditions. *Environ. Pollut.* **61** :13-20.
- GONZALEZ, C.M.; CASANOVAS, S.S.; PIGNATA, M.L.** (1996). Biomonitoring of air pollutants from traffic and industries employing *Ramalina ecklonii* (Spreng.) Mey. and Flot. in Cordoba, Argentina. *Environ. Pollut.* **91** (3):269-277.
- GORNA-BINKUL, A.; KEYMEULEN, R.; VAN LANGENHOVE, H.; BUSZEWSKI, B.** (1996). Determination of monocyclic aromatic hydrocarbons in fruit and vegetables by gas chromatography-mass spectrometry. *J. Chromat.* **A734** (2):297-302.
- GORSE, R.A. jr; RILEY, T.L.; FERRIS, F.C.; PERO, A.M.; SKEWES, L.M.** (1983). 1-nitropyrene concentration and bacterial mutagenicity in on-road vehicle particulate emissions. *Environ. Sci. Technol.* **17** (4):198-202.
- GRAM, F.** (1996). Time variations in traffic and traffic emissions. *Sci. Total Environ.* **189/190** :115-118.
- GRANBY, K.; CHRISTENSEN, C.S.; LOHSE, C.** (1997). Urban and semi-rural observation of carboxylic acids and carbonyls. *Atmos. Environ.* **31** (10) :1403-1415.

- GRANIER, L.; CHEVREUIL, M.** (1991). Automobile traffic: A source of PCB to the atmosphere. *Chemosphere* **23** (6):785-788.
- GRANIER, L.; CHEVREUIL, M.** (1992). On the use of tree leaves as bioindicators of the contamination of air by organochlorines in France. *Water, Air Soil Pollut.* **64** :575-584.
- GREGER, M.; JOHANSSON, M.** (1992). Cadmium effects on leaf transpiration of sugar beet (*Beta vulgaris*). *Physiol. Plant.* **86** :465-473.
- GREGER, M.; JOHANSSON, M.; STIHL, A.; HAMZA, K.** (1993). Foliar uptake of Cd by pea (*Pisum sativum*) and sugar beet (*Beta vulgaris*). *Physiol. Plant.* **88** :563-570.
- GREGOR, H.D.; JERING, A.; MOHAUPT, V.; SPRANGER, T.; STROGIES, M.; WERNER, B.** (1998). Stickstoffüberschüsse in der Umwelt. Kommunale Ökologische Briefe, Sonderdruck Nr. 1/7.1.98, pp. 1-11.
- GROB, R.** (1978). Keimschädigung durch Formaldehyd. *Mittlg. schweiz. Landw.* **26** (4):80-90.
- GRÜNHAGE, L.; JÄGER, H.-J.** (1994). Abschätzung des Schädigungspotentials von flüchtigen organischen Verbindungen bei direkter Einwirkung über den Luftpfad. *Schriftenr. Hess. Landesanstalt für Umwelt*; H. 179; pp. 2-18.
- GUERRA, G.; IEMMA, A.; LERDA, D.; MARTINES, C.; SALVI, G.; TAMPONI, M.** (1995). Benzene emissions from motor vehicle traffic in the urban area of Milan: hypothesis of health impact assessment. *Atmos. Environ.* **29** (23) :3559-3569.
- GUICHERIT, R.** (1997). Traffic as a source of volatile hydrocarbons in ambient air. *Sci. Total Environ.* **205** (2-3):201-213.
- HAAS, R.; SCHREIBER, I.; KOSS, G.** (1990). PAK- und Schwermetall-Aufnahme in Getreide - Wechselseitige Beeinflussung. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **2** (2):66-70.
- HÄBERLEIN, I.** (1996). SO₂-Toxizität in Pflanzen und ihr molekularer. *BIOforum* **96** (12):574-576.
- HADNAGY, W.; SEEMAYER, N.H.** (1988). Studies on the mutagenicity and carcinogenicity of extract of particulate matter from gasoline engine exhaust. *Zbl. Bakt. Hyg. B.* **186** :428-467.
- HADNAGY, W.; SEEMAYER, N.H.** (1992). Comparison of cytotoxic and genotoxic activity of airborne particulates and particulate automotive exhaust. *Zbl. Hyg.* **193** :6-7.
- HALSALL, C.J.; COLEMAN, P.J.; DAVIS, B.J.; BURNETT, V.; WATERHOUSE, K.S.; ARDING-JONES, P.; JONES, K.C.** (1994). Polycyclic aromatic hydrocarbons in U.K. urban air. *Environ. Sci. Technol.* **28** (13):2380-2386.
- HALSALL, C.J.; LEE, R.G.M.; COLEMAN, P.J.; BURNETT, V.; HARDING-JONES, P.; JONES, K.C.** (1995). PCB in U.K. urban air. *Environ. Sci. Technol.* **29** (9):2368-2376.
- HAMILTON, E.I.** (1995). State of the art of trace element determination in plant matrices: Determination of the chemical elements in plant matrices, an overview. *Sci. Total Environ.* **176** :3-14.
- HAN, D.-H.; LEE, J.-H.** (1996). Effects of liming on uptake of lead and cadmium by *Raphanus sativa*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **31** :488-493.
- HANKER, D.** (1997). Untersuchungen zum Boden-Pflanze-Transfer verkehrsbedingter Edelmetall- und Schwermetallimmissionen. *Dipl.Geol. Diplomarbeit, Universität Karlsruhe, Institut für Petrographie und Geochemie.*
- HANSEN, A.B.; PALMGREN, F.** (1996). VOC air pollutants in Copenhagen. *Sci. Total Environ.* **189/190** :451-457.
- HANSON, P.J.; LINDBERG, S.E.** (1991). Dry deposition of reactive nitrogen compounds: A review of leaf, canopy and non-foliar measurements. *Atmos. Environ.* **25A** (8):1615-1634.
- HANST, P.L.; SPENCE, J.W.; EDNEY, E.O.** (1980). Carbon monoxide production in photooxidation of organic molecules in the air. *Atmos. Environ.* **14** :1077-1088.
- HÄNTZSCH, S.** (1986). Kfz-bedingte Immissionen in Berlin - aktueller Stand. *Schriftenr. Ver. Wass. Bod. Lufthyg.* **67** :29-48.
- HARLEY, R.A.; HANNIGAN, M.P.; CASS, G.R.** (1992). Respeciation of organic gas emissions and the detection of excess unburned gasoline in the atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* **26** (12):2395-2408.
- HARLEY, R.A.; CASS, G.R.** (1994). Modeling the concentrations of gas-phase

- toxic organic air pollutants: Direct emissions and atmospheric formation. *Environ. Sci. Technol.* **28** (1):88-98.
- HARMS, H.H.** (1996). Bioaccumulation and metabolic fate of sewage sludge derived organic xenobiotics in plants. *Sci. Total Environ.* **185** :83-92.
- HARNER, T.; MACKAY, D.; JONES, K.C.** (1995). Model of the long-term exchange of PCB between soil and atmosphere in the southern U.K. *Environ. Sci. Technol.* **29** (5):1200-1209.
- HARRAD, S.J.; JONES, K.C.** (1993). A congener-specific budget & source inventory for polychlorinated biphenyls (PCB) in the British environment. In: FIEDLER, H.; FRANK, H.; HUTZINGER, O.; PARZEFALL, W.; RISS, A.; SAFE, S. (eds.) *Dioxin '93. 13th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds*, September 1993, Vienna. *Organohalogen Compounds*, Vol. 12. Federal Environmental Agency, Vienna, Austria, pp. 97-100.
- HARRAD, S.J.; SEWART, A.P.; ALCOCK, R.; BOUMPHREY, R.; BURNETT, V.; DUARTE-DAVIDSON, R.; HALSALL, C.; SANDERS, G.; WATERHOUSE, K.; WILD, S.R.; JONES, K.C.** (1994). Polychlorinated biphenyls (PCB) in the British environment: Sinks, sources and temporal trends. *Environ. Pollut.* **85** :131-146.
- HARRISON, R.M.; CHIRGAWI, M.B.** (1989a). The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants - II. Translocation of atmospheric and laboratory-generated cadmium aerosols to and within vegetables. *Sci. Total Environ.* **83** :35-45.
- HARRISON, R.M.; CHIRGAWI, M.B.** (1989b). The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants I. Use of a filtered air growth cabinet. *Sci. Total Environ.* **83** :13-34.
- HARRISON, R.M.; SMITH, D.J.T.; LUHANA, L.** (1996). Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, U.K. *Environ. Sci. Technol.* **30** (3):825-832.
- HARROP, D.O.; MUMBY, K.; ASHWORTH, J.; NOLAN, J.; PRICE, M.; PEPPER, B.** (1990). Air quality in the vicinity of urban roads. *Sci. Total Environ.* **93** :285-292.
- HÄSÄNEN, E.; LIPPONEN, M.; MINKKINEN, P.; KATTAINEN, R.; MARKKANEN, K.; BRJUKHANOV, P.** (1990). Elemental concentrations of aerosol samples from the Baltic Sea area. *Chemosphere* **21** (3):339-348.
- HASSAUER, M.; KALBERLAH, F.; OLTMANN, K.; SCHNEIDER, K.** (1993). Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Bericht 4/93 im Auftrag des Umweltbundesamtes. Berlin.
- HASZPRA, L.; SZILAGYI, I.** (1994). Non-methane hydrocarbon composition of car exhaust in Hungary. *Atmos. Environ.* **28** (16):2609-2614.
- HASZPRA, L.; SZILAGYI, I.; DEMETER, A.; TURANYI, T.; BERCE, T.** (1991). Non-methane hydrocarbon and aldehyde measurements in Budapest, Hungary. *Atmos. Environ.* **25A** (10):2103-2110.
- HAUTALA, E.-L.; REKILAE, R.; TARHANEN, J.; RUUSKANEN, J.** (1995). Deposition of motor vehicle emissions and winter maintenance along roadside assessed by snow analyses. *Environ. Pollut.* **87** :45-49.
- HEIN, D.** (1994). Organische Spurenstoffe - Vorkommen in Böden und Pflanzen. *Übers. Tierernähr.* **22** (1):191-201.
- HEINRICH, U.** (1995). Krebsrisiken durch Benzol und Dieselruß. In: Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Sozialordnung Baden-Württemberg (Hrsg.), "Gesundheitliche Risiken durch den Kfz-Verkehr - Gesundheitspolitik 33, Informationstag am 25.6.1994, Stuttgart, pp. 82-99.
- HEINRICH, U.; PETERS, L.; DASENBROCK, C.** (1995). The carcinogenic potency of carbon particles with and without PAH in the rat lung. *Zbl. Hyg.* **198** :15-16.
- HELMERS, E.; MERGEL, N.** (1997). Platin in belasteten Gräsern: Anstieg der Emissionen aus PKW-Abgaskatalysatoren - Erster Trend aus direkten Umweltmessungen (1992-1995). *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **9** (3):147-148.
- HELMERS, E.** (1997). Platinum emission rate of automobiles with catalytic converters - Comparison and assessment of results from various approaches. *ESPR* **4** (2):100-103.
- HELMERS, E.** (1996). Elements accompanying platinum emitted from automobile

- catalysts. *Chemosphere* **33** (3):405-419.
- HELMERS, E.; MERGEL, N.; BARCHERT, R.** (1994). Platin in Klärschlammasche und an Gräsern. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **6** (3):130-134.
- HELMERS, E.; SCHWARZER, M.; SCHUSTER, M.** (1998). Comparison of palladium and platinum in environmental matrices - Palladium pollution by automobile emissions? *ESPR* **5** (1):44-50.
- HENRY, R.C.; LEWIS, C.W.; COLLINS, J.F.** (1994). Vehicle-related hydrocarbon source compositions from ambient data: The GRACE/SAFER method. *Environ. Sci. Technol.* **28** (5):823-832.
- HENSCHLER, D.** (1987). Wichtige Gifte und Vergiftungen. In: FORRTHE, W.; HENSCHLER, D.; RUMMEL, W. (Hrsg.) "Allgemeine und spezielle Pharmakologie und Toxikologie". Mannheim. pp. 739-834.
- HEPP, R.; HILDEBRAND, E.E.** (1993). Stoffdeposition in Waldbeständen Baden-Württembergs. *AFZ* **22**: 1139-1142.
- HERBARTH, O.; REHWAGEN, M.; RICHTER, M.** (1995). Untersuchungen zur Raum-Zeit-Dynamik der äusseren Exposition gegenüber luftgetragenen chemischen Substanzen - Zuordnung der Exposition zu Stadtstrukturen und Anteilsbewertung von Emittentengruppen. *Forum Städte-Hygiene* **46** (4):231-239.
- HERBARTH, O.; REHWAGEN, M.; RONCO, A.E.** (1997). The influence of localized emittants on the concentration of volatile organic compounds in the ambient air measured close to ground level. *Env. Tox. Water Qual.* **12**:31-37.
- HERING, F.; SCHÖLER, H.F.** (1986). Wie unterscheiden sich die Abgase von Otto- und von Diesel-Motoren? *Arbeitsmed., Sozialmed., Präventivmed.* **21**:308-309.
- HERMAN, D.C.; INNIS, W.E.; MAYFIELD, C.I.** (1991). Toxicity testing of aromatic hydrocarbons utilizing a measure of their impact on the membrane integrity of the green alga *Selenastrum capricornutum*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **47**:874-881.
- HERMANSON, M.H.; HITES, R.A.** (1990). Polychlorinated biphenyls in tree bark. *Environ. Sci. Technol.* **24** (5):666-671.
- HERRMANN, K.** (1991). Die Aromastoffe des Obstes, Teil IV: Steinobst. *Erwerbsobstbau* **33** (6):174-180.
- HERTEL, R.F.; KÖNIG, H.P.; INACKER, O.; MALESSA, R.** (1990). Nachweis der Freisetzung und Identifizierung von Edelmetallen im Abgasstrom von Katalysatorfahrzeugen In: ENDE, I. (ed.) Edelmetallemissionen. Zwischenbericht. GSF (Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH), München. pp. 16-21.
- HETTICHE, H.O.** (1971). Pflanzenwachse als Sammler für polyzyklische Aromaten in der Luft von Wohngebieten. *Staub Reinhalt. Luft* **31** (2):72-76.
- HEWITT, C.N.; RASHED, M.B.** (1990). An integrated budget for selected pollutants for a major rural highway. *Sci. Total Environ.* **93**:375-384.
- HEWITT, C.N.; RASHED, M.B.** (1991). The deposition of selected pollutants adjacent to a major rural highway. *Atmos. Environ.* **25A** (5/6):979-983.
- HEWSTONE, R.K.** (1994). Health, safety and environmental aspects of used crankcase lubricating oils. *Sci. Total Environ.* **156**:255-268.
- HEYMANN, H.; WIECHMANN, H.** (1996). Cadmiumverfügbarkeit für Gemüsepflanzen in Kleingartenböden. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **159**:459-465.
- HICKMAN, A.J.; GRAHAM, M.A.** (1993). Performance related exhaust emissions from heavy duty diesel engines. *Sci. Total Environ.* **134**:211-223.
- HILDEBRAND, E.E.; VON WILPERT, K.** (1994). Schadstoffeintrag und Waldernährung in Fichtenbeständen Baden-Württembergs. *Forst und Holz* **49**:629-632.
- HILDEMANN, L.M.; MARKOWSKI, G.R.; CASS, G.R.** (1991). Chemical composition of emissions from urban sources of fine organic aerosol. *Environ. Sci. Technol.* **25** (4):744-759.
- HILL, A.C.** (1971). Vegetation: A sink for atmospheric pollutants. *J. Air Pollut. Contr. Assoc.* **21** (6):341-346.
- HILL, R.F.; MAYER, W.J.** (1977). Radiometric determination of platinum and palladium attrition from automotive catalysts. *JEEE Transact. Nucl. Sci. NS* **24**(6): 2549-2554.
- HIRANO, T.; KIYOTA, M.; AIGA, I.** (1995). Physical effects of dust on leaf physiology of cucumber and kidney bean

- plants. *Environ. Pollut.* **89** (3):255-261.
- HOCK, VON, B.; ELSTNER, B.**; (Hrsg.) (1995). *Schadwirkungen auf Pflanzen. Lehrbuch der Pflanzentoxikologie*. 3. Aufl., Spektrum Akad. Verl., Heidelberg, 444 S.
- HOFF, H.** (1986). Automobile pollutant concentrations in Bavarian cities. *Schriftenr. Ver. Wass. Bod. Lufthyg.* **67** :119-137.
- HOFFMAN, F.O.; THIESSEN, K.M.; RAE, R.M.** (1995). Comparison of interception and initial retention of wet-deposited contaminants on leaves of different vegetation types. *Atmos. Environ.* **29** (15):1771-1775.
- HOLOPAINEN, J.K.; MUSTANIEMI, A.; KAINULAINEN, P.; SATKA, H.; OKSANEN, J.** (1993). Conifer aphids in an air-polluted environment. I. Aphid density, growth and accumulation of sulphur and nitrogen by Scots pine and Norway spruce seedlings. *Environ. Pollut.* **80** :185-191.
- HÖPFNER, U.** (1991). Schadstoffemissionen der verschiedenen Verkehrssysteme. *Forum Städte-Hygiene* **42** (5):261-265.
- HOPKIN, S.P.; MARTIN, M.H.** (1982). The distribution of zinc, cadmium, lead and copper within the woodlouse *Oniscus asellus* (Crustacea, Isopoda). *Oecologia* **54** :227-232.
- HORNBuckle, K.C.; EISENREICH, S.J.** (1996). Dynamics of gaseous semi-volatile organic compounds in a terrestrial ecosystem - effects of diurnal and seasonal climate variations. *Atmos. Environ.* **30** (23):3935-3945.
- HORNBURG, V.; BRÜMMER, G.W.** (1993). Verhalten von Schwermetallen in Böden 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **156** :467-477.
- HORSTMANN, M.; MCLACHLAN, M.S.** (1996). Evidence of a novel mechanism of semivolatile organic compound deposition in coniferous forests. *Environ. Sci. Technol.* **30** (5):1794-1796.
- HORVATH, H.; KREINER, I.; NOREK, C.; PREINING, O.** (1988). Diesel emissions in Vienna. *Atmos. Environ.* **22** (7) :1255-1269.
- HOSEIN, H.R.; GRAY, L.; MCGUIRE, J.** (1987). Contribution of adsorbed PCB to total airborne PCB during soil clean-up. *J. Air Pollut. Contr. Assoc.* **37** (2):176-178.
- HOULDEN, G.; MCNEILL, S.; AMINU-KANO, M.; BELL, J.N.B.** (1990). Air pollution and agricultural aphid pests. I: Fumigation experiments with SO₂ and NO₂. *Environ. Pollut.* **67** :305-314.
- HOULDEN, G.; MCNEILL, S.; CRASKE, A.; BELL, J.N.B.** (1991). Air pollution and agricultural aphid pests. II. Chamber filtration experiments. *Environ. Pollut.* **72** :45-55.
- HOVMAND, M.F.; TJELL, J.C.; MOSBAEK, H.** (1983). Plant uptake of airborne cadmium. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **30** :27-38.
- HUANG, J.W.; CHEN, J.; BERTI, W.R.; CUNNINGHAM, S.D.** (1997). Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ. Sci. Technol.* **31** (3):800-805.
- HUANG, X.; OLMEZ, I.; ARAS, N.K.; GORDON, G.E.** (1994). Emissions of trace elements from motor vehicles: potential marker elements and source composition profile. *Atmos. Environ.* **28** (8):1385-1391.
- HUFTON, C.A.; BESFORD, R.T.; WELLBURN, A.R.** (1996). Effects of NO (+ NO₂) pollution on growth, nitrate reductase activities and associated protein contents in glasshouse lettuce grown hydroponically in winter with CO₂ enrichment. *New Phytol.* **133** :495-501.
- IERADI, L.A.; CRISTALDI, M.; MASCANZONI, D.; CARDARELLI, E.; GROSSI, R.; CAMPANELLA, L.** (1996). Genetic damage in urban mice exposed to traffic pollution. *Environ. Pollut.* **92** (3):323-328.
- IHME, W.; WICHMANN, H.-E.** (1996). Expositionsabschätzung mittels Modellrechnungen - Orale Belastung des Menschen durch PAK über Trinkwasser und andere Quellen. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **8** (6):343-354.
- IHME, W.; LIN, Y.; WICHMANN, H.E.** (1992). Risk assessment bei der Bewertung von Sanierungsalternativen aus umweltmedizinischer Sicht. In: JESSBERGER, H.L. (Hrsg.) "Erkundung und Sanierung von Altlasten", Berichte vom 8. Bochumer Altlasten-Seminar 1992, Balkema, Rotterdam, Brookfield.

- ISERMANN, K.** (1994). Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environ. Pollut.* **83** :95-111.
- ISRAEL, G.; FRIESE, R.; BAUER, H.W.** (1986). Der Verkehrsanteil an der Immission von Gesamtstaub und polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in deutschen Grossstädten. *Schriftenr. Ver. Wass. Bod. Lufthyg.* **67** :59-80.
- ISRAEL, G.; PESCH, M.; SCHLUMS, C.** (1994). Bedeutung des Reifenabriebs für die Russemission des Kfz-Verkehrs. *Staub Reinhalt. Luft* **54** (11) :423-430.
- IWATA, Y.; GUNTHER, F.A.** (1976). Translocation of the polychlorinated biphenyl Aroclor 1254 from soil into carrots under field conditions. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **4** :44-59.
- JACKSON, G.E.** (1995). The effect of ozone, nitrogen dioxide or nitric oxide fumigation of cereals on the rose grain aphid *Metopolophium dirhodum*. *Agric. Ecosys. Environ.* **54** :187-194.
- JACOB, J.; GRIMMER, G.; HILDEBRANDT, A.** (1993). The use of passive samplers for monitoring polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. *Sci. Total Environ.* **139/140** :307-321.
- JAN, J.; ZUPANCIC-KRALJ, L.; KRALJ, B.; MARSEL, J.** (1994). The influence of exposure time and transportation routes on the pattern of organochlorines in plants from a polluted region. *Chemosphere* **29** (8):1603-1610.
- JARONI, H.; V.D. TRENCK, K.T.** (1995). Prüf-werte zum Schutz von Menschen auf kontaminierten Böden - fachliche Begründung der Ableitung. *Forum Städte-Hygiene* **46** :315-329.
- JEN, M.S.; HOYLMAN, A.M.; EDWARDS, N.T.; WALTON, B.T.** (1995). Experimental method to measure gaseous uptake of ¹⁴C-toluene by foliage. *Environ. Exp. Bot.* **35** (3):389-398.
- JENSEN, E.S.; PILEGAARD, K.** (1993). Absorption of nitrogen dioxide by barley in open-top chambers. *New Phytol.* **123** :359-364.
- JENSEN, S.S.** (1995). Driving patterns and emissions from different types of roads. *Sci. Total Environ.* **169** :123-128.
- JING, L.; FORSS, A.M.; BACH, C.; GRAF, R.; EGGENBERGER, U.** (1996). Umfassende, wirkungsorientierte Charakterisierung von Partikeln aus Dieselabgasen. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* **56** (4):139-145.
- JOBLING, J.; MCGLASSON, W.B.** (1995). Chilling at 0°C in air induces ethylene production in Fuji and Lady Williams apples. *Aust. J. Exp. Agric.* **35** :651-655.
- JONECK, M.; PRINZ, D.** (1996). Organische und anorganische Schadstoffe in straßennahen Böden unterschiedlich stark befahrener Verkehrswege in Bayern. *Wasser und Boden* **48** :49-54.
- JONES, K.C.** (1991). Contaminant trends in soils and crops. *Environ. Pollut.* **69** (4):311-325.
- JONES, K.C.; SYMON, C.J.; JOHNSTON, A.E.** (1987). Retrospective analysis of an archived soil collection. II. Cadmium. *Sci. Total Environ.* **67** :75-89.
- JONES, K.C.; JOHNSTON, A.E.** (1991a). Significance of atmospheric inputs of lead to grassland at one site in the United Kingdom since 1860. *Environ. Sci. Technol.* **25** (6):1174-1178.
- JONES, K.C.; SYMON, C.; TAYLOR, P.J.L.; WALSH, J.; JOHNSTON, A.E.** (1991b). Evidence for a decline in rural herbage lead levels in the U.K. *Atmos. Environ.* **25A** (2):361-369.
- JONES, K.C.; SANDERS, G.; WILD, S.R.; BURNETT, V.; JOHNSTON, A.E.** (1992). Evidence for a decline of PCB and PAH in rural vegetation and air in the United Kingdom. *Nature* **356** (12 March) :137-140.
- JONES, K.C.; DUARTE-DAVIDSON, R.; CAWSE, P.A.** (1995). Changes in the PCB concentration of United Kingdom air between 1972-1992. *Environ. Sci. Technol.* **29** (1):272-275.
- JORGENSEN, K.** (1996). Emissions from light and medium goods vehicles in Denmark. *Sci. Total Environ.* **189/190** :131-138.
- JORI, A.; CALAMARI, D.; DI DOMENICO, A.; GALLI, C.L.; GALLI, E.; MARINOVICH, M.; SILANO, V.** (1986). Ecotoxicological profile of xylenes. *Ecotoxicol. Environ. Safety* **11** :44-80.
- JULKUNEN-TIITTO, R.; LAVOLA, A.; KAINULAINEN, P.** (1995). Does SO₂ fumigation change the chemical de-

- fense of woody plants: The effect of short-term SO₂ fumigation on the metabolism of deciduous *Salix myrsinifolia* plants. *Water, Air Soil Pollut.* **83** :195-203.
- KAHLE, H.; BRECKLE, S.-W.** (1992). Blei und Cadmium - Zeitbombe in unseren Waldböden - Sind Waldökosysteme auch durch toxische Schwermetalle gefährdet? *Biol. in unserer Zeit* **22** (1) :21-27.
- KAINULAINEN, E.; SATKA, H.; MUSTANIEMI, A.; HOLOPAINEN, J.K.; OKSANEN, J.** (1993). Conifer aphids in an air-polluted environment. II. Host plant quality. *Environ. Pollut.* **80** :193-200.
- KAINULAINEN, P.; HOLOPAINEN, J.K.; OKSANEN, J.** (1995). Effects of SO₂ on the concentrations of carbohydrates and secondary compounds in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seedlings. *New Phytol.* **130** :231-238.
- KALBERLAH, F.; SCHNEIDER, K.** (1998). Quantifizierung von Extrapolationsfaktoren. Endbericht des Forschungsvorhabens Nr. 116 06 113 des UBA. Bremerhaven.
- KALKER, U.** (1993). Gesundheitliche Bewertung der verkehrsbedingten Schadstoffe Stickoxide, Benzol und Dieselrußpartikel. *Forum Städte-Hygiene* **44** (1):2-9.
- KAMENS, R.M.; COE, D.L.** (1997). A large gas-phase stripping device to investigate rates of PAH evaporation from airborne diesel soot particles. *Environ. Sci. Technol.* **31** (6):1830-1833.
- KATSOUKIS, B.D.** (1996). The relationship between synoptic, mesoscale and microscale meteorological parameters during poor air quality events in Athens, Greece. *Sci. Total Environ.* **181** :13-24.
- KELLER, T.; BEDA, H.** (1984). Effects of SO₂ on the germination of conifer pollen. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **33** :237-243.
- KENSKI, D.M.; WADDEN, R.A.; SCHEFF, P.A.; LONNEMAN, W.A.** (1995). Receptor modelling approach to VOC emission inventory validation. *J. Environ. Engin.* **121** (7):483-491.
- KENTNER, M.; LEINEMANN, M.** (1994). Umwelt- und arbeitsmedizinische Bedeutung von Antimon und seinen wichtigsten Verbindungen. *Zentralbl. Arbeitsmed.* **44** :46-55.
- KERLER, F.; SCHÖNHERR, J.** (1988). Accumulation of lipophilic chemicals in plant cuticles: Prediction from octanol/water partition coefficients. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **17** :1-6.
- KEYMEULEN, R.; SCHAMP, N.; VAN LANGENHOVE, H.** (1993). Factors affecting airborne monocyclic aromatic hydrocarbon uptake by plants. *Atmos. Environ.* **27A** (2):175-180.
- KEYMEULEN, R.; SCHAMP, N.; VAN LANGENHOVE, H.** (1995). Uptake of gaseous toluene in plant leaves: A two compartment model. *Chemosphere* **31** (8):3961-3975.
- KHALIL, M.A.K.; RASMUSSEN, R.A.** (1989). Urban carbon monoxide: Contribution of automobiles and wood burning. *Chemosphere* **19** (8/9):1383-1386.
- KHALIL, M.A.K.; RASMUSSEN, R.A.** (1990). The global cycle of carbon monoxide: Trends and mass balance. *Chemosphere* **20** (1-2):227-242.
- KHALILI, N.R.; SCHEFF, P.A.; HOLSEN, T.M.** (1995). PAH sources fingerprints for coke ovens, diesel and gasoline engines, highway tunnels, and wood combustion emissions. *Atmos. Environ.* **29** (4):533-542.
- KIM, N.D.; FERGUSON, J.E.** (1994). Seasonal variations in the concentrations of cadmium, copper, lead and zinc in leaves of the horse chestnut (*Aesculus hippocastanum* L.). *Environ. Pollut.* **86** (1):89-97.
- KIRCHSTETTER, T.W.; SINGER, B.C.; HARLEY, R.A.; KENDALL, G.R.; CHAN, W.** (1996). Impact of oxygenated gasoline use on California light-duty vehicle emissions. *Environ. Sci. Technol.* **30** (2):661-670.
- KLEIN, H.; JÄGER, H.-J.; DOMES, W.; WONG, C.H.** (1978). Mechanisms contributing to differential sensitivities of plants to SO₂. *Oecologia* **33** :203-208.
- KLING, J.** (1997). Phytoremediation of organics moving rapidly into field trials. *Environ. Sci. Technol.* **31** (3):129 A.
- KLINGENBERG, H.** (1996). Automobile exhaust emission testing. Springer, Berlin, 383 S.
- KLINGENBERG, H.; WINNEKE, H.** (1990). Studies on health effects of automotive exhaust emissions how danger-

- ous are diesel emissions ? *Sci. Total Environ.* **93** :95-105.
- KLINGENBERG, H.; SCHÜRMAN, D.; LIES, K.H.** (1992). Russpartikel im Dieselmotorabgas - Entstehung und Messung. In: ENDE, I. (ed.) Auswirkungen von Dieselmotorabgasen auf die Gesundheit. GSF, München, pp. 9-15.
- KLÖPFER, W.; HAAG, F.; KOHL, E.-G.; FRANK, R.** (1988). Testing of the abiotic degradation of chemicals in the atmosphere: the smog chamber approach. *Ecotoxicol. Environ. Safety* **15** :298-319.
- KNOBLOCH, S.; KOCK, H.; KÖNIG, H.P.** (1992). Particulate emissions from a catalyst engine. *J. Aerosol Sci.* **23** (Supplement):S257-S259.
- KOBRIGER, J.M.; TIBBITTS, T.W.** (1985). Effect of relative humidity prior to and during exposure on response of peas to ozone and sulfur dioxide. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* **110** :21-24.
- KOLAR, J.** (1975). Aldehyde - eine bedeutende Gruppe luftverunreinigender Stoffe ? *Tech. Überw.* **16** (3):68-78.
- KOLAR, J.** (1981). Anteil der Stickstoffdioxid-Immission an der Gesamt-Stickstoffdioxid-Immission in Städten. *Staub Reinhalt. Luft* **41** (3):85-91.
- KOLB, M.; BOCK, C.; HARMS, H.** (1996). Bioakkumulation und Persistenz organischer Schadstoffe aus Bioabfallkomposten in Pflanzen. In: STEGMANN, R. (Hrsg.). Neue Techniken zur Kompostierung. Kompendium zum BMBF-Verbundvorhaben, pp. 345-360.
- KÖMP, P.; MCLACHLAN, M.S.** (1997a). Influence of temperature on the plant/air partitioning of semivolatile organic compounds. *Environ. Sci. Technol.* **31** (3):886-890.
- KÖMP, P.; MCLACHLAN, M.S.** (1997b). Interspecies variability of the plant/air partitioning of polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* **31** (10):2944-2948.
- KONDO, T.; HASEGAWA, K.; UCHIDA, R.; ONISHI, M.; MIZUKAMI, A.; OMASA, K.** (1995). Absorption of formaldehyde by Oleander (*Nerium indicum*). *Environ. Sci. Technol.* **29** (11):2901-2903.
- KÖNIG, H.P.; HERTEL, R.F.; KOCH, W.; ROSNER, G.** (1992). Determination of platinum emissions from a 3-way catalyst-equipped gasoline engine. *Atmos. Environ.* **26A** (5):741-745.
- KOSS, G.** (1994). Kohlenwasserstoffe. In: MARQUARDT, H.; SCHÄFER, S.G. (Hrsg.) *Lehrbuch der Toxikologie*. Mannheim. pp. 369-404.
- KRAHL, J.; MUNACK, A.; BAHADIR, M.** (1994). Emissionen bei der Verwendung von Rapsöl, RME oder Dieselmotorabgas sowie vergleichende Abschätzung ihrer Umweltwirkungen - eine Übersicht. *Landbauforsch. Völknerode* **44** (2):182-196.
- KRALL, A.R.; TOLBERT, N.E.** (1957). A comparison of the light dependent metabolism of carbon monoxide by barley leaves with that of formaldehyde, formate and carbon dioxide. *Plant. Physiol.* **32** :321-326.
- KRÄMER, U.** (1998). Veränderungen in der Luftbelastung und der Atemwegsgesundheit von Kindern aus Ost- und Westdeutschland zwischen 1991 und 1994. In: Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg (Hrsg.) *Umed Info* 7, August 1998, Stuttgart, pp. 16-18.
- KRATZ, W.; BIELITZ, K.; JÄGER-VOLMER, J.; KIELHORN, U.; KRONSHAGE, J.; RINK, U.; WEIGMANN, G.** (1989). Ökosystemare Untersuchungen zur Schwermetallkontamination eines immissionsbelasteten Forstamtes an der Autobahn Avus in Berlin (West). *Verh. Ges. f. Ökol.* **18** :409-413.
- KRAUSE, C.R.; DOCHINGER, L.S.** (1987). Sulfur accumulation in red maple leaves exposed to sulfur dioxide. *Phytopath.* **77** (10):1438-1441.
- KRAUSE, G.H.M.; PRINZ, B.; HÖCKEL, F.E.** (1994). Ozon - Ursache der neuartigen Waldschäden? Eine kritische Bilanz aus 10 Jahren Waldschadensforschung an der Landesanstalt für Immissionsschutz NRW. *Essener Ökol. Schr.*, **4** :31-38.
- KUHLER, M.; KRAFT, J.; BESS, H.; SCHÜRMAN, D.** (1990). Atmospheric transport of emissions from a motorway - measurement and modelling. *Sci. Total Environ.* **93** :313-322.
- KUHLMANN, F.** (1985). Zum Vorkommen von polychlorierten Biphenylen und Polychlordibenzodioxinen/-furanen in Alt- und Motorenöl. *Müll Abfall* **17** (12):412-417.
- KUHN, A.; BALLACH, H.-J.; WITTIG, R.** (1998). Seasonal variation of the dis-

- tribution of polycyclic aromatic hydrocarbons on poplar leaves. *Fresenius Envir. Bull.* **4** :164-169.
- KULEFF, I.; DJINGOVA, R.** (1984). The dandelion (*Taraxacum officinale*) - a monitor for environmental pollution? *Water, Air Soil Pollut.* **21** :77-85.
- KULSHRESTHA, K.; FAROOQUI, A.; SRIVASTAVA, K.; SINGH, S.N.; AHMAD, K.J.; BEHL, H.M.** (1994). Effect of diesel exhaust pollution on cuticular and epidermal features of *Lantana camara* L. and *Syzygium cumini* L. (Skeels.). *J. Environ. Sci. Health* **A29** (2):301-308.
- LAHMANN, E.; MORISKE, H.-J.; KONIECZNY, L.** (1996). Trend und Maxima von Stickstoffdioxid-Immissionen. *Gesundh.-Ing.* **117** (2):81-85.
- LAI (LÄNDERAUSSCHUSS FÜR IMMISSIONSCHUTZ)** (1992). Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen. Entwicklung von Beurteilungsmaßstäben für kanzerogene Luftverunreinigungen. Hrsg.: Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf.
- LAI (LÄNDERAUSSCHUSS FÜR IMMISSIONSCHUTZ)** (1998). Erfahrungsbericht über die Ermittlung von Konzentrationswerten nach der 23. BImSchV. Gesellschaft für Umweltmessung und Umwelterhebung (UMEG), Karlsruhe.
- LAMMEL, G.; FLESSA, H.** (1998). Anthropogene Störung des Stickstoff-Kreislaufs. Ökotoxikologische Dimension. *Z. Umweltchem. Ökotox.* **10**(5), 295-305.
- LASCHKA, D.; STRIEBEL, T.; DAUB, J.; NACHTWEY, M.** (1996). Platin im Regenabfluss einer Strasse. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **8** (3):124-129.
- LASKUS, L.** (1986). Korngrößenverteilung von bleihaltigem Luftstaub in Stadtgebieten. *Schriftenr. Ver. Wass. Bod. Lufthyg.* **67** :139-149.
- LAURENCE, J.A.; REYNOLDS, K.L.** (1982). Effects of concentration of sulfur dioxide and other characteristics of exposure on the development of lesions, caused by *Xanthomonas phaseoli* in Red Kidney beans. *Phytopath.* **72** (9):1243-1246.
- LAURENCE, J.A.; REYNOLDS, K.L.** (1984). Growth of leaf surface populations of *Xanthomonas phaseoli* on Red Kidney bean plants exposed to SO₂. *Environ. Pollut.* **33** :379-385.
- LEE, D.S.; KÖHLER, I.; GROBLER, E.; ROHRER, F.; SAUSEN, R.; GALLARDO-KLENNER, L.; OLIVIER, J.G.J.; DENTENER, F.J.; BOUWMAN, A.F.** (1997). Estimations of global NO_x emissions and their uncertainties. *Atmos. Environ.* **31** (12):1735-1749.
- LEE, E.; BANKS, M.K.** (1993). Bioremediation of petroleum contaminated soil using vegetation: A microbial study. *J. Environ. Sci. Health* **A28** (10):2187-2198.
- LEE, W.-J.; WANG, Y.-F.; LIN, T.-C.; CHEN, Y.-Y.; LIN, W.-C.; KU, C.-C.; CHENG, J.-T.** (1995). PAH characteristics in the ambient air of traffic-source. *Sci. Total Environ.* **159** :185-200.
- LEGGETT, S.** (1996). Forecast distributions of species and their atmospheric reactivities for the U.K. VOC emission inventory. *Atmos. Environ.* **30** (2):215-226.
- LEIDMANN, P.; FISCHER, K.; BIENIEK, D.; NÜSSELEIN, F.; KETTRUP, A.** (1994). Removal of heavy metals from polluted soil with grass silage juice. *Chemosphere* **28** (2) :383-390
- LEISEN, P.** (1993). Emissions and air pollution concentrations of nitrogen oxides caused by a German motorway. *Sci. Total Environ.* **134** :125-137.
- LENDZIAN, K.J.; KERSTIENS, G.** (1991). Sorption and transport of gases and vapors in plant cuticles. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **121** :65-128.
- LENNER, M.** (1987). Nitrogen dioxide in exhaust emissions from motor vehicles. *Atmos. Environ.* **21** (1):37-43.
- LEONARD, A.; GERBER, G.B.; JACQUET, P.; LAUWERYS, R.R.** (1984). Carcinogenicity, mutagenicity, and teratogenicity of industrially used metals. In: KIRSCH-VOLDERS, M. (ed.) *Mutagenicity, Carcinogenicity, and Teratogenicity of Industrial Pollutants*, 1st ed. Plenum Press, New York, London, pp. 59-126.
- LEVINE, J.S.; COFER, W.R.I.I.I.; CAHOON, D.R. jr.; WINSTEAD, E.L.** (1995). Biomass burning - A driver for global change. *Environ. Sci. Technol.* **29** (3):120A-125A.
- LEVSEN, K.; KÖNIG, H.; ARTELT, S.** (1995). Quantitative und statistische Reihenuntersuchungen über emittierte Pla-

- tinmetallaerosole aus Automobilkatalysatoren. Abschlussbericht AA 54/95 Forschungsvorhaben.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ)** (Hrsg.) (1992). Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg - Sonderbericht 3: Die Fischfauna der Bäche des Nordschwarzwaldes. Karlsruhe, 223 p.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ)** (Hrsg.) (1994). Auswirkungen saurer Niederschläge auf Böden und Gewässer. – Kurzbericht. Karlsruhe, 17 p.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ)** (Hrsg.) (1995). Stoffbericht Polychlorierte Biphenyle. Texte und Berichte zur Altlastensanierung, 16/95. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 121 p.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ)** (Hrsg.) (1996a). Belastung von Säugetieren mit Umweltschadstoffen. Tagungsband Workshop am 15./16.11.1995 in Karlsruhe. Ökol. Wirkungskataster B.-W., Nr. 1 Karlsruhe, 264 p.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ)** (Hrsg.) (1996b). Die Luft in Baden-Württemberg - Jahresbericht 1995. Karlsruhe. pp. 79-85.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ)** (Hrsg.) (1997a). Boden als Lebensraum für Bodenorganismen. Literaturstudie; bodenbiologische Standortklassifikation. Karlsruhe, 216 p.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ)** (Hrsg.) (1997b). Stoffbericht polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 34/97. Karlsruhe, 248 p.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ)** (Hrsg.) (1998a). Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanzen und Boden/Sickerwasser. Texte und Berichte zum Bodenschutz 5/98. Karlsruhe, 208 p.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ)** (Hrsg.) (1998b). Jahresbericht 1996/97. Berichte der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. 21; Karlsruhe, 134 p.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ)** (Hrsg.) (1998c). Monatliche Meßberichte der Immissionskonzentration, April 1998, Karlsruhe, (unveröff.).
- LI, C.K.; KAMENS, R.M.** (1993). The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptor modelling. *Atmos. Environ.* **27A** (4):523-532.
- LI, Y.-M.; CHANEY, R.L.; SCHNEITER, A.A.** (1994). Effect of soil chloride level on cadmium concentration in sunflower kernels. *Plant. Soil.* **167** :275-280.
- LISK, D.J.** (1972). Trace metals in soils, plants, and animals. *Adv. Agron.* **24** :267-325.
- LOBINSKI, R.; WITTE, C.; ADAMS, F.C.; TEISSEDRE, P.L.; CABANIS, J.C.; BOUTRON, C.F.** (1994). Organolead in wine. *Nature* **370** (7 July):24.
- LÖFGREN, L.; PETERSSON, G.** (1992). Proportions of volatile hazardous hydrocarbons in vehicle-polluted urban air. *Chemosphere* **24** (2):135-140.
- LOHRER, W.; NANTKE, H.-J.; SCHAAF, R.** (1985). Formaldehyd in der Umwelt. Staub Reinhalt. Luft **45** (5):239-246.
- LORBER, K.** (1980). Müllverbrennung und Schwermetallemission. Müll Abfall **12** (6):169-172.
- LORENZ, H.; NEUMEIER, G.** (1983). Polychlorierte Biphenyle (PCB). BGA-Schriften 4/83, MMV Medizin-Verlag, München, 201 p.
- LORENZ, S.** (1996). Wirkung von Ozon und Schwefeldioxid auf ein Aggregationspheromon von *Drosophila melanogaster*. Ber. Inst. Landschafts- und Pflanzenökol. Univ. Hohenheim **5**: 155-164.
- LORENZ, S.** (1997). Wirkung von Stickstoffdioxid auf Pheromone von Wicklern (*Adoxophyes orana* F.v.R., *Eupeccilia ambiguelles* Hb., *Grapholita funebrana* Tr.) und der Fruchtfliege *Drosophila melanogaster*. Ber. Inst. Landschafts- und Pflanzenökol. Univ. Hohenheim **6** :11-16.
- LORENZ, S.; ARNDT, U.** (1997). Labor- und Freilanduntersuchungen zur Wirkung von Ozon, Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid auf Lepidopterenpheromone. Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent. **11**: 505-508.
- LORENZINI, G.; FARINA, R.; GUIDI, L.** (1990). The effects of sulfur dioxide on the parasitism of the rust fungus *Uromyces viciae fabae* on *Vicia faba*. *Environ. Pollut.* **68** (1-2):1-14.

- LORENZINI, G.; PANATTONI, A.; GUIDI, L.; SCHENONE, G.** (1992). On the effect of exposure to realistic sulfur dioxide levels on six host/pathogen combinations. *J. Environ. Sci. Health* **A27** (7):1863-1873.
- LÖTSCHERT, W.; GROSCH, S.** (1984). Bleiakкумуляtion in den Nadeln von *Taxus baccata* L. im Immissionsgebiet von Frankfurt a.M. *Acta Oec.* **5** (1):39-47.
- LOZANO-RODRIGUEZ, E.; HERNANDEZ, L.E.; BONAY, P.; CARPENA-RUIZ, R.O.** (1997). Distribution of cadmium in shoot and root tissues of maize and pea plants: physiological disturbances. *J. Exp. Bot.* **48** (306):123-126.
- LUSTIG, S.; ZANG, S.; MICHALKE, B.; SCHRAMMEL, P.; BECK, W.** (1996). Transformation behaviour of different platinum compounds in a clay-like humic soil: speciation investigations. *Sci. Total Environ.* **188**:195-204.
- LUSTIG, S.; SCHIERL, R.; ALT, F.; HELMERS, E.; KÜMMERER, K.** (1997). Deposition, Verteilung sowie Bedeutung für den Menschen und sein Nahrungsnetz - Stand und Forschungsbedarf. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **9** (3):149-152.
- MADANY, I.M.; AKHTER, M.S.; RAVEENDRAN, E.** (1996). Spatial and temporal patterns in heavy metals concentration in street dust in a hot desert region. *Intern. J. Env. Health Res.* **6**:93-101.
- MAELICKE, A.** (1998). Nobelpreise für Chemie und Medizin 1998. *Nachr. Chem. Tech. Lab* **46**(II), 1040-1042.
- MAGAN, N.; MCLEOD, A.R.** (1991). Effect of open-air fumigation with sulphur dioxide on the occurrence of phylloplane fungi on winter barley. *Agric. Ecosys. Environ.* **33**:245-261.
- MAIER-REITER, W.; BARTHOLMESS, H.** (1994). Bioindikation - Effektive Möglichkeit zur Umweltüberwachung. *UMWELT kommunal* **209**:1-4.
- MALTBY, L.; BOXALL, A.B.A.; FORROW, D.M.; CALOW, P.; BETTON, C.I.** (1995). The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems: 2. Identifying major toxicants. *Environ. Toxicol. Chem.* **14** (6):1093-1101.
- MANNINO, D.M.; ETZEL, R.A.** (1996). Are oxygenated fuels effective? An evaluation of ambient carbon monoxide concentrations in 11 Western States, 1986 to 1992. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **46** (1):20-24.
- MANSFIELD, P.J.; BELL, J.N.B.; MCLEOD, A.R.; WHEELER, B.E.J.** (1991). Effects of sulphur dioxide on the development of fungal diseases of winter barley in an open-air fumigation system. *Agric. Ecosys. Environ.* **33**:215-232.
- MARKERT, B.** (1992). Multi-element analysis in plant materials. Analytical tools and biological questions. In: ADRIANO, D.C. (ed.) *Biogeochemistry of Trace Metals*. Lewis, Boca Raton, FL, pp. 401-428. (1st International Conference on Metals in soils, Waters, Plants and Animals; Orlando, FL).
- MARKERT, B.** (1993). Interelement correlations detectable in plant samples based on data from reference materials and highly accurate research samples. *Fresenius J. Anal. Chem.* **345**:318-322.
- MARKERT, B.; WECKERT, V.** (1993). Time- and-site integrated long-term biomonitoring of chemical elements by means of mosses. *Toxicol. Environ. Chem.* **40**:43-56.
- MARKERT, B.; WECKERT, V.** (1994). Higher lead concentrations in the environment of former West Germany after the fall of the 'Berlin Wall'. *Sci. Total Environ.* **158**:93-96.
- MASTERS, G.J.; MCNEILL, S.** (1996). Evidence that plant varieties respond differently to NO₂ pollution as indicated by resistance to insect herbivores. *Environ. Pollut.* **91** (3):351-354.
- MAYER, H.; SCHMIDT, J.** (1994). Trendanalyse von Immissionszeitreihen in Baden-Württemberg und Bayern. *Meteorol. Zeitschrift* **3**:116-121.
- MCCLELLAN, R.O.** (1998). Airborne particulate matter: Research investments. *IUTOX Newsletter*, July 1998, 22-23.
- MCCONKEY, B.J.; DUXBURY, C.L.; DIXON, D.G.; GREENBERG, B.M.** (1997). Toxicity of a PAH photooxidation product to the bacteria *Photobacterium phosphoreum* and the duckweed *Lemna gibba*: Effects of phenanthrene and its primary photoproduct, phenanthrenequinone. *Environ. Toxicol. Chem.* **16** (5):892-899.
- MCKENNA, I.M.; CHANEY, R.L.; WILLIAMS, F.M.** (1993). The effects of cadmium and zinc interactions on the accumu-

- lation and tissue distribution of zinc and cadmium in lettuce and spinach. *Environ. Pollut.* **79** :113-120.
- MCLACHLAN, M.S.** (1996). Bioaccumulation of hydrophobic chemicals in agricultural food chains. *Environ. Sci. Technol.* **30** (1):252-259.
- MCLAREN, R.; GERTLER, A.W.; WITTORFF, D.N.; BELZER, W.; DANN, T.; SINGLETON, D.L.** (1996a). Real-world measurements of exhaust and evaporative emissions in the Cassiar tunnel predicted by chemical mass balance modeling. *Environ. Sci. Technol.* **30** (10):3001-3009.
- MCLAREN, R.; SINGLETON, D.L.; LAI, J.Y.K.; KHOUW, B.; SINGER, E.; WU, Z.; NIKI, H.** (1996b). Analysis of motor vehicle sources and their contribution to ambient hydrocarbon distributions at urban sites in Toronto during the Southern Ontario Oxidants Study. *Atmos. Environ.* **30** (12):2219-2232.
- MCLAUGHLIN, M.J.; PALMER, L.T.; TILLER, K.G.; BEECH, T.A.; SMART, M.K.** (1994). Increased soil salinity causes elevated cadmium concentrations in field-grown potato tubers. *J. Environ. Qual.* **23** (5):1013-1018.
- MCLEOD, A.R.; ROBERTS, T.M.; ALEXANDER, K.; CRIBB, D.M.** (1991). The yield of winter cereals exposed to sulphur dioxide under field conditions. *Agric. Ecosys. Environ.* **33** :193-213.
- MEDLIN, J.; KNEISS, J.; NICHOLS, M.; RUDO, K.; COSTANTINI, M.; PRAH, J.; CAIN, B.; GREENBAUM, D.; LUCIER, G.; FIEDLER, N.; CHUN, J.S.; BURLEIGH-FLAYER, H.D.; MENNEAR, J.; BORGHOFF, S.; GOLDSWORTHY, T.** (1995). MTBE: The headache of cleaner air. *Env. Health Persp.* **103** (7-8):666-670.
- MEHLHORN, H.** (1990). Ethylene-promoted ascorbate peroxidase activity protects plants against hydrogen peroxide, ozone and paraquat. *Plant, Cell Environ.* **13** :971-976.
- MEHLHORN, H.; O'SHEA, J.M.; WELLBURN, A.R.** (1991). Atmospheric ozone interacts with stress ethylene formation by plants to cause visible plant injury. *J. Exp. Bot.* **42** (234):17-24.
- MENCH, M.; BAIZE, D.; MOCQUOT, B.** (1997). Cadmium availability to wheat in five soil series from the Yonne district, Burgundy, France. *Environ. Pollut.* **95** (1):93-103.
- MENICHINI, E.** (1992). Urban air pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons: levels and sources of variability. *Sci. Total Environ.* **116** :109-135.
- MERGET, R.** (1993). Platinsalzallergie - eine Gefahr durch Autokatalysatoren? In: DÖRNER, K. (Hrsg.) Tagungsband der 8. Jahrestagung der Gesellschaft für Mineralstoffe und Spurenelemente e.V., Kiel, 9.-10.10.1992. *Wiss. Verlagsges. mbH, Stuttgart*, pp. 115-117.
- MERIAN, E.** (1993). Umweltchemie, biologische Wirkungen und Risiken von Cadmiumverbindungen - eine Übersicht. *Verh. Naturforsch. Ges. Basel* **103** :1-46.
- MERIAN, E.; STEMMER, K.L.** (1984). Antimon. In: MERIAN, E. et al. (Hrsg.) *Metalle in der Umwelt*. VCH Verlag, Weinheim, pp. 309-317.
- MERRINGTON, G.; WINDER, L.; GREEN, I.** (1997). The uptake of cadmium and zinc by the bird-cherry oat aphid *Rhopalosiphum padi* (Homoptera: Aphididae) feeding on wheat grown on sewage sludge amended agricultural soil. *Environ. Pollut.* **96** (1):111-114.
- METCALF, R.L.** (1987). Plant volatiles as insect attractants. *Crit. Rev. Plant Sci.* **5** (3):251-301.
- METZ, N.** (1990). Highway emissions of regulated and some unregulated exhaust components in West Germany from 1970 to 2010. *Sci. Total Environ.* **93** :9-20.
- METZ, N.; SAMARAS, Z.** (1994). Comparative assessment of two forecasting models for road traffic emissions: A German case study. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :339-349.
- METZ, R.; DORN, J.; SAUER, W.** (1997). Untersuchungen zu Einzel- und Kombinationswirkungen von organischen Schadstoffen (PAK, PCB) und Schwermetallen auf Biomasseertrag und Boden-Pflanzen-Transfer beim Aufbau von Rohstoff- und Energiepflanzen. Bericht zum BMBF-Verbundprojekt "Bodenökologische Untersuchungen zur Wirkung und Verteilung von organischen Stoffgruppen (PAK, PCB) in ballungsraumtypischen Ökosystemen". Humboldt Universität, Berlin.
- MIGUEL, A.H.; KIRCHSTETTER, T.V.; HARLEY, R.A.** (1998). On-road emissions of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons and black carbon from gaso-

- line and diesel vehicles. *Environ. Sci. Technol.*, **32**(4) :450-455.
- MIKOLAJCZAK, K.L.; ZILKOWSKI, B.W.; SMITH, C.R. jr; BURKHOLDER, W.E.** (1984). Volatile food attractants for *Oryzaephilus surinamensis* (L.) from oats. *J. Chem. Ecol.* **10** (2) :301-309.
- MISAEALIDES, P.; SAMARA, C.; NOLI, F.; KOUIMTZIS, T.; ANOUSIS, I.** (1993). Toxic element concentrations in airborne particulate matter in the area of Thessaloniki, Greece. *Sci. Total Environ.* **130/1** :139-146.
- MÖLLER, L.; LAX, I.; ERIKSSON, L.C.** (1993). Nitrated polycyclic aromatic hydrocarbons: A risk assessment for the urban citizen. *Env. Health Persp.* **101** (Suppl. 3):309-315.
- MONARCA, S.; PASQUINI, R.; SCASELLATI SFORZOLINI, G.; SAVINO, A.; BAULEO, F.A.; ANGELI, G.** (1987). Environmental monitoring of mutagenic/ carcinogenic hazards during road paving operations with bitumens. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **59** :393-402.
- MOORE, P.D.** (1995). Too much of a good thing. *Nature* **374** (9 March):117-118.
- MORECROFT, M.D.; SELLERS, E.K.; LEE, J.A.** (1994). An experimental investigation into the effects of atmospheric nitrogen deposition on two semi-natural grasslands. *J. Ecol.* **82** :475-483.
- MORECROFT, M.D.; WOODWARD, F.I.** (1996). Experiments on the causes of altitudinal differences in the leaf nutrient contents, size and $\delta^{13}\text{C}$ of *Alchemilla alpina*. *New Phytol.* **134** :471-479.
- MORGAN, J.E.; MORGAN, A.J.** (1988). Earthworms as biological monitors of cadmium, copper, lead and zinc in metaliferous soils. *Environ. Pollut.* **54** :123-138.
- MORGAN, J.E.; MORGAN, A.J.** (1990). The distribution of cadmium, copper, lead, zinc and calcium in the tissues of the earthworm *Lumbricus rubellus* sampled from one uncontaminated and four polluted soils. *Oecologia* **84** :559-566.
- MOROSINI, M.; SCHREITMÜLLER, J.; REUTER, U.; BALLSCHMITER, K.** (1993). Correlation between C-6/C-14 chlorinated hydrocarbon levels in the vegetation and in the boundary layer of the troposphere. *Environ. Sci. Technol.* **27** (8):1517-1523.
- MOSBACH-SCHULZ, O.; TIMM, J.** (1994). Mathematical models in risk management. *Inform., Biometr. Epidemiol. in Med. Biol.* **25** (4):233-241.
- MÜCKE, W.; FIEDLER, H.** (1990). Nitro-PAK - Bildung, Umweltverhalten und Wirkungen. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **2** (3):170-176.
- MÜCKE, W.; STEINMETZER, H.-C.; STUMPP, J.; BAUMEISTER, W.; BONEBERG, R.; VIERLE, O.** (1991). PAK-Immissionskonzentrationen - Ergebnisse mehrjähriger Messungen polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in Bayern. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **3** (3):176-179.
- MUKUND, R.; KELLY, T.J.; SPICER, C.W.** (1996). Source attribution of ambient air toxic and other VOCs in Columbus, Ohio. *Atmos. Environ.* **30** (20) :3457-3470.
- MÜLLER, J.F.; HAWKER, D.W.; CONNELL, D.W.** (1994). Calculation of bioconcentration factors of persistent hydrophobic compounds in the air/vegetation system. *Chemosphere* **29** (4):623-640.
- MÜNCH, D.** (1992). Soil contamination beneath asphalt roads by polynuclear aromatic hydrocarbons, zinc, lead and cadmium. *Sci. Total Environ.* **126** :49-60.
- MÜNCH, D.** (1993). Concentration profiles of arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, zinc, vanadium and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in forest soil beside an urban road. *Sci. Total Environ.* **138** :47-55.
- MURRAY, F.; WILSON, S.** (1990). Growth responses of barley exposed to SO_2 . *New Phytol.* **114** :537-541.
- MURRAY, F.; MONK, R.; CLARKE, K.; QIFU, M.** (1994). Growth responses of N and S deficient white clover and burr medic to SO_2 , NO and NO_2 . *Agric. Ecosys. Environ.* **50** :113-121.
- MUSCHAK, W.** (1990). Pollution of street run-off by traffic and local conditions. *Sci. Total Environ.* **93** :419-431.
- MUTTERS, R.G.; MADORE, M.; BYTNEROWICZ, A.** (1993). Formaldehyde exposure affect growth and metabolism of common bean. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **43** (1):113-116.

- NAKAJIMA, D.; TESHIMA, T.; OCHIAI, M.; TABATA, M.; SUZUKI, J.; SUZUKI, S.** (1994). Determination of 1-nitropyrene retained in leaves of roadside trees. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **53** :888-894.
- NAUGLE, D.F.; FOX, D.L.** (1981). Aircraft and air pollution. *Environ. Sci. Technol.* **15** (4):391-395.
- NAVARI-IZZO, F.; QUARTACCI, M.F.; IZZO, R.; PINZINO, C.** (1992). Degradation of membrane lipid components and antioxidant levels in *Hordeum vulgare* exposed to long-term fumigation with SO₂. *Physiol. Plant.* **84** :73-79.
- NEUBERT, A.; KLEY, D.; WILDT, J.; SEGSCHNEIDER, H.J.; FÖRSTEL, H.** (1993). Uptake of NO, NO₂ and O₃ by sunflower (*Helianthus annuus* L.) and tobacco plants (*Nicotiana tabacum* L.): Dependence on stomatal conductivity. *Atmos. Environ.* **27A** (14):2137-2145.
- NEWSHAM, K.K.; INESON, P.; FRANKLAND, J.C.** (1995). The effects of open-air fumigation with sulphur dioxide on the decomposition of sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) leaf litters from polluted and unpolluted woodlands. *Plant, Cell Environ.* **18** :309-319.
- NOBEL, W.; FINKBEINER, M.** (1986). Wirkungen von Automobilabgas und seiner Inhaltsstoffe auf Pflanzen - Literaturstudie. Forschungsvereinigung Automobiltechnik e.V. (FAT), Frankfurt/Main, 87 p.
- NORDONE, A.J.; KOVACS, M.F.; DOANE, R.** (1997). ¹⁴C acrolein accumulation and metabolism in leaf lettuce. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **58** :787-792.
- NUSSBAUM, S.; VON BALLMOOS, P.; GFELLER, H.; SCHLUNEGGER, U.P.; FUHRER, J.; RHODES, D.; BRUNOLD, C.** (1993). Incorporation of atmospheric ¹⁵NO₂-nitrogen into free amino acids by Norway spruce *Picea abies* (L.) Karst. *Öcologia* **94** :408-414.
- O'CONNOR, G.A.; KIEHL, D.; EICEMAN, G.A.; RYAN, J.A.** (1990). Plant uptake of sludge-borne PCBs. *J. Environ. Qual.* **19** :113-118.
- O'CONNOR, G.A.; CHANEY, R.L.; RYAN, J.A.** (1991). Bioavailability to plants of sludge-borne toxic organics. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **121** :129-155.
- OGUNSOLA, O.J.; OLUWOLE, A.F.; ASUBIOJO, O.I.; OLANIYI, H.B.; AKEREDOLU, F.A.; AKANLE, O.A.; SPYROU, N.M.; WARD, N.I.; RUCK, W.** (1994). Traffic pollution - preliminary elemental characterization of roadside dust in Lagos, Nigeria. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :175-184.
- OHSAKI, Y.; MATSUEDA, T.** (1994). Levels, features and a source of non-ortho coplanar polychlorinated biphenyl in soil. *Chemosphere* **28** (1):47-56.
- OLLROGE, I.** (1994). Grenzwerte, Richtwerte, Empfehlungen. In: MARQUARDT, H.; SCHÄFER, S.G. (Hrsg.) *Lehrbuch Toxikologie*. B.I. Wiss.-Verl., Mannheim. pp. 914-936.
- ÖSTERMARK, U.; PETERSSON, G.** (1992). Assessment of hydrocarbons in vapours of conventional and alkylate-based petrol. *Chemosphere* **25** (6):763-768.
- ÖSTERMARK, U.; PETERSSON, G.** (1993). Volatile hydrocarbons in exhaust from alkylate-based petrol. *Chemosphere* **27** (9):1719-1728.
- OUARITI, O.; GOUIA, H.; GHORBAL, H.M.** (1997). Responses of bean and tomato plants to cadmium: growth, mineral nutrition, and nitrate reduction. *Plant. Physiol. Biochem.* **35** (5):347-354.
- OUZOUNIDOU, G.; MOUSTAKAS, M.; ELEFThERIOU, E.P.** (1997). Physiological and ultrastructural effects of cadmium on wheat (*Triticum aestivum* L.) leaves. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **32** :154-160.
- PAGE, A.L.; BINGHAM, F.T.** (1973). Cadmium residues in the environment. *Res. Rev.* **48** :1-44.
- PAL, D.; WEBER, J.B.; OVERCASH, M.R.** (1980). Fate of polychlorinated biphenyls (PCBs) in soil-plant systems. *Res. Rev.* **74** :45-98.
- PALMGREN, F.; BERKOWICZ, R.; HERTEL, O.; VIGNATI, E.** (1996). Effects of reduction of NO_x on the NO₂ levels in urban streets. *Sci. Total Environ.* **189/90** :409-415.
- PATERSON, S.; MACKAY, D.; TAM, D.; SHIU, W.Y.** (1990). Uptake of organic chemicals by plants: A review of processes, correlations and models. *Chemosphere* **21** (3):297-331.
- PECORONI, R.** (1996). Verkehrsbedingte Edel- und Schwermetallbelastung in Böden am Beispiel des Autobahnstandortes Walldorf (BAB6).

- Dipl.Geol. Diplomarbeit, Universität Karlsruhe, Institut für Petrographie und Geochemie.
- PEICHL, L.; WÄBER, M.; REIFENHÄUSER, W.** (1994). Schwermetallmonitoring mit der Standardisierten Graskultur im Untersuchungsgebiet München - Kfz-Verkehr als Antimonquelle. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **6** (2):63-69.
- PELL, E.J.** (1988). Secondary metabolism and air pollutants. In: SCHULTE-HOSTEDE, S.; DARRALL, N.M.; BLANK, L.W.; WELLBURN, A.R. (eds.) *Air Pollution and Plant Metabolism*, 2nd ed. Elsevier Applied Science, London, New York, pp. 222-237. (Proceedings of the 2nd International Symposium on Air Pollution and Plant Metabolism, Munich, FRG, 6-9 April 1987).
- PELL, E.J.; SCHLAGNHAUFER, C.D.; ARTECA, R.N.** (1997). Ozone-induced oxidative stress: Mechanisms of action and reaction. *Physiol. Plant.* **100** :264-273.
- PENDERGRASS, A.; ISENBERG, F.M.R.; HOWELL, L.L.; CARROLL, J.E.** (1976). Ethylene-induced changes in appearance and hormone content of Florida grown cabbage. *Can. J. Plant Sci.* **56** :319-324.
- PERRY, R.; GEE, I.L.** (1995). Vehicle emissions in relations to fuel composition. *Sci. Total Environ.* **169** :149-156.
- PESCH, B.; SCHLIPKÖTER, H.W.; WICHMANN, H.E.** (1993). Organische Verbindungen/Formaldehyd. In: WICHMANN, H.E.; SCHLIPKÖTER, H.W.; FÜLGRAFF, G. (Hrsg.) *Handbuch der Umweltmedizin*, VI-4, 1. Erg. Lfg. 6/93, ecomed-Verlag, Landsberg, pp. 1-19.
- PETERS, A.; SCHULZ, H.; KREYLING, W.G.; WICHMANN, H.-E.** (1998). Staub und Staubinhaltsstoffe / Feine und ultrafeine Partikel. In: WICHMANN, H.E.; SCHLIPKÖTER, H.W.; FÜLGRAFF, G. (Hrsg.) *Handbuch der Umweltmedizin*, VI-2, 14. Erg. Lfg. 10/98, ecomed-Verlag, Landsberg, pp. 1-21
- PFÄNDER, N.; WEINBERG, G.; WILD, U.** (1996). Weiterentwicklung und Erprobung eines Immissionsmessverfahrens zur spezifischen Erfassung von Russpartikeln. Teil III: Ermittlung des Anteils von Reifenabrieb am atmosphärischen elementaren Kohlenstoff. UBA, Berlin. Forschungsbericht 95-10402274.
- PFANZ, H.; OPPMANN, B.** (1991). Inhibition of lignifying processes by sulfur dioxide. *Plant. Physiol.* **96** :173.
- PFEFFER, H.-U.** (1991). Immissionen im Einflussbereich des Kraftfahrzeugverkehrs. *Staub Reinhalt. Luft* **51** :63-69.
- PIERSON, W.R.** (1995). Automotive CO emission trends derived from measurements in highway tunnels. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **45** (10):831-832.
- PIETRZAK-FLIS, Z.; SKOWRONSKA-SMOLAK, M.** (1995). Transfer of ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po to plants via root system and above-ground interception. *Sci. Total Environ.* **162** :139-147.
- PLASSMANN, E.** (1986). Abgas-Emissionen des Kraftfahrzeugverkehrs – Stand und Entwicklung. In: SEIFERT, B. (Hrsg.) *Luftverunreinigungen durch Kraftfahrzeuge in der Bundesrepublik Deutschland*. Schriftenr. Ver. Wass. Bod. Lufthyg. **67** :1-21.
- PLEIJEL, H.; AHLFORS, A.; SKÄRBY, L.; PIHL, G.; SELLDEN, G.; SJÖDIN, A.** (1994). Effect of air pollutant emissions from a rural motorway of Petunia and Trifolium. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :117-123.
- POLDER, M.D.; HULZEBOS, E.M.; JAGER, D.T.** (1995). Validation of models on uptake of organic chemicals by plant roots. *Environ. Toxicol. Chem.* **14** (9):1615-1623.
- POPP, P.** (1996). Erfassung und Bewertung der Immissionssituation an einer Leipziger Straßenkreuzung und in deren Umfeld. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* **56** (9):295-299.
- PORAT, R.; REUVENY, Y.; BOROCHOV, A.; HALEVY, A.H.** (1993). Petunia flower longevity: the role of sensitivity to ethylene. *Physiol. Plant.* **89** :291-294.
- POTT, F.; HEINRICH, U.** (1992). Staub und Staubinhaltsstoffe/Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH). In: WICHMANN, H.E.; SCHLIPKÖTER, H.W.; FÜLGRAFF, G. (Hrsg.) *Handbuch der Umweltmedizin*, VI-2, ecomed-Verlag, Landsberg, pp. 1-23.
- PRASAD, M.N.V.** (1995). Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environ. Exp. Bot.* **35** (4):525-545.
- PRECHTL, F.; RABL, P.** (1992). Bestimmung von leichtflüchtigen organischen Luftschadstoffen. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz,

- Heft 117: 20 Jahre Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, mit Tätigkeitsbericht 1991; pp. 58-60.
- PREER, J.R.; ABDI, A.N.; SEKHON, H.; MURCHISON, G.B. jr.** (1995). Metals in urban gardens - effect of lime and sludge. *J. Environ. Sci. Health* **A30** (9) :2041-2056.
- PUCHELT, H.; ECKHARDT, J.; SCHÄFER, J.** (1995). Einträge von Platingruppenelementen (PGE) aus Kfz-Abgaskatalysatoren in straßennahen Böden. In: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): *Texte und Berichte zum Bodenschutz*, Karlsruhe, p. 21.
- PYLYPIW, H.M. jr.** (1991). Polychlorinated biphenyls in auto parts and auto fluff. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **46** (5):681-685.
- QIFU, M.; MURRAY, F.** (1991). Responses of potato plants to sulphur dioxide, water stress and their combination. *New Phytol.* **118** :101-109.
- RADERMACHER, L.; RUDOLPH, H.** (1994). Grünkohl als Bioindikator - Ein Verfahren zum Nachweis von organischen Substanzen in Nahrungsmitteln. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **6** (6):384-386.
- RAHEMI, M.; DENNIS, G.F. jr; ANDERSEN, R.L.; OZGA, J.O.; XIA, R.X.** (1997). The role of ethylene in apple fruit set. *J. Hortic. Sci.* **72** (1):67-75.
- RAHLENBECK, S.** (1986). Biokataster für Luftimmissionsmessungen des anthropogenen Schadstoffes Cadmium. *Forum Städte-Hygiene* **37** (1) :57-61.
- RAPPENGLÜCK, B.; FABIAN, P.** (1998). A study of BTEX-ratios in the urban area of Munich/Germany using rapid gas chromatography. *ESPR - Environ. Sci. & Pollut. Res.* **5** :65-70.
- REICHARDT, T.** (1995). Weighing the health risks of airborne particulates. *Environ. Sci. Technol.* **29** (8):360A-364A.
- REILLEY, K.A.; BANKS, M.K.; SCHWAB, A.P.** (1996). Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. *J. Environ. Qual.* **25** (2):212-219.
- REINIRKENS, P.** (1992). Ermittlung und Beurteilung Straßenbedingter Auswirkungen auf die Landschaftsfaktoren Boden und Wasser. *Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik*, Heft 626. Bundesminister für Verkehr, Abteilung Straßenbau, Bonn - Bad Godesberg.
- REISCHL, A.; REISSINGER, M.; THOMA, H.; HUTZINGER, O.** (1989). Uptake and accumulation of PCDD/F in terrestrial plants: Basis considerations. *Chemosphere* **19** (1-6):467-474.
- REUTHER, M. ET AL.** (1996). Forschungen zum Schwerpunkt Luftverunreinigung und Waldschäden 1984 - 1995. Ergebnisbericht. Herausg. vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- REYNOLDS, K.L.; ZANELLI, M.; LAURENCE, J.A.** (1987). Effects of sulfur dioxide exposure on the development of common blight in field grown red kidney beans. *Phytopath.* **77** (2):331-334.
- RICKEN, B.; HÖFNER, W.** (1996). Bedeutung der arbuskulären Mykorrhiza (AM) für die Schwermetalltoleranz von Luzerne (*Medicago sativa* L.) und Hafer (*Avena sativa* L.) auf einem klärschlammgedüngten Boden. *Z. Pflanzenern. Bodenkd.* **159** :189-194.
- RICKERT, W.S.; KAISERMAN, M.J.** (1994). Levels of lead, cadmium, and mercury in Canadian cigarette tobacco as indicators of environmental change: Results from a 21-year study (1968-1988). *Environ. Sci. Technol.* **28** (5):924-927.
- RIPPEN, G.** (1996). Benzol. In: G. RIPPEN, (Hrsg.), "Handbuch Umweltchemikalien", 37. Erg. Lfg. 12/96. Ecomed-Verlag, Landsberg, pp. 1-70.
- RIPPEN, G.; WESP, H.** (1993). Kale uptake of PCDD/PCDF, PCB and PAH under field conditions - Importance of gaseous dry deposition. In: FIEDLER, H.; FRANK, H.; HUTZINGER, O.; PARZEFALL, W.; RISS, A.; SAFE, S. (eds.) *Dioxin '93. 13th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds*, September 1993, Vienna. *Organohalogen Compounds*, Vol. 12. Federal Environmental Agency, Vienna, Austria, pp. 111-114.
- ROCKENMAIER, D.W.** (1996). Kurz vor der Serienreife - Hochwirksame Abgasreinigungssysteme für Lkw und Busse mit Dieselmotoren werden künftig für bessere Luft sorgen. *UmweltMagazin* **96** (8):18.

- RODECAP, K.D.; TINGEY, D.T.** (1981). Stress ethylene: A bioassay for rhizosphere-applied phytotoxicants. *Environ. Monit. Assess.* **1** :119-127.
- RODES, C.E.; HOLLAND, D.M.** (1981). Variations of NO, NO₂ and O₃ concentrations downwind of a Los Angeles freeway. *Atmos. Environ.* **15** (2):243-250.
- ROGGE, W.F.; HILDEMAN, L.M.; MAZUREK, M.A.; CASS, G.R.; SIMONEIT, B.R.T.** (1993). Sources of fine organic aerosol. 3. Road dust, tire debris, and organometallic brake lining dust: Roads as sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* **27** (9):1892-1904.
- ROSENKRANZ, H.S.** (1993). Revisiting the role of mutagenesis in the induction of lung cancers in rats by diesel emissions. *Mutat. Res.* **303** :91-95.
- ROSENKRANZ, H.S.** (1996). Mutagenic nitroarenes, diesel emissions, particulate-induced mutations and cancer: an essay on cancer-causation by a moving target. *Mutat. Res.* **367** :65-72.
- ROSNER, G.; HERTEL, R.F.** (1986). Gefährdungspotential von Platinemissionen aus Automobilabgas-Katalysatoren. *Staub, Reinhaltung der Luft* **46**: 281-285.
- ROSNER, G.; KÖNIG, H.P.; KOCH, W.; KOCK, H.; HERTEL, R.F.; WINDT, H.** (1991). Motorstandexperimente zur Untersuchung der Platin-Akkumulation durch Pflanzen. *Angew. Bot.* **65** :127-132.
- ROSNER, G.; ARTELT, S.; MANGELSDORF, I.; MERGET, R.** (1998). Platin aus Automobilabgaskatalysatoren: Umweltmedizinische Bewertung auf Basis neuer Expositions- und Wirkungsdaten. *Umweltmed. Forsch. Prax.* **3**, 365-375.
- RYAN, J.A.; BELL, R.M.; DAVIDSON, J.M.; O'CONNOR, G.A.** (1988). Plant uptake of non-ionic organic chemicals from soils. *Chemosphere* **17** (12):2299-2323.
- SADIQ, M.; ALAM, I.; EL-MUBAREK, A.; AL-MOHDHAR, H.M.** (1989). Preliminary evaluation of metal pollution from the wear of auto tires. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **42** :743-748.
- SALIM, R.; AL-SUBU, M.M.; DOULEH, A.; CHENAVIER, L.; HAGEMEYER, J.** (1992a). Effects of root and foliar treatments of carrot plants with lead and cadmium on the growth, uptake and the distribution of uptake of metals in treated plants. *J. Environ. Sci. Health* **A27** (7):1739-1758.
- SALIM, R.; AL-SUBU, M.M.; DOULEH, A.; KHALAF, S.** (1992b). Effects on growth and uptake of broad beans (*Vicia fabae* L.) by root and foliar treatments of plant with lead and cadmium. *J. Environ. Sci. Health* **A27** (7) :1619-1642.
- SAMARAS, Z.; ZIEROCK, K.-H.** (1994). Evolution of road traffic emissions in urban areas of the European Community. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :253-261.
- SANDERS, G.; EISENREICH, S.J.; JONES, K.C.** (1993). The rise and fall of PCBs: Time-trend data from temperate industrialised countries. In: FIEDLER, H.; FRANK, H.; HUTZINGER, O.; PARZEFALL, W.; RISS, A.; SAFE, S. (eds.) *Dioxin '93. 13th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, September 1993, Vienna. Organohalogen Compounds, Vol. 12. Federal Environmental Agency, Vienna, Austria*, pp. 93-96.
- SANDERS, G.E.; SKÄRBY, L.; ASHMORE, M.R.; FUHRER, J.** (1995). Establishing critical levels for the effects of air pollution on vegetation. *Water, Air Soil Pollut.* **85** :189-200.
- SAUTER, J.J.; PAMBOR, L.** (1989). The dramatic corrosive effect of road side exposure and of aromatic hydrocarbons on the epistomatal wax crystalloids in spruce and fir - and its significance for the 'Waldsterben'. *Eur. J. For. Path.* **19** :370-378.
- SAWADA, S.; TOTSUKA, T.** (1986). Natural and anthropogenic sources and fate of atmospheric ethylene. *Atmos. Environ.* **20** (5):821-832.
- SAWYER, R.F.** (1993). Trends in auto emissions and gasoline composition. *Env. Health Persp.* **101** (Suppl. 6):5-12.
- SCARPATI, M.L.; SCALZO, R.L.; VITA, G.** (1993). Olea europaea volatiles attractive and repellent to the olive fruit fly (*Dacus oleae*, Gmelin). *J. Chem. Ecol.* **19** (4):881-891.
- SCHÄFER, S.G.; EISENHANS, B.; FORTH, W.; SCHÜRMAN, K.** (1994). Metalle. In: MARQUARDT, H.; SCHÄFER, S.G. (Hrsg.) *Lehrbuch der Toxikologie. B.I. Wiss.-Verl., Mannheim*, pp. 504-549.

- SCHÄFER, J.; PUCHELT, H.; ECKHARDT, J.-D.** (1996). Traffic-related noble metal emissions in South-West Germany. *J. Conf. Abstr.* **1** (1) :536
- SCHÄFER, J.; ECKHARDT, J.-D.; PUCHELT, H.** (1997). Verkehrsbedingte Edelmetall-Immissionen in Baden-Württemberg. In: MEURER, M.; BUTTSCHARDT, T.K. (eds.) *Geoökologie in Lehre, Forschung, Anwendung - Beiträge zum 1. Kongress für Geoökologie am 09.11.1996 an der Universität Karlsruhe (TH)*. Karlsruhe, p. 124.
- SCHÄFER, J.; HANNKER, D.; ECKHARDT, J.-D.; STÜBEN, D.** (1998). Uptake of traffic-related heavy metals and platinum group elements (PGE) by plants. *Sci. Total Environ.* **215** (1):59-67.
- SCHARENBERG, W.; EBELING, E.** (1996). Distribution of heavy metals in a woodland food web. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **56** :389-396.
- SCHAUB, H.; HOHENBERG, G.; HENRICH, J.; JÖSTEL, A.; KNORRE, U.; KUPRIAN, M.; LENZEN, B.; NITSCHKE, I.; WEIL, M.; WINKLER, K.** (1991). Untersuchungen zur Wirkung von Automobilabgasen aus Pflanzen unter definierten Bedingungen in Expositions-kammern. Zentrum für Umweltforschung Frankfurt (ZUF), Frankfurt/M.
- SCHAUER, J.J.; ROGGE, W.F.; HILDEMANN, L.M.; MAZUREK, M.A.; CASS, G.R.; SIMONEIT, B.R.T.** (1996). Source apportionment of airborne particulate matter using organic compounds as tracers. *Atmos. Environ.* **30** (22) :3837-3855.
- SCHAUG, J.; RAMBAEK, J.P.; STEINNES, E.; HENRY, R.C.** (1990). Multivariate analysis of trace element data from moss samples used to monitor atmospheric deposition. *Atmos. Environ.* **24A** (10):2625-2631.
- SCHIEFF, P.A.; WADDEN, R.A.; BATES, B.A.; ARONIAN, P.F.** (1989). Source fingerprints for receptor modeling of volatile organics. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **39** :469-479.
- SCHIEFF, P.A.; WADDEN, R.A.** (1993). Receptor modelling of volatile organic compounds. 1. Emission inventory and validation. *Environ. Sci. Technol.* **27** (4):617-625.
- SCHIELE, R.** (1994). Karzinogenität von Cadmium und seinen Verbindungen. *Arbeitsmed. Sozialmed. Umweltmed.* **29** :82-83.
- SCHLIPKÖTER, H.-W.; ABEL, J.; BROCKHAUS, A.; DEHNEN, W.; TOMINGAS, R.; WIEGAND, H.; WINNEKE, G.** (1985). Gutachten zur Frage des Gesundheitsrisikos durch Bodenverunreinigungen in Dortmund-Dorstfeld. Medizinisches Institut für Umwelthygiene, Düsseldorf, 56 p.
- SCHÖTTLE, M.; KOHL, R.** (1996). Boden-Dauerbeobachtung in Baden-Württemberg. *Giessener Geol. Schrift.* **56** :293-300.
- SCHROEDER, H.A.; MITCHENER, M.; NASON, A.P.** (1970). Zirconium, Niobium, Antimony, Vanadium and Lead in rats: Life term studies. *J. Nutr.* **100**, 59-68.
- SCHULTE, A.; BALAZS, A.; BLOCK, J.; GEHRMANN, J.** (1996). Entwicklung der Niederschlags-Deposition von Schwermetallen in West-Deutschland. 1. Blei und Cadmium. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **159** :377-383.
- SCHULZ, M.** (1987). Wirkung von Gummimehl auf *Phaseolus vulgaris*. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **150** :37-41.
- SCHULZE, E.; STIX, E.** (1990). Beurteilung phytotoxischer Immissionen, für die noch keine Luftqualitätskriterien festgelegt. *Angew. Bot.* **64** :225-235.
- SCHÜTTMANN, W.; AURAND, K.** (1994). Umwelttoxikologie. In: MARQUARDT, H.; SCHÄFER, S.G. (Hrsg.) *Lehrbuch der Toxikologie*. B.I. Wiss. Verl. Mannheim, pp. 718-736.
- SCHÜTZLE, D.; SIEGL, W.O.; JENSEN, T.E.; DEARTH, M.A.; KAISER, E.W.; GORSE, R.; KREUCHER, W.; KULIK, E.** (1994). The relationship between gasoline composition and vehicle hydrocarbon emissions: A review of current studies and future research needs. *Env. Health Persp.* **102** (Suppl. 4):3-12.
- SCHWAB, M.; NOGA, G.; BARTHLOTT, W.** (1993). Einfluss einer unzureichenden Mg- und Ca-Versorgung auf die Anfälligkeit von Kohlrabi gegenüber *Botrytis cinerea*. *Angew. Bot.* **67** :180-185.
- SEDMAN, R.M.; ESPARZA, J.R.** (1991). Evaluation of the public health risks associated with semivolatile metals and dioxin emissions from hazardous waste incinerators. *Env. Health Persp.* **94** :181-187.
- SEEGER, R.** (1988) Antimon. In: SEEGER, R.; NEUMANN, H.G. (Hrsg.) *Giftlexikon*,

- Ergänzbare Handbuch, Teil 2, Monographien. Deutscher Apotheker Verlag, Stuttgart, pp. 1-4.
- SEGSCHNEIDER, H.-J.** (1995). Auswirkungen atmosphärischer Stickoxide (NO_x) auf den pflanzlichen Stoffwechsel: Eine Literaturübersicht. *Angew. Bot.* **69** :60-85.
- SEGSCHNEIDER, H.-J.; WILDT, J.; FÖRSTEL, H.** (1995). Uptake of ¹⁵NO₂ by sunflower (*Helianthus annuus*) during exposures in light and darkness: quantities, relationship to stomatal aperture and incorporation into different nitrogen pools within the plant. *New Phytol.* **131** :109-119.
- SEIFERT, B.; ULLRICH, D.; LIU, Z.** (1986). Anorganische und organische Luftverunreinigungen an einer Straßenkreuzung in Berlin (West). *Schriftenr. Ver. Wass. Bod. Lufthyg.* **67** :211-222.
- SHANE, L.A.; BUSH, B.** (1989). Accumulation of polychlorobiphenyl congeners and p,p'-DDE at environmental concentrations by corn and beans. *Toxicol. Environ. Safety* **17** :38-46.
- SHARIFI, R.; GIBSON, A.C.; RUNDEL, P.W.** (1995). Surface dust impacts on gas exchange in Mojave Desert shrubs. *Am. J. Bot.* **82** (6):99.
- SHEORAN, I.S.; AGGARWAL, N.; SINGH, R.** (1990). Effects of cadmium and nickel on in vivo carbon dioxide exchange rate of pigeon pea (*Cajanus cajan* L.). *Plant Soil* **129** :243-249.
- SHIMP, J.F.; TRACY, J.C.; DAVIS, L.C.; LEE, E.; HUANG, W.; ERICKSON, L.E.; SCHNOOR, J.L.** (1993). Beneficial effects of plants in the remediation of soil and groundwater contaminated with organic materials. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*; **23**(1): 41-77.
- SIEGEL, B.Z.; LASCONIA, M.; YAEGER, E.; SIEGEL, S.M.** (1984). The phytotoxicity of mercury vapor. *Water, Air Soil Pollut.* **23** :15-24.
- SIEGL, H.; HANKE, A.; SCHNITZLER, W.H.** (1997). Sortenunterschiede leichtflüchtiger Aromastoffe in frischem Chinakohl (*Brassica pekinensis* [Lour.] Rupr.) [Cultivar differences of volatile aroma compounds in fresh Chinese cabbage]. *Gartenbauwiss.* **62** (1):17-22.
- SIGSBY, J.E.J.R.; TEJADA, S.; RAY, W.; LANG, J.M.; DUNCAN, J.W.** (1987). Volatile organic compound emissions from 46 in-use passenger cars. *Environ. Sci. Technol.* **21** (5):466-475.
- SIMMONDS, P.G.; DERWENT, R.G.; MCCULLOCH, A.; O'DOHERTY, S.; GAUDRY, A.** (1996). Long-term trends in concentrations of halocarbons and radiatively active trace gases in Atlantic and European air masses monitored at Mace Head, Ireland from 1987-1994. *Atmos. Environ.* **30** (23):4041-4063.
- SIMONICH, S.L.; HITES, R.A.** (1995). Organic pollutant accumulation in vegetation. *Environ. Sci. Technol.* **29** (12):2905-2914.
- SIMS, R.C.; OVERCASH, M.R.** (1983). Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. *Res. Rev.* **88** :1-68.
- STÄRK, G.; STAUFF, J.** (1986). Anreicherung hochmolekularer Peroxide auf Fichtennadeln in Reinluftgebieten. *Staub Reinhalt. Luft* **46** (9) :396-400.
- SINGH, S.P.; NAYYAR, V.K.** (1990). Accumulation characteristics of cadmium and its upper critical levels in selected vegetable species. *Intern. J. Environ. Studies* **36** :199-204.
- SIVILS, L.D.; KAPILA, S.; PURI, R.K.** (1993). Photolysis of polychlorinated dibenzop-dioxins (PCDD) in vapors and aerosols. In: FIEDLER, H.; FRANK, H.; HUTZINGER, O.; PARZEFALL, W.; RISS, A.; SAFE, S. (eds.) *Dioxin '93 - 13th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds*, Vol. 12. Federal Environmental Agency, Austria, Wien, pp. 121-122.
- SJÖDIN, A.** (1994). On-road emission performance of late-model TWC-cars as measured by remote sensing. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **44** (4):397-404.
- SJÖDIN, A.; LENNER, M.** (1995). On-road measurements of single vehicle pollutant emissions, speed and acceleration for large fleets of vehicles in different traffic environments. *Sci. Total Environ.* **169** :157-165.
- SJÖGREN, M.; LI, H.; RANNUG, U.; WESTERHOLM, R.** (1996). Multivariate analysis of exhaust emissions from heavy-duty diesel fuels. *Environ. Sci. Technol.* **30** (1):38-49.

- SLOVIK, S.; SIEGMUND, A.; FÜHRER, H.-W.; HEBER, U.** (1996). Stomatal uptake of SO₂, NO_x and O₃ by spruce crowns (*Picea abies*) and canopy damage in Central Europe. *New Phytol.* **132** :661-676.
- SMIDT, St.** (1992). Überlegungen zur Bedeutung organischer Luftschadstoffe für Waldschäden. *Angew. Bot.* **66** :180-186.
- SMITH, S.R.** (1994). Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. II. Cadmium uptake by crops and implications for human dietary intake. *Environ. Pollut.* **86** :5-13.
- STÄRK, G.; STAUFF, J.** (1986). Anreicherung hochmolekularer Peroxide auf Fichtennadeln in Reinluftgebieten. *Staub Reinhalt. Luft* **46** (9):396-400.
- STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG** (Hrsg.) (1997). Daten zur Umwelt 1997.
- STEDMAN, D.H.; BISHOP, G.A.; ALDRETE, P.; SLOTT, R.S.** (1997). On-road evaluation of an automobile emission test program. *Environ. Sci. Technol.* **31** (3):927-931.
- STEIL, P.** (1997). Auswirkungen verringerter NO_x-Konzentrationen an Wochenenden auf die O₃-Immissionen im Raum München. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* **57** :471-474.
- STEINNES, E.; RAMBAEK, J.P.; HANSEN, J.E.** (1992). Large-scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor. *Chemosphere* **25** (5):735-752.
- STEINNES, E.; ALLEN, R.O.; PETERSEN, H.M.; RAMBAEK, J.P.; VARSKOG, P.** (1997). Evidence of large scale heavy-metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport. *Sci. Total Environ.* **205** (2-3):255-266.
- STEPHENS, R.D.** (1994). Remote sensing data and a potential model of vehicle exhaust emissions. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **44** (11):1284-1292.
- STEBING, L.; FANGMEIER, A.; BOTH, R.; FRANKFELD, M.** (1989). Effects of SO₂, NO₂, and O₃ on population development and morphological and physiological parameters of native herb layer species in a beech forest. *Environ. Pollut.* **58** :281-302.
- STONE, M.; MARSALEK, J.** (1996). Trace metal composition and speciation in street sediment: Sault Ste. Marie, Canada. *Water, Air Soil Pollut.* **87** :149-169.
- STREIT, B.** (1992). *Lexikon Ökotoxikologie*. VCH-Wiley Verlag GmbH, Weinheim, 731 p.
- STREIT, B.; KRÜGER, C.; LAHNER, G.; KIRSCH, S.; HAUSER, G.; DIEHL, B.** (1990). Aufnahme und Speicherung von Schwermetallen durch Regenwürmer in verschiedenen Böden. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **2** (1):10-13.
- STRIEBEL, T.; DAUB, J.; HERRMANN, R.** (1994). A sampling device for measuring physical and chemical characteristics of urban street runoff. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :515-523.
- STUMP, F.D.; KNAPP, K.T.; RAY, W.D.** (1996). Influence of ethanol-blended fuels on the emissions from three pre-1985 light-duty passenger vehicles. *J. Air Waste Manag. Assoc.* **46** (12) :1149-1161.
- STURM, P.J.; PUCHER, K.; SUDY, C.; ALMBAUER, R.A.** (1996). Determination of traffic emissions - intercomparison of different calculation methods. *Sci. Total Environ.* **189/190** :187-196.
- SUMMER, K.H.** (1990). Toxikologische Bedeutung von Platin. In: ENDE, I. (ed.) *Edelmetallemissionen. Zwischenbericht*. GSF (Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH), München. pp. 33-37.
- SWAMY, K.T.V.; LOKESH, K.S.** (1993). Lead dispersion studies along highways. *Indian J. Environ. Health* **35** (3):205-209.
- TA-LUFT (TECHNISCHE ANLEITUNG ZUR REINHALTUNG DER LUFT)** (1986). *TA-LUFT mit Erläuterungen* von S. Kalmbach & J. Schmölling. 2. Auflage. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- TAKADA, H.; ONDA, T.; OGURA, N.** (1990). Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dusts and their source materials by capillary gas chromatography. *Environ. Sci. Technol.* **24** (8):1179-1186.
- TAKADA, H.; TOMOKO, O.; HARADA, M.; OGURA, N.** (1991). Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in street dust from

- the Tokyo Metropolitan area. *Sci. Total Environ.* **107** :45-69.
- TANAKA, T.; SAMUKAWA, T.** (1996a). The source characterization and chemical change of ambient aromatic hydrocarbons. *Chemosphere* **32** (11):2247-2261.
- TANAKA, T.; SAMUKAWA, T.** (1996b). The source characterization of C₈ aromatic hydrocarbons in urban air. *Chemosphere* **33** (11):2291-2302.
- TANCELL, P.J.; RHEAD, M.M.; TRIER, C.J.; BELL, M.A.; FUSSEY, D.E.** (1995). The sources of benzo[a]pyrene in diesel exhaust emissions. *Sci. Total Environ.* **162** :179-186.
- TAYLOR, G.E. jr; MCLAUGHLIN, S.B. jr; SHRINER, D.S.; SELVIDGE, W.J.** (1983). The flux of sulfur-containing gases to vegetation. *Atmos. Environ.* **17** (4):789-796.
- TEBAAY, R.H.; WELP, G.; BRÜMMER, G.W.** (1993). Gehalte an polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belasteten Böden. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **156** :1-10.
- THOMAS, W.** (1984). Statistical models for the accumulation of PAH, chlorinated hydrocarbons and trace metals in epiphytic *Hypnum cupressiforme*. *Water, Air Soil Pollut.* **22** :351-371.
- THOMAS, W.** (1986). Representativity of mosses as biomonitor organisms for the accumulation of environmental chemicals in plants and soils. *Ecotoxicol. Environ. Safety* **11** :339-346.
- THOMAS, W.; RÜHLING, A.; SIMON, H.** (1984). Accumulation of airborne pollutants (PAH, chlorinated hydrocarbons, heavy metals) in various plant species and humus. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **36** :295-310.
- THOMAS, W.; SIMON, H.; RÜHLING, A.** (1985). Classification of plant species by their organic (PAH, PCB, BHC) and inorganic (heavy metals) trace pollutant concentrations. *Sci. Total Environ.* **46** :83-94.
- THÖNI, L.; SCHMID-GROB, I.; HERTZ, J.; URMI, E.** (1986). Kartierung der Blei-, Kupfer-, Zink- und Cadmium-Belastung im Raume Zürich anhand des Mooses *Bryum argenteum* Hedw. als Biomonitor. *Staub Reinhalt. Luft* **46** (6):295-299.
- THÖNI, L.; SCHNYDER, N.; HERZT, J.** (1993). Schätzung der Schwermetalldeposition mit Hilfe des Mooses *Bryum argenteum* als Biomonitor. *Staub Reinhalt. Luft* **53** :319-325.
- THÖNNESSEN, M.; WERNER, W.** (1996). Die fassadenbegründende Dreispitzige Jungfernrebe als Akkumulationsindikator - Verteilung von Schwermetallen in Stadtstraßen unterschiedlicher Bauungsstruktur. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* **56** :351-357.
- THORNTON, I.; ABRAHAMS, P.** (1983). Soil ingestion - a major pathway of heavy metals into livestock grazing contaminated land. *Sci. Total Environ.* **28** :287-294.
- THRON, H.L.** (1991). Vorkommen, Bedeutung und Nachweis von Antimon. In: AURAND, K.; HESSELBARTH, U.; LANGE-ASSCHENFELD, H.; STEUER, W. (Hrsg.) *Die Trinkwasserverordnung*, Erich Schmidt Verlag, Berlin. pp. 318-324
- TINGEY, D.T.; PETTIT, N.; BARD, L.** (1978). Effect of chlorine on stress ethylene production. *Environ. Exp. Bot.* **18** :61-66.
- TOLLS, J.; MCLACHLAN, M.S.** (1994). Partitioning of semivolatile organic compounds between air and *Lolium multiflorum* (Welsh ray grass). *Environ. Sci. Technol.* **28** (1):159-166.
- TÖRNQVIST, M.** (1994). Is ambient ethene a cancer risk factor? *Env. Health Persp.* **102** (Suppl. 4):157-160.
- TÖRNQVIST, M.; EHRENBURG, L.** (1994). On cancer risk estimation of urban air pollution. *Env. Health Persp.* **102** (Suppl. 4):173-181.
- TREMOLADA, P.; BURNETT, V.; CALAMARI, D.; JONES, K.C.** (1996a). A study of the spatial distribution of PCBs in the UK atmosphere using pine needles. *Chemosphere* **32** (11) :2189-2203.
- TRENCK, VON DER, K.T.** (1983). Zur Toxikologie von Umweltschadstoffen. In: HEMMINGER, H. (Hrsg.) *Schadstoffbelastung und Verbraucherschutz*. Öko-Institut Freiburg, Werkstattreihe 9, pp. 28-76.
- TRENCK, VON DER, K.T.; JARONI, H.** (1999). Vergleichende Bewertung von Umweltschadstoffen anhand von Risikokennlinien. In: RIPPEN, G. (Hrsg.): *Handbuch Umweltchemikalien*, 1, II-1.2.1, 1-102 (46. Erg. Lfg. 4/99; 47.

- Erg. Lfg. 7/99), ecomed Verlag, Landsberg.
- TRECK, VON DER, K.T.; MARKARD, CH.; KÜHL, CH.; SLAMA, H.; RÖDER, R.** (1999). Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen zur Beurteilung von lokal begrenzten Grundwasserunreinigungen. Textzahl 3605, 1-56. In: ROSENKRANZ, D. ET AL. (Hrsg.), "Bodenschutz – Ergänzbare Handbuch", Erg. Lfg. VII/99, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- TSAI, Jiun-H.; LIANG, Ching-P.; LEE, Ding-Z.; SHEU, Yih-C.; LIN, Sheau-J.** (1997). Characteristics of airborne volatile aromatics in Tainan, Taiwan. J. Environ. Engin. **123** (4):406-409.
- TUNG, G.; TEMPLE, P.J.** (1996a). Histochemical detection of lead in plant tissues. Environ. Toxicol. Chem. **15** (6):906-914.
- TUNG, G.; TEMPLE, P.J.** (1996b). Uptake and localization of lead in corn (*Zea mays* L.) seedlings, a study by histochemical and electron microscopy. Sci. Total Environ. **188** :71-85.
- TUOMINEN, J.; SALOMAA, S.; PYYSALO, H.; SKYTAE, E.; TIKKANEN, L.; NURMELA, T.; SORSA, M.; POHJOLA, V.; SURI, M.; HIMBERG, K.** (1988). Polynuclear aromatic compounds and genotoxicity in particulate and vapor phases of ambient air: Effect of traffic, season, and meteorological conditions. Environ. Sci. Technol. **22** (10):1228-1234.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT)** (Hrsg.) (1989). Luft. In: Daten zur Umwelt 1988/89. Erich Schmidt Verlag, Berlin, p. 242-271.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT)** (Hrsg.) (1991). Emissionsszenarien für den Pkw- und Nutzfahrzeugverkehr in Deutschland 1988-2005. Beilage zu TEXTE 40/91.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT)** (Hrsg.) (1997). Luft. In: Daten zur Umwelt - Der Zustand der Umwelt in Deutschland 1997. Erich Schmidt Verlag, Berlin, p. 124-195.
- ULLRICH, D.; SEIFERT, B.; NAGEL, R.** (1994). Flüchtige organische Verbindungen in neuen Kraftfahrzeugen. VDI-Ber. **1122** :191-199.
- ULRICH, B.; PUHE, J.** (1994). Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderungen auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkoppelungen auf den Treibhauseffekt. In: ENQUETE-KOMMISSION SCHUTZ DER ERDATMOSPHERE (Hrsg.) Wälder, Bd. 2. Bonn.
- UM UND SM B-W (UMWELT- UND SOZIAL-MINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG)** (1993). Gemeinsame Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums und des Ministeriums für Arbeit, Gesundheit und Sozialordnung über Orientierungswerte für die Beurteilung von Altlasten und Schadensfällen. Gemeinsames Amtsblatt des Landes B-W. Nr. 33, vom 30.11.93, 1115-1123.
- UMEG** (1997a). Immissions- und Wirkungsuntersuchungen im "Grossraum Stuttgart 1996" Karlsruhe.
- UMEG** (1998). LAI-AK "§40(2) BImSchG", Erfahrungsbericht über die Ermittlung von Konzentrationswerten nach der 23. BimSchFV, Karlsruhe.
- UMLAUF, G.; HAUKE, H.; REISSINGER, M.** (1994a). The distribution of semivolatile organic compounds in conifer needles following gas phase contamination. Chemosphere **28** (9):1689-1699.
- UMLAUF, G.; HAUKE, H.; REISSINGER, M.** (1994b). Deposition of semivolatile organic compounds to spruce needles. II. Experimental evaluation of the relative importance of different path-ways. ESPR **1** (4):209-222.
- UVM-BW (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG)** (Hrsg.) (1995). Saurer Regen: Probleme für Wasser, Boden und Organismen. Ecomed Verlag, Landsberg.
- UVM-BW (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG)** (Hrsg.) (1998). Emissionskataster Baden-Württemberg 1995, Karlsruhe
- UN/ECE (UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE)** (1988). Critical levels Workshop. Final draft report, Bad Harzburg, 14.-18.3.1998, 146 p.
- UNGER, Hans-J.; PRINZ, D.** (1992). Verkehrsbedingte Immissionen in Baden-Württemberg - Schwermetalle und organische Fremdstoffe in straßennahen Böden. Universität Karlsruhe; Inst. für Wasserbau und Kulturtechnik, Karlsruhe.
- VAN DEN DRIESSCHE, R.; LANGEBARTELS, C.** (1994). Foliar symptoms, ethylene biosynthesis and water use of young

- Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) exposed to drought and ozone. *Water, Air Soil Pollut.* **78** :153-168.
- VAN DER EERDEN, L.J.; TONNEIJCK, A.E.G.; WIJNANDS, J.H.M.** (1988). Crop loss due to air pollution in the Netherlands. *Environ. Pollut.* **53** :365-376.
- VAN DER VOET, G.B.; DE WOLFF, F.A.** (1996). Human Exposure to Lithium, Thallium, Antimony, Gold, and Platinum. In: CHAMG, L.W.; MAGOS, L.; SUZUKI, T. (eds) *Toxicology of Metals*. pp. 455-460.
- VAN HAUT, H.** (1972). Nachweis mehrerer Luftverunreinigungs-komponenten mit Hilfe von Blätterkohl (*Brassica oleracea acephala*) als Indikatorpflanze. *Staub Reinhalt. Luft* **32** (3):109-111
- VAN HAUT, H.; PRINZ, B.** (1979a). Beurteilung der relativen Pflanzenschädlichkeit organischer Luftverunreinigungen im LIS-Kurzzeittest. *Staub Reinhalt. Luft* **39** (11):408-414.
- VAN HAUT, H.; PRINZ, B.; HÖCKEL, F.E.** (1979b). Ermittlung der relativen Phytotoxizität von Luftverunreinigungen im LIS-Kurzzeittest - Verschiedene organische Komponenten und Ammoniak. *Schriftenr. LIS NRW* **49** :29-65.
- VAN HOVE, L.W.A.; ADEMA, E.H.; VREDENBERG, W.J.; PIETERS, G.A.** (1989). A study of the adsorption of NH₃ and SO₂ on leaf surfaces. *Atmos. Environ.* **23** (7):1479-1486.
- VAN HOVE, L.W.A.; VREDENBERG, W.J.; ADEMA, E.H.** (1990). The effect of wind velocity, air temperature and humidity on NH₃ and SO₂ transfer into bean leaves (*Phaseolus vulgaris* L.). *Atmos. Environ.* **24A** (5):1263-1270.
- VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE)** (Hrsg.) (1978). Maximale Immissions-Werte zum Schutze der Vegetation - Maximale Immissions-Werte für Schwefeldioxid. VDI 2310, Blatt 2.
- VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE)** (Hrsg.) (1984). Maximale Immissions-Werte zum Schutze des Menschen - Maximale Immissions-Konzentrationen für Schwefeldioxid. VDI 2310, Blatt 11.
- VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE)** (Hrsg.) (1989). Maximale Immissions-Werte zum Schutze der Vegetation - Maximale Immissionswerte für Ozon. VDI 2310, Blatt 6.
- VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE)** (Hrsg.) (1992). Maximale Immissions-Werte zum Schutze des Menschen - Maximale Immissions-Konzentrationen für Schwebstaub. VDI 2310, Blatt 19.
- VDI NACHRICHTEN** (05.06.1998). Ozonwerte in Ballungsräumen steigen.
- VERMEHREN, B.; FANGMEIER, A.; JÄGER, H.-J.** (1994). Adaptation of grasses to long-term sulphur dioxide pollution. *Angew. Bot.* **68** :95-103.
- VOC - LANDESKOMMISSION BADEN-WÜRTTEMBERG** (1992). Konzeption zur Minderung der VOC-Emissionen in Baden-Württemberg. 2. Zwischenbericht. Entwurf vom 09.03.1992. Bericht für das Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg.
- VOESENEK, L.A.C.J.; BLOM, C.W.P.M.** (1996). Plants and hormones: an ecophysiological view on timing and plasticity. *J. Ecol.* **84** :111-119.
- VOUK, V.B.; PIVER, W.T.** (1983). Metallic elements in fossil fuel combustion products: amounts and form of emissions and evaluation of carcinogenicity and mutagenicity. *Env. Health Persp.* **47** :201-225.
- VOUTSA, D.; GRIMANIS, A.; SAMARA, C.** (1996). Trace elements in vegetables grown in an industrial area in relation to soil and air particulate matter. *Environ. Pollut.* **94** (3):325-335.
- VREUGDENHIL, D.; OERLEMANS, A.P.C.; STEEGHS, M.H.G.** (1984). Hormonal regulation of tuber induction in radish (*Raphanus sativus*). Role of ethylene. *Physiol. Plant.* **62** :175-180.
- WÄBER, M.; LASCHKA, D.; PEICHL, L.** (1996). Biomonitoring verkehrsbedingter Platin-Immissionen - Verfahren der standardisierten Graskultur im Untersuchungsgebiet München. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **8** (1):3-7.
- WADDEN, R.A.; UNO, H.; WAKAMATSU, S.** (1986). Source discrimination of short-term hydrocarbon samples measured aloft. *Environ. Sci. Technol.* **20** (5):473-483.
- WAGNER, B. O.; MÜCKE, W.; SCHENK, H.-P.** (1989). Umwelt-Monitoring - Umweltkonzentrationen organischer Chemikalien - Literatur-Recherche und -

- Auswertung. Ecomed Verlag, Landsberg.
- WALLACE, A.; BERRY, W.L.** (1989). Dose-response curves for zinc, cadmium, and nickel in combinations of one, two, or three. *Soil Sci.* **147** (6):401-410.
- WALLENHORST, T.; SCHWENK, M.** (1998). Die aktuelle Stoffgruppe: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). In: LANDESGESUNDHEITSAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) *Umed Info 7*, August 1998, Stuttgart, pp. 47-48.
- WANG, C.Y.** (1989). Relation of chilling stress to ethylene production. In: LI, P.H. (ed.) *Low Temperature Stress Physiology in Crops*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 178-189.
- WARD, N.I.; SAVAGE, J.M.** (1994). Metal dispersion and transportational activities using food crops as biomonitors. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :309-319.
- WEHINGER, C.; MEYER-PITTOFF, R.** (1994). Schadstoffemissionen von Ottomotoren mit geregelterm Dreiwegekatalysator. Messung unter Berücksichtigung der Sekundäremission Distickstoffoxid. *Staub Reinhalt. Luft* **54** (1):9-15.
- WEI, C.; MORRISON, G.M.** (1994). Platinum in road dusts and urban river sediments. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :169-174.
- WEIGEL, H.-J.; HALBWACHS, G.; JÄGER, H.-J.** (1989). The effects of air pollutants on forest trees from a plant physiological view. *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz* **96** :203-217.
- WEIGMANN, G.** (1991). Heavy metal levels in earthworms of a forest ecosystem influenced by traffic and air pollution. *Water, Air Soil Pollut.* **57-58** :655-663.
- WEINSTEIN, L.H.; MCCUNE, D.C.; ALUISIO, A.L.; VAN LEUKEN, P.** (1975). The effect of sulphur dioxide on the incidence and severity of bean rust and early blight of tomato. *Environ. Pollut.* **9** :145-155.
- WELLBURN, A.R.** (1990). Why are atmospheric oxides of nitrogen usually phytotoxic and not alternative fertilizers? *New Phytol.* **115** :395-429.
- WELLBURN, A.R.; WELLBURN, F.A.M.** (1996). Ethylene production in ozone-sensitive and ozone-tolerant plants. *J. Exp. Bot* **47** (5 Suppl.):83.
- WELLHÖNER, H.H.** (1994). Klinische Toxikologie akuter Vergiftungen. In: MARQUARDT, H.; SCHÄFER, S.G. (Hrsg.) *Lehrbuch Toxikologie*. Wiss.-Verl., Mannheim. pp. 914-936.
- WENZEL, W.W.; BLUM, W.E.H.; BRANDSTETTER, A.; JOCKWER, F.; KÖCHL, A.; OBERFORSTER, M.; OBERLÄNDER, H.E.; RIEDLER, C.; ROTH, K.; VLADEVA, I.** (1996). Effects of soil properties and cultivars on cadmium accumulation in wheat grain. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **159** :609-614.
- WESTERHOLM, R. N.; LI, H.** (1994). A multivariate statistical analysis of fuel-related polycyclic aromatic hydrocarbon emissions from heavy-duty diesel vehicles. *Environ. Sci. Technol.* **28** (5):965-972.
- WESTERHOLM, R. N.; ALSBERG, T.E.; FROMMELIN, Å.B.; STRANDELL, M.E.; RANNUG, U.; WINQUIST, L.; GRIGORIADIS, V.; EGBÄCK, K.-E.** (1988). Effect of fuel polycyclic aromatic hydrocarbon content on the emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagenic substances from a gasoline-fueled automobile. *Environ. Sci. Technol.* **22** (8) :925-930.
- WETZEL, A.; KLANTE, G.; WERNER, D.** (1991). Biotoxizitätstests mit PAK - Die Nodulation in der Leguminosen-Rhizobien-Symbiose als sensibler Wirkungsparameter. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **3** (5) :266-271.
- WETZEL, A.; ALEXANDER, T.; BRANDT, S.; HAAS, R.; WERNER, D.** (1994). Reduction by fluoranthene of copper and lead accumulation in *Triticum aestivum* L. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **53** :856-862.
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION)** (Hrsg.) (1987). *Air Quality Guidelines for Europe*. WHO Region. Publ. Europ. Ser. **23** :426.
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION)** (Hrsg.) (1991). *Environmental Health Criteria 125: Platinum*. International Programme on Chemical Safety (IPCS). Genf, 167 pp.
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION)** (Hrsg.) (1992a). *IPCS (International Programme of Chemical Safety): Cadmium*. *Environ. Health Crit. Monogr.* **134**. Geneva, 1992, 280 p.

- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION) (HRSG.)** (1992). Cadmium. Environmental Health Criteria 134. Geneva.
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION) (Hrsg.)** (1993). Guidelines for drinking-water quality. Volume 1: Recommendations; 2nd edition. Genf, 188 p.
- WICHMANN, H.; LORENZ, W.; BAHADIR, M.** (1995). Release of PCDD/F and PAH during vehicle fires in traffic tunnels. *Chemosphere* **31** (2):2755-2766.
- WIERZBICKA, M.; ANTOSIEWICZ, D.** (1993). How lead can easily enter the food chain - a study of plant roots. *Sci. Total Environ.* **S93** (Suppl. 1993):423-429.
- WILD, S.R.; JONES, K.C.** (1992a). Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock. *Sci. Total Environ.* **119** :82-119.
- WILD, S.R.; JONES, K.C.** (1992b). Polynuclear aromatic hydrocarbon uptake by carrots grown in sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* **21** :217-225.
- WILHELM, M.; LOMBECK, I.; KOUROS, B.; WUTHE, J.; OHNESORGE, F.-K.** (1995). Duplikatstudie zur alimentären Aufnahme von einigen Metallen/Metalloiden bei Kindern in Deutschland; Teil II: Aluminium, Cadmium und Blei. *Zbl. Hyg.* **197** :357-369.
- WILLIAMS, C.R.; HARRISON, R.M.** (1984). Cadmium in the atmosphere. *Experientia* **40** :29-36.
- WILSON, G.B.; BELL, J.N.B.** (1986). Studies on the tolerance to sulphur dioxide of grass populations in polluted areas IV. The spatial relationship between tolerance and a point source of pollution. *New Phytol.* **102** :563-574.
- WILSON, S.C.; JONES, K.C.** (1993). Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *Environ. Pollut.* **81** :229-249.
- WINNER, W.E.; BEWLEY, J.D.** (1978a). Terrestrial mosses as bioindicators of SO₂ pollution stress. Synecological analysis and the index of atmospheric purity. *Oecologia* **35** :221-230.
- WINNER, W.E.; BEWLEY, J.D.** (1978b). Contrasts between bryophyte and vascular plant synecological responses in an SO₂-stressed white spruce association in Central Alberta. *Oecologia* **33** :311-325.
- WINNER, W.E.; MOONEY, H.A.** (1980). Ecology of SO₂ resistance: III. Metabolic changes of C₃ and C₄ Atriplex species due to SO₂ fumigations. *Oecologia* **46** :49-54.
- WOLTERING, E.J.** (1996). Ethylene-induced flower senescence. *J. Exp. Bot.* **47** (5 Suppl.) :82.
- WOLTERS, J.H.B.; MARTENS, M.J.M.** (1987). Effects of air pollutants on pollen. *Bot. Rev.* **53** (3):372-414.
- WOLVERTON, B.C.; McDONALD, R.C.; WATKINS, E.A. JR.** (1984). Foliage plants for removing indoor air pollutants from energy-efficient homes. *Econ. Bot.*, **38**(2): 224-228.
- WOOKEY, P.A.; INESON, P.; MANSFIELD, T.A.** (1991). Effects of atmospheric sulphur dioxide on microbial activity in decomposing forest litter. *Agric. Ecosys. Environ.* **33** :263-280.
- WÜRGLER, F.E.** (1994). Genetische Toxikologie von Metallverbindungen. *Naturwiss. Rundschau* **47** (10):405-406.
- WÜST, W.; KERN, U.; HERRMANN, R.; HAMILTON, R.S.; REVITT, D.; HARRISON, R.M.; MONZON DE CACERES, A.** (1994). Street wash-off behaviour of heavy metals, polyaromatic hydrocarbons and nitrophenols. Highway pollution. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :457-463.
- YAMAGUCHI, T.; YAMAZAKI, H.; YAMAUCHI, A.; KAKIUCHI, Y.** (1995). Analysis of tire tread rubber particles and rubber additives in airborne particulates at a roadside. *Jap. J. Toxicol. Environ. Health* **41** (2):155-162.
- YANG, Y.-J.; MILFORD, J.B.** (1996). Quantification of uncertainty in reactivity adjustment factors from reformulated gasolines and methanol fuels. *Environ. Sci. Technol.* **30** (1):196-203.
- YANG, S.Y.N.; CONNELL, D.W.; HAWKER, D.W.; KAYAL, S.I.** (1991). Polycyclic aromatic hydrocarbons in air, soil and vegetation in the vicinity of an urban roadway. *Sci. Total Environ.* **102** :229-240.
- YEANG, H.Y.; HILLMAN, J.R.** (1984). Ethylene and apical dominance. *Physiol. Plant.* **60** :275-282.
- YOUSEF, Y.A.; YU, L.L.** (1992). Potential contamination of groundwater from

- Cu, Pb, and Zn in wet detention ponds receiving highway runoff. *J. Environ. Sci. Health* **A27** (4):1033-1044.
- ZEREINI, F.; ZIENTEK, C.; URBAN, H.** (1993). Konzentration und Verteilung von Platingruppenelementen (PGE) in Böden. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **5** (3):130-134.
- ZEREINI, F.; SKERSTUPP, B.; ALT, F.; HELMERS, E.; URBAN, H.** (1997). Geochemical behaviour of platinum-group elements (PGE) in particulate emissions by automobile exhaust catalysts. Experimental results and environmental investigations. *Sci. Total Environ.* **206** (2-3):137-146.
- ZERULLA, W.; MARSCHNER, H.** (1986). Art-spezifische Unterschiede bei Futterpflanzen in den Gehalten an Nährstoffen und Schwermetallen. *Landw. Forschung* **39** :39-47.
- ZIMMERMANN, G.; SCHLATTER, CH.** (1995). Organische Verbindungen / Polychlorierte Biphenyle. In: WICHMANN, H.-E.; SCHLIPKÖTER, H.-W.; FÜLGRAFF, G. (Hrsg.): "Handbuch der Umweltmedizin", VI-4, 7. Erg. Lfg. 11/95, ecomed Verlag, Landsberg, pp. 1-16.
- ZOBEL, R.W.; ROBERTS, L.W.** (1978). Effects of low concentrations of ethylene on cell division and cytodifferentiation in lettuce pith explants. *Can. J. Bot.* **56** :987-990.
- ZWEIDINGER, R.B.; SIGSBY, J.E.J.R.; TEJADA, S.B.; STUMPF, F.D.; DROPKIN, D.L.; RAY, W.D.; DUNCAN, J.W.** (1988). Detailed hydrocarbon and aldehyde mobile source emissions from roadway studies. *Environ. Sci. Technol.* **22** (8):956-962.

16.2 Weiterführende Literatur

- ABELES, F.B.; HEGGESTAD, H.E.** (1973). Ethylene: An urban air pollutant. *J. Air Pollut. Contr. Assoc.* **23** :517-521.
- AD HOC-ARBEITSGRUPPE "SCHWER-METALLTRANSFER BODEN-PFLANZE" DES AK "BODENBELASTUNG" DER BUND/LÄNDERARBEITS-GEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO)** (1997). Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen/Altlasten - Pflanze. August 1997.
- ADACHI, A.; KOBAYASHI, T.** (1996). Formaldehyde level in rain water from Kobe City in Japan. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **57** :556-559.
- ADAROS, G.; WEIGEL, H.J.; JÄGER, H.-J.** (1991). Single and interactive effects of low levels of O₃, SO₂ and NO₂ on the growth and yield of spring rape. *Environ. Pollut.* **72** :269-286.
- AERTS, R.; WALLEN, B.; MALMER, N.** (1992). Growth-limiting nutrients in Sphagnum-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *J. Ecol.* **80** :131-140.
- AERY, N.C.; JAGETIYA, B.** (1997). Relative toxicity of cadmium, lead, and zinc on barley. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **28** (11-12):949-960.
- AHMED, K.O.; AL-SWAIDAN, H.M.** (1993). Lead and cadmium in urban dust of Riyadh, Saudi Arabia. *Sci. Total Environ.* **136** (1-2):205-210.
- AHRENS, D.; HANSS, A.; OBLÄNDER, W.** (1988). Bericht über die räumliche Verteilung von Luftschadstoffen in Südwestdeutschland. *Forstw. Cbl.* **107** :326-341.
- AINSWORTH, N.; COOKE, J.A.; JOHNSON, M.S.** (1991). Biological significance of antimony in contaminated grassland. *Water, Air Soil Pollut.* **57-58** :193-199.
- ALCOCK, R.E.; HALSALL, C.J.; HARRIS, C.A.; JOHNSTON, A.E.; LEAD, W.A.; SANDERS, G.; JONES, K.C.** (1994). Contamination of environmental samples prepared for PCB analysis. *Environ. Sci. Technol.* **28** (11):1838-1842.
- ALLEN, M.R.; BRAITHWAITE, A.; HILLS, C.** (1997). Trace organic compounds in landfill gas at seven U.K. waste disposal sites. *Environ. Sci. Technol.* **31** (4):1054-1061.
- ALT, F.; ESCHENAUER, H.R.; MERGLER, B.; MESSERSCHMIDT, J.; TOELG, G.** (1997). A contribution to the ecology and enology of platinum. *Fresenius J. Anal. Chem.* **357** (8):1013-1019.
- ALTSCHULLER, A.P.** (1989). Nonmethane organic compound to nitrogen oxide ratios and organic composition in cities and rural areas. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **39** (7):936-943.
- ALTSCHULLER, A.P.** (1993). Production of aldehydes as primary emissions and from secondary atmospheric reactions of alkenes and alkanes during the night and early morning hours. *Atmos. Environ.* **27A** (1):21-32.
- AMER, S.M.; MIKHAEL, E.; EL-ASHRY, Z.M.** (1989). Cytogenetic effect of sulfur dioxide on Vicia-faba plant. *Cytologia (Tokyo)* **54** (2):211-222.
- AMIN, M.B.; HUSAIN, T.** (1994). Kuwait oil fires - air quality monitoring. *Atmos. Environ.* **28** (13):2261-2276.
- ANONYM** (1992). Flugverkehr und Schadstoffemissionen. *Staub Reinhalt. Luft* **52** :194.
- ANONYM** (1995). Umweltstatistik: Die Luft ist rein - Ausnahme: Ozon. *UmweltMagazin* **95** (6):
- ANONYM** (1996). "Grüne Leber" auf der Fensterbank. *UmweltMagazin* **96** (7):84.
- ANONYM** (1996). Krebs erzeugendes Potential der Emissionen. In: LfU (ed.) 25 Jahre LfU - Jahresbericht 1995: Die Luft in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, pp. 28-30.
- ANONYM** (1996). Emissionen krebserzeugender Luftschadstoffe. In: LfU (ed.) Die Luft in Baden-Württemberg - Jahresbericht 1995. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe, pp. 26-30.
- ANONYM** (1997). Bekämpfung des bodennahen Ozons. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft **97** (2):106.
- ARNY, C.J.; PELL, E.J.** (1986). Ethylene production by potato, radish and soybean leaf tissue treated with simulated acid rain. *Environ. Exp. Bot.* **26** (1):9-15.
- ASHENDEN, T.W.; MANSFIELD, T.A.; HARRISON, R.M.** (1977). Generation

- of air pollutants from kerosene combustion in commercial and domestic glasshouses. *Environ. Pollut.* **14** :93-100.
- ASHENDEN, T.W.; BELL, S.A.; RAFAREL, C.R.** (1995). Responses of white clover to gaseous pollutants and acid mist: implications for setting critical levels and loads. *New Phytol.* **130** :89-96.
- ATKINSON, C.J.; WINNER, W.E.** (1989). Modification of stomatal conductance by sulphur dioxide. *J. Exp. Bot.* **40** :461-467.
- AUERMAN, E.; KNEUER, M.** (1977). Untersuchungen über die NO- und NO₂-Belastung in einer Großstadt. *Ztschr. gesamte Hyg.* **23** :740-746.
- AURAND, K.; HÄSSELBARTH, U.; LANGE-ASSCHENFELDT, H.; STEUER, W.** (Hrsg.) (1991). Die Trinkwasserverordnung. 3., neubearb. Aufl., Erich Schmidt Verl., Berlin. 710 p.
- AURELIUS, M.W.; BROWN, K.W.** (1987). Fate of spilled xylene as influenced by soil moisture content. *Water, Air Soil Pollut.* **36** :23-31.
- BADSHA, K.S.; BADSHA, S.J.** (1988). Factors affecting the seasonal heavy metal concentrations in upmoorland grass, *Molinia caerulea* and *Deschampsia flexuosa*. *Chemosphere* **17** (2):451-458.
- BAHL, A.; KAHL, G.** (1995). Air pollutant stress changes the steady-state transcript levels of three photosynthesis genes. *Environ. Pollut.* **88** :57-65.
- BAILEY, E.M.; MEAGHER, J.F.** (1986). Modeling the effect of ethanol/gasoline blend usage on ozone formation in urban areas. *J. Air Pollut. Contr. Assoc.* **36** (7):808-812.
- BAKER, C.K.; COLLS, J.J.; FOLLWOOD, A.E.; SEATON, G.G.R.** (1986). Depression of growth and yield in winter barley exposed to sulphur dioxide in the field. *New Phytol.* **104** :233-241.
- BAKER, C.K.; FULLWOOD, A.E.; COLLS, J.J.** (1990). Lodging of winter barley (*Hordeum vulgare* L.) in relation to its degree of exposure to sulphur dioxide. *New Phytol.* **114** :191-197.
- BALBA, A.M.; EL SHIBINY, G.; EL-KHATIB, E.S.** (1991). Effect of lead increments on the yield and lead content of tomato plants. *Water, Air Soil Pollut.* **57-58** :93-99.
- BALL, M.; HERRMANN, T.** (1994). Wieviele Messungen sind notwendig im Wechsel der Jahreszeiten ? *VDI-Ber.* **1122** :503-511.
- BALLACH, H.-J.; DUECK, T.; VAN DER EERDEN, L.** (1987). Einfluss von Schwefeldioxid auf die Blattpigmente von *Potentilla erecta* (L.) Rausch. *Staub Reinhalt. Luft* **47** (11/12):267-271.
- BALLACH, H.-J.; MOOI, J.; WITTIG, R.** (1992). Premature aging in *Populus nigra* L. after exposure to air pollutants. *Angew. Bot.* **66** :14-20.
- BALLACH, H.-J.; NIEDEREE, C.; WITTIG, R.; WOLTERING, E.J.** (1995). Reactions of cloned poplars to air pollution - Ozone-induced increase of stress ethylene and possible antisenesescence strategies. *ESPR* **2** (4):201-206.
- BANGA, M.; BÖGEMANN, G.M.; BLOM, C.W.P.M.; VOESENEK, L.A.C.J.** (1997). Flooding resistance of *Rumex* species strongly depends on their response to ethylene: rapid shoot elongation or foliar senescence. *Physiol. Plant.* **99** :415-422.
- BARDEN, L.E.; HANAN, J.J.** (1972). Effect of ethylene on carnation keeping life. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* **97** (6):785-788.
- BARGAGLI, R.** (1995). The elemental composition of vegetation and the possible incidence of soil contamination of samples. *Sci. Total Environ.* **176** :121-128.
- BARGAGLI, R.; BROWN, D.H.; NELLI, L.** (1995). Metal biomonitoring with mosses: Procedures for correcting for soil contamination. *Environ. Pollut.* **89** :169-175.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT** (Hrsg.) (1995). Internationales Symposium Grundwasserver-sauerung durch atmosphärische Deposition. Ursachen - Auswirkungen - Sanierungsstrategien. In: Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 3/95.
- BELL, J.N.B.; RUTTER, A.J.; RELTON, J.** (1979). Studies on the effects of low levels of sulphur dioxide on the growth of *Lolium perenne* L. *New Phytol.* **83** :627-643.
- BERG, T.; STEINNES, E.** (1997). Recent trends in atmospheric deposition of

- trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey. *Sci. Total Environ.* **208** (3):197-206.
- BEVAN, M.A.J.; PROCTOR, C.J.; BAKER-ROGERS, J.; WARREN, N.D.** (1991). Exposure to carbon monoxide, respirable suspended particulates, and volatile organic compounds while commuting by bicycle. *Environ. Sci. Technol.* **25** (4):788-791.
- BEVAN, R.J.; GREENHALGH, G.N.** (1976). *Rhytisma acerinum* as a biological indicator of pollution. *Environ. Pollut.* **10** :271-285.
- BIDDINGTON, N.L.** (1986). The effects of mechanically-induced stress in plants - a review. *Plant Growth Reg.* **4** :103-123.
- BIERMANN, J.; MARKGRAF, U.W.; STEUBING, L.** (1986). SO₂- und NO₂-Effekte auf *Trifolium repens* (Open-top-Begasung). *Verh. Ges. f. Ökol.* **16** :137-142.
- BLESSING, R.** (1997). Polychlorierte Dioxine und Furane in öffentlichen Gebäuden. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* **57** (7):305-309.
- BMBF** (BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG UND FORSCHUNG) (Hrsg.) (1995). *Ökosystemforschung. Berichte aus der ökologischen Forschung.* Bonn.
- BMELF** (Hrsg.) (1997). *Deutscher Waldbodenbericht 1996. Band 1.* Bonn.
- BOHLE, H.** (1996). Kritik und drastische Forderungen. Umwelt- und Verbraucherverbände setzten sich für strengste Emissionsvorschriften bei Kraftfahrzeugen ein. *UmweltMagazin* **96** (1/2):12.
- BOLSINGER, M.; FLÜCKIGER, W.** (1989). Ambient air pollution induced changes in amino acid pattern of phloem sap in host plants - relevance to aphid infestation. *Environ. Pollut.* **56** :209-216.
- BOLT, H.M.; DREXLER, H.** (1994). Biologische Arbeitsstoff-Toleranzwerte (Biomonitoring). Teil III: Toxikokinetische Grundlagen (Aufnahme, Verteilung, Stoffwechsel, Ausscheidung). *Arbeitsmed. Sozialmed. Umweltmed.* **29** :206-208.
- BORBOA, L.; DE LA TORRE, C.** (1996). The genotoxicity of Zn(II) and Cd(II) in *Allium cepa* root meristematic cells. *New Phytol.* **134** :481-486.
- BORKA, G.; SZINTEN, C.** (1981). Der Einfluss von Schwefeldioxid und Ruß auf die phänologische Entwicklung und den Ertrag von Paprika - Effects of SO₂ and soot on the phenology and yield of paprika and tomato plants. *Staub Reinhalt. Luft* **41** (8):301-303.
- BORLAND, A.M.; LEA, P.J.** (1991). The response of enzymes of nitrogen and sulphur metabolism in barley to low doses of sulphur dioxide. *Agric. Ecosys. Environ.* **33** :281-292.
- BORSTEL VON, R.; GEORGI, B.; BAHADIR, M.** (1995). Größenselektive Probenahme von Dieselrußpartikeln und die Bestimmung der angelagerten PAH. *Staub Reinhalt. Luft* **55** (5):199-203.
- BOS, R.; GUICHERIT, R.; HOOGEVEEN, A.** (1977). Distribution of some hydrocarbons in ambient air near Delft and the influence on the formation of secondary air pollutants. *Sci. Total Environ.* **7** :269-281.
- BOTH, R.; STEUBING, L.; FANGMEIER, A.** (1989). Die Wirkungen von SO₂, SO₂ + NO₂ und SO₂ + NO₂ + O₃ auf den CO₂/H₂O-Gaswechsel der Waldbodenvegetation. *Verh. Ges. f. Ökol.* **18** :299-305.
- BOWERSOX, V.C.; SISTERTON, D.L.; OLSEN, A.R.** (1990). Acid rain, a world-wide phenomenon: A perspective from the United States. *Intern. J. Environ. Studies* **36** :83-101.
- BRAMS, E.; ANTHONY, W.; WEATHERSPOON, L.** (1989). Biological monitoring of an agricultural food chain: Soil cadmium and lead in ruminant tissues. *J. Environ. Qual.* **18** :317-323.
- BRASSER, L.J.** (1980). Polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in the Netherlands. *VDI-Ber.* **358**.
- BRAUN, S.; FLÜCKIGER, W.** (1984). Increased population of the aphid *Aphis pomi* at a motorway: Part 1 - field evaluation. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **33** :107-120.
- BRAUN, S.; FLÜCKIGER, W.** (1984). Increased population of the aphid *Aphis pomi* at a motorway. Part 2: The effect of drought and deicing salt. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **36** :261-270.
- BRAUN, S.; FLÜCKIGER, W.** (1985). Increased population of the aphid *Aphis pomi* at a motorway: Part 3 - The effect of exhaust gases. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **39** :183-192.

- BRAY, B.J.; DOWDY, R.H.; GOODRICH, R.D.; PAMP, D.E.** (1985). Trace metal accumulation in tissues of goats fed silage produced on sewage sludge-amended soil. *J. Environ. Qual.* **14** (1):114-118.
- BREUER, K.; MELZER, A.** (1990). Heavy metal accumulation (lead and cadmium) and ion exchange in three species of Sphagnaceae- I. Main principles of heavy metal accumulation in Sphagnaceae. *Oecologia* **82** :461-467.
- BROCCO, D.; FRATARCANGELI, R.; LEPORE, L.; PETRICCA, M.; VENTRONE, I.** (1997). Determination of aromatic hydrocarbons in urban air of Rome. *Atmos. Environ.* **31** (4):557-566.
- BROOK, J.R.; DANN, T.F.; BURNETT, R.T.** (1997). The relationship among TSP, PM₁₀, PM_{2.5}, and inorganic constituents of atmospheric particulate matter at multiple Canadian locations. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **47** (1):2-19.
- BRUCKMANN, P.; MÜLDER, W.** (1982). Der Gehalt an organischen Spurenstoffen in Deponiegasen. *Schriftenr. LIS NRW* **55** :21-28.
- BUCKLEY, E.H.** (1982). Accumulation of airborne polychlorinated biphenyls in foliage. *Science* **216** (30 April):520-522.
- BÜCKER, J.; GUDERIAN, R.** (1993). Marked increases in raffinose in leaves of *Populus* due to ambient air pollution. *J. Plant. Physiol.* **141** :654-656.
- BÜCKER, J.; GUDERIAN, R.** (1994). Accumulation of Myoinositol in *populus* as a possible indication of membrane disintegration due to air pollution. *J. Plant Physiol.* **144** :121-123.
- BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR FORST- U. HOLZWIRTSCHAFT (Hrsg.)** (1998). Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Hamburg.
- BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR FORST- U. HOLZWIRTSCHAFT (Hrsg.)** (1998). Forest Condition in Europe. Results of the 1997 crown condition survey. Hamburg.
- CAMPBELL, G.W.; STEDMAN, J.R.; STEVENSON, K.** (1994). A survey of nitrogen dioxide concentrations in the United Kingdom using diffusion tubes, July - December 1991. *Atmos. Environ.* **28** (3):477-486.
- CAMPO, G.; ORSI, M.; BADINO, G.; GIACOMELLI, R.; SPEZZANO, P.** (1996). Evaluation of motorway pollution in a mountain ecosystem. Pilot project: Susa Valley (Northwest Italy) year 1990-1994. *Sci. Total Environ.* **189/190** :161-166.
- CAPORN, S.J.M.; MANSFIELD, T.A.; HAND, D.W.** (1991). Low temperature-enhanced inhibition of photosynthesis by oxidized nitrogen in lettuce (*Lactuca sativa* L.). *New Phytol.* **118** :309-313.
- CARRARO, E.; LOCATELLI, A.L.; FERRERO, C.; FEA, E.; GILLI, G.** (1995). Biological activity of exhaust emissions from two after-treatment device-equipped light-duty diesel engines. *J. Environ. Sci. Health* **A30** (7):1503-1514.
- CARRERAS, H.A.; CANAS, M.S.; PIGNATA, M.L.** (1996). Differences in responses to urban air pollutants by *Ligustrum lucidum* Ait. and *Ligustrum lucidum* Ait. f. *tricolor* (Rehd.) Rehd. *Environ. Pollut.* **93** (2):211-218.
- CEZANNE, R.; EICHLER, M.; WIRTH, V.** (1997). Die epiphytische Flechtenvegetation an den Wald-Dauerbeobachtungsflächen des ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg - Untersuchungsjahr 1996 (unveröff.) Darmstadt.
- CHAN, C.-C.; NIEN, C.-K.; TSAI, C.-Y.; HER, G.-R.** (1995). Comparison of tail-pipe emissions from motorcycles and passenger cars. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **45** (2):116-124.
- CHAN, C.-C.; NIEN, C.-K.; HWANG, J.-S.** (1996). Receptor modelling of VOCs, CO, NO_x, and THC in Taipei. *Atmos. Environ.* **30** (1):25-33.
- CHANEY, W.R.; STRICKLAND, R.C.** (1984). Relative toxicity of heavy metals to red pine pollen germination and germ tube elongation. *J. Environ. Qual.* **13** (3):391-394.
- CHANG, L.W.; MEIER, J.R.; SMITH, M.K.** (1997). Application of plant and earthworm bioassays to evaluate remediation of a lead-contaminated soil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **32** :166-171.
- CHAPPELKA, A.H.; CHEVONE, B.I.; BURK, T.E.** (1985). Growth response of yellow-poplar (*Liriodendron tulipifera* L.) seedlings to ozone, sulfur dioxide and simulated acidic precipitation, alone and in combination. *Environ. Exp. Bot.* **25** :233-244.

- CHAUDRI, A.M.; ZHAO, F.J.; McGRATH, S.P.; CROSLAND, A.R.** (1995). The cadmium content of British wheat grain. *J. Environ. Qual.* **24** (5):850-855.
- CHEN, Y.-M.; WELLBURN, A.R.** (1989). Enhanced ethylene emissions from red and Norway spruce exposed to acidic mists. *Plant Physiol.* **91** :357-361.
- CHRISKE, H.W.; BROCKHAUS, A.; EWERS, U.** (1991). Benzolbelastung von im Außen- und Innendienst tätigen Personen einer verkehrsreichen Großstadt. *Arbeitsmed., Sozialmed., Präventivmed.* **26** :483-485.
- CHRIST, R.A.** (1996). Die Wirkungen von organischen Substanzen (Lösungsmitteln) in der Gasphase auf Höhere Pflanzen. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* **56** (10):345-350.
- CHRONOPOULOS, J.; HAIDOUTI, C.; CHRONOPOULOU-SERELI, A.; MASSAS, I.** (1997). Variations in plant and soil lead and cadmium content in urban parks in Athens, Greece. *Sci. Total Environ.* **196** :91-98.
- CLARK, A.I.; McINTYRE, A.E.; LESTER, J.N.; PERRY, R.** (1985). Air quality impact assessment at an airport. *Environ. Pollut. (Ser. B)* **9** :1-27.
- CLARKE, B.B.; BRENNAN, E.G.** (1989). Differential cadmium accumulation and phytotoxicity in sixteen tobacco cultivars. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **39** :1319-1322.
- CLIFFORD, M.J.; CLARKE, R.; RIFFAT, S.B.** (1997). Drivers' exposure to carbon monoxide in Nottingham, U.K. *Atmos. Environ.* **31** (7):1003-1009.
- COLBECK, I.; ATKINSON, B.; JOHAR, Y.** (1997). The morphology and optical properties of soot produced by different fuels. *J. Aerosol Sci.* **28** (5):715-723.
- COLVILL, K.E.; HORSMAN, D.C.; ROOSE, M.L.; ROBERTS, T.M.; BRADSHAW, A.D.** (1985). Field trials of the influence of air pollutants, and sulphur dioxide in particular, on the growth of ryegrass *Lolium perenne* L. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **39** :235-266.
- CORNIC, G.** (1987). Interaction between sublethal pollution by sulphur dioxide and drought stress. The effect on photosynthetic capacity. *Physiol. Plant.* **71** :115-119.
- COURSIMAUULT, A.; DONATI, J.; VIELLARD, H.** (1995). La pollution automobile due aux hydrocarbures aromatiques monocycliques a Paris. *Sci. Total Environ.* **169** :17-23.
- COWLING, D.W.; LOCKYER, D.R.** (1976). Growth of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) exposed to a low concentration of sulphur dioxide. *J. Exp. Bot.* **27** (98):411-417.
- COWLING, D.W.; KOZIOL, M.J.** (1978). Growth of ryegrass (*Lolium perenne* L.) exposed to SO₂ I. Effect on photosynthesis and respiration. *J. Exp. Bot.* **29** (112):1029-1036.
- COWLING, D.W.; LOCKYER, D.R.** (1978). The effect of SO₂ on *Lolium perenne* L. grown at different levels of sulphur and nitrogen nutrition. *J. Exp. Bot.* **29** (108):257-265.
- CRAKER, L.E.** (1971). Ethylene production from ozone injured plants. *Environ. Pollut.* **1** :299-304.
- CRITTENDEN, P.D.; READ, D.J.** (1979). The effects of air pollution on plant growth with special reference to sulphur dioxide. III. Growth studies with *Lolium multiflorum* Lam. and *Dactylis glomerata* L. *New Phytol.* **83** :645-651.
- CRÖSSMANN, G.; BORTLISZ, J.** (1986). Untersuchungen zum Übergang (carry over) von Mengen- und Spurenelementen aus dem Aufwuchs von Böschungen und Deichen der Emscher in weidende Schafe. *Forum Städte-Hygiene* **37** (3):186-193.
- CURRIER, H.B.** (1951). Herbicidal properties of benzene and certain methyl derivatives. *Hilgardia* **20** :383-406.
- DÄMMGEN, U.; GRÜNHAGE, L.; KÜSTERS, A.; JÄGER, H.-J.** (1994). Response of a grassland ecosystem to air pollutants: II. The chemical climate: Fluxes of sedimenting airborne matter. *Environ. Pollut.* **85** :35-42.
- DANISH, S.; MADANY, I.M.** (1992). Concentrations of nitrogen dioxide throughout the state of Bahrain. *Environ. Pollut.* **77** :71-78.
- DARRALL, N.M.** (1991). Changes in net photosynthesis, transpiration and dark respiration in winter barley exposed to elevated levels of sulphur dioxide using an open-air fumigation system. *Agric. Ecosys. Environ.* **33** :309-324.

- DAVIDSON, O.W.** (1949). Effects of ethylene on orchid flowers. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.* **53** :440-446.
- DE BOO, W.** (1990). Cadmium in agriculture. *Toxicological and Environmental Chemistry* **27** :55-63.
- DE FRE, R.; BRUYNSERAEDE, P.; KRETZSCHMAR, J.G.** (1994). Air pollution measurement in traffic tunnels. *Env. Health Persp.* **102** (Suppl. 4):31-37.
- DEIMEL-MAY, M.** (1986). Development of emission stress caused by automobile exhaust in Cologne. *Schriftenr. Ver. Wass. Bod. Lufthyg.* **67** :167-183.
- DEN BOEFT, J.; EERENS, H.C.; DEN TONKELAAR, W.A.M.; ZANDVELD, P.Y.J.** (1996). CAR International: a simple model to determine city street air quality. *Sci. Total Environ.* **189/190** :321-326.
- DERWENT, R.G.** (1990). The long range transport of ozone within Europe and its control. *Environ. Pollut.* **63** :299-318.
- DERWENT, R.G.; HOV, O.** (1980). Computer modeling studies of the impact of vehicle exhaust emission controls on photochemical air pollution formation in the United Kingdom. *Environ. Sci. Technol.* **14** (11):1360-1366.
- DERWENT, R.G.; MIDDLETON, D.R.; FIELD, R.A.; GOLDSTONE, M.E.; LESTER, J.N.; PERRY, R.** (1995). Analysis and interpretation of air quality data from an urban roadside location in Central London over the period from July 1991 to July 1992. *Atmos. Environ.* **29** (8):923-946.
- DE TEMMERMAN, L.; VANDERMEIREN, K.; GUNS, M.** (1992). Effects of air filtration on spring wheat grown in open-top field chambers at a rural site. I. Effect on growth, yield and dry matter partitioning. *Environ. Pollut.* **77** :1-5.
- DJINGOVA, R.; WAGNER, G.; PESHEV, D.** (1995). Heavy metal distribution in Bulgaria using *Populus nigra* 'Italica' as a biomonitor. *Sci. Total Environ.* **172** :151-158.
- DMUCHOWSKI, W.; BYTNEROWICZ, A.** (1995). Monitoring environmental pollution in Poland by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. *Environ. Pollut.* **87** :87-104.
- DÖRR, G.; HIPPELEIN, M.; KAUPP, H.; HUTZINGER, O.** (1996). Baseline contamination assessment for a new resource recovery facility in Germany: Part VI: Levels and profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in ambient air. *Chemosphere* **33** (8):1569-1578.
- DOHMEN, G.P.** (1988). Indirect effects of air pollutants: changes in plant/parasite interactions. *Environ. Pollut.* **53** :197-207.
- DOR, F.; LE MOULLEC, Y.; FESTY, B.** (1995). Exposure of city residents to carbon monoxide and monocyclic aromatic hydrocarbons during commuting trips in the Paris metropolitan area. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **45** (2) :101-110.
- DRÖSCHER, F.; FRANK, W.** (1993). Luftschadstoffbelastung durch Deponien. In: ZUBERBÜHLER, U.; BAUMBACH, G. (eds.) Jahresbericht 1993 "Luftreinhaltung bei der Müll-, Abfall- und Reststoffbehandlung". Arbeitsgruppe Luftreinhaltung der Universität Stuttgart, Stuttgart, pp. 87-97.
- DRÖSCHER, F.; FRANK, W.** (1993). Der Entwurf der Verordnung zu Paragraph 40 (2) BImSchG in der gutachterlichen Praxis. *VDI-Ber.* **1059** :499-505.
- DUBAY, D.T.; MURDY, W.H.** (1983). Direct adverse effects of SO₂ on seed set in geranium carolinianum L.: A consequence of reduced pollen germination on the stigma. *Bot. Gaz.* **144** :376-381.
- DUDKA, S.; PIOTROWSKA, M.; TERELAK, H.** (1996). Transfer of cadmium, lead, and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: a field study. *Environ. Pollut.* **94** (2):181-188.
- DUECK, T.A.; ELDERSON, J.** (1992). Influence of NH₃ and SO₂ on the growth and competitive ability of *Arnica montana* L. and *Viola canina* L. *New Phytol.* **122** :507-514.
- DUECK, T.A.; DIL, E.W.; PASMEN, F.J.M.** (1987). Adaptation of grasses in the Netherlands to air pollution. *New Phytol.* **108** :167-174.
- DUSHENKO, W.T.; GRUNDY, S.L.; REIMER, K.J.** (1996). Vascular plants as sensitive indicator of lead and PCB transport from local sources in the Canadian Arctic. *Sci. Total Environ.* **188** :29-38.
- EERENS, H.C.; SLIGGERS, C.J.; VAN DEN HOUT, K.D.** (1993). The CAR model:

- The Dutch method to determine city street air quality. *Atmos. Environ.* **27B** (4):389-399.
- EIKMANN, T.; KLOKE, A.** (1992). Ableitungskriterien für nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden. *Müll Abfall* **24** (11):789-805.
- ELBERS, G.; RICHTER, J.** (1994). Messung kraftfahrzeugbedingter Rußimmissionen. *Staub Reinhalt. Luft* **54** (1):19-24.
- ELKARIM, M.A.A.; KHOGALI, M.; ZEQLAM, H.** (1991). Traffic air pollution in Kuwait: preliminary results for nitrogen oxides and carbon monoxide. *Sci. Total Environ.* **106** :111-119.
- ELKIEY, T.; ORMROD, D.P.** (1980). Response of turfgrass cultivars to ozone, sulfur dioxide, nitrogen dioxide, or their mixture. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* **105** (5):664-668.
- ELKIEY, T.; ORMROD, D.P.; MARIE, B.A.** (1988). Growth response of crop plants in the vegetative stage to sulfur dioxide and nitrogen dioxide. *Gartenbauwiss.* **53** (2):61-64.
- ENGELBACH, G.; FANGMEIER, A.** (1989). Wirkungen von SO₂, NO₂ und O₃ auf die saisonale Entwicklung der Krautschicht eines Perlgras-Buchenwaldes im Gießener Stadtwald. *Verh. Ges. f. Oekol.* **18** :379-385.
- ERISMAN, J.W.; VERSLUIS, A.H.; VERPLANKE, T.A.J.W.; DE HAAN, D.; ANINK, D.; VAN ELZAKKER, B.G.; MENNEN, M.G.; VAN AALST, R.M.** (1993). Monitoring the dry deposition of SO₂ in the Netherlands: Results for grassland and heather vegetation. *Atmos. Environ.* **27A** (7):1153-1161.
- ERNST, W.H.O.; TONNEIJCK, A.E.G.; PASMAN, F.J.M.** (1985). Ecotypic response of *Silene cucubalus* to air pollutants (SO₂, O₃). *J. Plant Physiol.* **118** :431-438.
- ESKINJA, I.; SOLJIC, Z.; SVEL-CEROVECKI, S.; ESKINJA, M.; SOJAT, V.** (1996). Sources and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air of urban and rural Croatian sites. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* **63** :251-268.
- ESSER, K.B.** (1996). Reference concentrations for heavy metals in mineral soils, oat, and orchard grass (*Dactylis glomerata*) from three agricultural regions in Norway. *Water, Air Soil Pollut.* **89** :375-397.
- EUGSTER, W.; HESTERBERG, R.** (1996). Transfer resistances of NO₂ determined from eddy correlation flux measurements over a litter meadow at a rural site on the Swiss plateau. *Atmos. Environ.* **30** (8):1247-1254.
- EVANS, G.F.; LUMPKIN, T.A.; SMITH, D.L.; SOMERVILLE, M.C.** (1992). Measurements of VOCs from the TAMS network. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **42** (10):1319-1323.
- FANGMEIER, A.** (1989). Effects of open-top fumigations with SO₂, NO₂ and ozone on the native herb layer of a beech forest. *Environ. Exp. Bot.* **29** (2):199-213.
- FARGASOVA, A.** (1994). Effect of Pb, Cd, Hg, As and Cr on germination and root growth of *Sinapis alba* seeds. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **52** (3):452-456.
- FEBO, A.; PERRINO, C.** (1995). Measurement of high concentration of nitrous acid inside automobiles. *Atmos. Environ.* **29** (3):345-351.
- FEDER, W.A.; FOX, F.L.; HECK, W.W.; CAMPBELL, F.J.** (1969). Varietal responses of petunia to several air pollutants. *Plant Dis. Rep.* **53** (7):506-510.
- FISCHER, M.** (1992). Kanzerogene Luftschadstoffe und ihre Bedeutung für die Krebsmortalität. *Bundesgesundhbl.* **92** :184-189.
- FLAGLER, R.B.; YOUNGNER, V.B.** (1982). Ozone and sulphur dioxide effects on tall fescue: I. Growth and yield responses. *J. Environ. Qual.* **11** :386-389.
- FLAGLER, R.B.; YOUNGNER, V.B.** (1982). Ozone and sulphur dioxide effects on three tall fescue cultivars. *J. Environ. Qual.* **11** :413-416.
- FLÜCKIGER, W.; OERTLI, J.J.** (1978). Der Einfluss verkehrsbedingter Luftverunreinigungen auf den Befall der Eiche durch *Microsphaera alphitoides*. *Phytopath. Z.* **93** :363-366.
- FLÜCKIGER, W.; BRAUN, S.; OERTLI, J.J.** (1978). Der Einfluss verkehrsbedingter Luftverunreinigungen auf die Keimung und das Schlauchwachstum bei Pollen von *Nicotiana sylvestris*. *Environ. Pollut.* **16** :73-80.

- FOSTER, K.W.; TIMM, H.; LABANAUSKAS, C.K.; OSHIMA, R.J.** (1983). Effects of ozone and sulfur dioxide on tuber yield and quality of potatoes. *J. Environ. Qual.* **12** :75-80.
- FREIE UND HANSESTADT HAMBURG** (1995). Luftschadstoffmessungen an stark befahrenen Straßen. *Hamburger Umweltberichte* 50/95.
- FREIE UND HANSESTADT HAMBURG** (1997). Luftreinhaltung in Hamburg 1982-2000.
- FRICKE, W.; UHSE, K.** (1994). Anteile von Witterung und Emissionsminderung am SO₂-Rückgang in Deutschland. *Staub Reinhalt. Luft* **54** :289-296.
- FRIEDRICH, U.; SCHIERBAUM, I.** (1997). Vergleich Immissionsmessung - Immissionsberechnung für 14 verkehrsnaher Messpunkte im Land Brandenburg. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* **57** (1):55-59.
- FRITZ, W.** (1983). Modellversuche zum Übergang von Benzo(a)pyren aus dem Boden in Erntegüter. *Ztschr. gesamte Hyg.* **29** (7):370-373.
- FUNCKE, W.; KÖNIG, J.; BALFANZ, E.; ROMANOWSKI, T.; GROSSMANN, I.** (1982). Analyse von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen auf Immissionsstäuben aus dem Ruhrgebiet und einer ländlichen Kleinstadt. *Staub Reinhalt. Luft* **42** (5):192-197.
- FURUKAWA, A.** (1991). Inhibition of photosynthesis of *Populus euramericana* and *Helianthus annuus* by sulfur dioxide, nitrogen dioxide and ozone. *Ecol. Res.* **6** :79-86.
- GAGGI, C.; BACCI, E.** (1985). Accumulation of chlorinated hydrocarbon vapours in pine needles. *Chemosphere* **14** (5):451-456.
- GARSED, S.G.; RUTTER, A.J.** (1984). The effects of fluctuating concentrations of sulphur dioxide on the growth of *Pinus sylvestris* L. and *Picea sitchensis* (Bong.) Carr. *New Phytol.* **97** :175-195.
- GARTY, J.; KAUPPI, M.; KAUPPI, A.** (1996). Accumulation of airborne elements from vehicles in transplanted lichens in urban sites. *J. Environ. Qual.* **25** (2):265-272.
- GAST, R.; EARLY, J.** (1956). Phytotoxicity of solvents and emulsifiers used in insecticide formulations. *Agric. Chem.* **11** (4):42-139.
- GELBERT, G.; HASSELBACH, G.; GEORGII, S.; BRUNN, H.** (1992). Chlorkohlenwasserstoffe (Dioxine und Furane, PCB, Pestizide) und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Acker- und Grünlandböden - Ergebnisse aus langjährigen Klärschlamm-Feldversuchen. *Agribiol. Res.* **45** (1):77-87.
- GERTLER, A.W.; PIERSON, W.R.** (1996). Recent measurements of mobile source emission factors in North American tunnels. *Sci. Total Environ.* **189/190** :107-113.
- GILLI, G.; BONO, R.; SCURSATONE, E.; GUERRINI, E.** (1991). Formaldehyde and acetaldehyde air contamination. A two years study before the introduction of new gasoline in Italy. *Toxicol. Environ. Chem.* **33** :219-229.
- GLICK, R.E.; SCHLAGNHAUFER, C.D.; ARTECA, R.N.; PELL, E.J.** (1995). Ozone-induced ethylene emission accelerates the loss of ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase/oxygenase and nuclear-encoded mRNAs in senescing potato leaves. *Plant Physiol.* **109** :891-898.
- GOODYEAR, S.N.; ORMROD, D.P.** (1988). Tomato response to concurrent and sequential NO₂ and O₃ exposures. *Environ. Pollut.* **51** :315-326.
- GOODYEAR, S.N.; ORMROD, D.P.** (1988). Tomato response to concurrent and sequential NO₂ and O₃ exposures. *Environ. Pollut.* **53** :428-429.
- GOULD, R.P.; MINCHIN, P.E.H.; YOUNG, P.C.** (1988). The effects of sulphur dioxide on phloem transport in two cereals. *J. Exp. Bot.* **39** (205):997-1007.
- GRABAU, J.** (1994). Bankettschälgut - Wertstoff oder Abfall? *Müll Abfall* **26** (8):474-478.
- GRASSMANN, M.; CALOGRIU, A.; GEBEFÜGI, I.; MATTHES, B.; KETTRUP, A.** (1994). Vergleichende Innen- und Außenluftmessungen auf flüchtige Organika im Raum München. *VDI-Ber.* **1122** :811-818.
- GRATANI, L.; TAGLIONI, S.; CRESCENTE, M.F.** (1992). The accumulation of lead in agricultural soil and vegetation along a highway. *Chemosphere* **24** (7):941-949.

- GREENBERG, A.; BOZZELLI, J.W.; CANNOVA, F.; FORSTNER, E.; GIORGIO, P.; STOUT, D.; YOKOYAMA, R.** (1981). Correlations between lead and coronene concentrations at urban, suburban, and industrial sites in New Jersey. *Environ. Sci. Technol.* **15** (5):566-570.
- GROB, K.; FRAUENFELDER, C.; ARTHO, A.** (1990). Uptake by foods of tetrachloroethylene, trichloroethylene, toluene, and benzene from air. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* **191**:435-441.
- GROSJEAN, D.** (1991). Ambient levels of formaldehyde, acetaldehyde, and formic acid in Southern California: Results of a one-year base-line study. *Environ. Sci. Technol.* **25** (4):710-715.
- GROSJEAN, D.; MIGUEL, A.H.; TAVARES, T.M.** (1990). Urban air pollution in Brazil: Acetaldehyde and other carbonyls. *Atmos. Environ.* **24B** (1):101-106.
- GRÜNHAGE, L.; DÄMMGEN, U.; JÄGER, H.-J.** (1988). Auswirkungen luftgetragener Stoffe auf Vegetation und Boden von Grünlandökosystemen. II. Die Konzentrationen ausgewählter Luftinhaltsstoffe in Südostniedersachsen in den vergangenen zwei Jahrzehnten. *Landbauforsch. Völkenrode* **38** (3):196-210.
- GUPTA, G.; NARAYANAN, R.** (1992). Nitrogen fixation in soybean treated with nitrogen dioxide and molybdenum. *J. Environ. Qual.* **21** (1):46-49.
- GUPTA, G.; LI, Y.; SANDHU, R.** (1992). Photosynthesis and nitrogen fixation in soybean exposed to nitrogen dioxide and carbon dioxide. *J. Environ. Qual.* **21**:624-626.
- GUPTA, M.; DEVI, S.** (1994). Chronic toxicity of cadmium in *Pteris vittata*, a roadside fern. *Ecotoxicology* **3**:235-247.
- GZYL, J.** (1990). Lead and cadmium contamination of soil and vegetables in the Upper Silesia region of Poland. *Sci. Total Environ.* **96**:199-209.
- HAGERMAN, L.M.; ANEJA, V.P.; LONNEMAN, W.A.** (1997). Characterization of non-methane hydrocarbons in the rural southeast United States. *Atmos. Environ.* **31** (23):4017-4038.
- HANSEN, C.M.; ANDERSEN, B.H.** (1988). The affinities of organic solvents in biological systems. *Amer. Ind. Hyg. Assoc. J.* **49** (6):301-308.
- HAROLD, G.; HALBWACHS, G.; EDELBAUER, A.; WIMMER, R.** (1993). Die Schwarzerle als Bioindikator. Nachweis schwermetallhaltiger Emissionen eines Aluminiumwerkes. *Staub Reinhalt. Luft* **53** (1):27-29.
- HARRISON, R.M.; CHIRGAWI, M.B.** (1989). The assessment of air and soil as contributors of some trace metals to vegetable plants - III. experiments with field-grown plants. *Sci. Total Environ.* **83**:47-62.
- HARRISON, R.M.; JONES, M.** (1995). The chemical composition of airborne particles in the UK atmosphere. *Sci. Total Environ.* **168**:195-214.
- HARTWELL, T.D.; PERRITT, R.L.; PELLIZZARI, E.D.; MICHAEL, L.C.** (1992). Results from the 1987 Total Exposure Assessment Methodology (TEAM) study in southern California. *Atmos. Environ.* **26A** (8):1519-1527.
- HARTWIG, A.; KRUGER, I.; BEYERSMANN, D.** (1994). Mechanisms in nickel genotoxicity: the significance of interactions with DNA repair. *Tox. Lett.* **72**:353-358.
- HASTIE, D.R.; SHEPSON, P.B.; REID, N.; ROUSSEL, P.B.; MELO, O.T.** (1996). Summertime NO_x, NO_y, and ozone at a site in rural Ontario. *Atmos. Environ.* **30** (12):2157-2165.
- HAVIS, J.R.** (1948). The herbicidal properties of certain pure petroleum hydrocarbons. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* **51**:545-546.
- HEATH, R.L.; MILLER, R.** (1991). Nitrite feeding of leaf discs induces inhibition of photosynthesis and transpiration similar to NO₂ exposure. *Plant Physiol.* **96**:22.
- HECKMAN, J.R.; KLUCHINSKI, D.** (1996). Chemical composition of municipal leaf waste and hand-collected urban leaf litter. *J. Environ. Qual.* **25** (2):355-362.
- HEGGESTAD, H.E.** (1968). Diseases of crops and ornamental plants incited by air pollutants. *Phytopath.* **58** (8):1089-1097.
- HEUDORF, U.; HENTSCHEL, W.** (1995). Benzol-Immissionen in Wohnungen im Umfeld von Tankstellen. *Zbl. Hyg.* **196**:416-424.
- HO, Y.B.; TAI, K.M.** (1988). Elevated levels of lead and other metals in roadside soil and grass and their use to moni-

- tor aerial metal deposition in Hong Kong. *Environ. Pollut.* **49** (1):37-51.
- HODGE, V.F.; STALLARD, M.O.** (1986). Platinum and palladium in roadside dust. *Environ. Sci. Technol.* **20** (10):1058-1060.
- HÖPKER, K.A.** (1991). Bioindikation organischer Luftschadstoffe - Erste Erfahrungen im Ökologischen Wirkungskataster Baden-Württemberg. *VDI-Ber.* **901** :827-836.
- HOFSTRA, G.; TONNEIJCK, A.E.G.; ALLEN, O.B.** (1985). Cumulative effects of low levels of SO₂ on O₃ sensitivity in bean and cucumber. *Atmos. Environ.* **19** (1):195-198.
- HOLOPAINEN, J.K.; KAINULAINEN, E.; OKSANEN, J.; WULFF, A.; KÄRENLAMPI, L.** (1991). Effect of exposure to fluoride, nitrogen compounds and SO₂ on the numbers of spruce shoot aphids on Norway spruce seedlings. *Oecologia* **86** :51-56.
- HOLZ, H.C.** (1985). Bringt ein Tempolimit Abgasminderungen? *Umschau* **85** (6):350-352.
- HOUGH, A.M.; DERWENT, R.G.** (1987). The impact of motor vehicle control technologies on future photochemical ozone formation in the United Kingdom. *Environ. Pollut.* **44** :107-118.
- HOV, O.; SCHMIDBAUER, N.; OEHME, M.** (1989). Light hydrocarbons in the Norwegian arctic. *Atmos. Environ.* **23** (11):2471-2482.
- HUANG, J.W.; CUNNINGHAM, S.D.** (1996). Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytol.* **134** :75-84.
- HUANG, L.; MURRAY, F.** (1993). Effects of sulphur dioxide fumigation on growth and sulphur accumulation in wheat (*Triticum aestivum* cv. Wilgoune (Ciano/Gallo)) under salinity stress. *Agric. Ecosys. Environ.* **43** :285-300.
- HUANG, L.; MURRAY, F.; YANG, X.** (1994). Interaction between mild NaCl salinity and sublethal SO₂ pollution on wheat *Triticum aestivum* cultivar 'Wilgoyne' (Ciano/Gallo). I. Responses of stomatal conductance, photosynthesis, growth and assimilate partitioning. *Agric. Ecosys. Environ.* **48** :163-178.
- HUHN, G.; SCHULZ, H.** (1996). Content of free amino acids in Scots pine needles from field sites with different levels of nitrogen deposition. *New Phytol.* **134** :95-101.
- HULZEBOS, E.M.; ADEMA, D.M.M.; DIRVEN-VAN BREEMEN, E.M.; HENZEN, L.; VAN DIS, W.A.; HERBOLD, H.A.; HOEKSTRA, J.A.; BAERSELMAN, R.; VAN GESTEL, C.A.M.** (1993). Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. *Environ. Toxicol. Chem.* **12** :1079-1094.
- HUR, Jae-S.; WELLBURN, A.R.** (1994). Effects of atmospheric NO₂ on *Azolla-Anabaena* symbiosis. *Ann. Bot.* **73** :137-141.
- IGNESTI, G.; LODOVICI, M.; DOLARA, P.; LUCIA, P.; GRECHI, D.** (1992). Polycyclic aromatic hydrocarbons in olive fruits as a measure of air pollution in the Valley of Florence (Italy). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **48** :809-814.
- INJUK, J.; OTTEN, P.; LAANE, R.; MAENHAUT, W.; VAN GRIEKEN, R.** (1992). Atmospheric concentrations and size distributions of aircraft-sampled Cd, Cu, Pb and Zn over the southern bight of the North Sea. *Atmos. Environ.* **26A** (14):2499-2508.
- ISHIZAKI, C.; SANHUEZA, E.; ROMERO, J.** (1978). High NO_x levels and lack of ozone in downtown Caracas. *Chemosphere* **6** (6):517-536.
- ITO, O.; OKANO, K.; KUROIWA, M.; TOTSUKA, T.** (1985). Effects of NO₂ and O₃ alone or in combination on kidney bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.): Growth, partitioning of assimilates and root activities. *J. Exp. Bot.* **36** :652-662.
- IVENS, G.W.** (1952). The phytotoxicity of mineral oils and hydrocarbons. *Ann. Appl. Biol.* **39** :418-422.
- JÄGER, H.-J.; BENDER, J.; WEIGEL, H.-J.** (1989). Stand der Diskussion über Richtwerte für Schadstoffkonzentrationen in der Luft. *Angew. Bot.* **63** :559-575.
- JÄGER, W.; MAYER, U.** (1986). Immissionsuntersuchungen auf Kohlenwasserstoffe, Benzol und Benzin-Kohlenwasserstoffe im Nahbereich von Mineralöllagern. *Staub Reinhalt. Luft* **46** (4):213-216.
- JAFFE, R.; CARRERO, H.; CABRERA, A.; ALVARADO, J.** (1993). Organic compounds and heavy metals in the atmosphere of the city of Caracas, Ve-

- Venezuela - I: Atmospheric particles. *Water, Air Soil Pollut.* **71** :293-313.
- JANSSEN, M.P.M.; MA, W.C.; VAN STRAALEN, N.M.** (1993). Biomagnification of metals in terrestrial ecosystems. *Sci. Total Environ.* **S93** (Suppl. 1993):511-524.
- JANSSEN, N.A.H.; VAN MANSOM, D.F.M.; VAN DER JAGT, K.; HARSSEMA, H.; HOEK, G.** (1997). Mass concentration and elemental composition of airborne particulate matter at street and background locations. *Atmos. Environ.* **31** (8):1185-1193.
- JENSEN, K.F.** (1985). Response of yellow poplar seedlings to intermittent fumigation. *Environ. Pollut.* **38** :183-191.
- JENSEN, S.; ERIKSSON, G.; KYLIN, H.; STRACHAN, W.M.J.** (1992). Atmospheric pollution by persistent organic compounds: Monitoring with pine needles. *Chemosphere* **24** (2):229-245.
- JETTER, R.; RIEDERER, M.; LENDZIAN, K.J.** (1996). The effects of dry O₃, SO₂ and NO₂ on reconstituted epicuticular wax tubules. *New Phytol.* **133** :207-216.
- JONES, K.C.; SYMON, C.J.; JOHNSTON, A.E.** (1987). Retrospective analysis of an archived soil collection. I. Metals. *Sci. Total Environ.* **61** :131-144.
- JONES, K.C.; JOHNSTON, A.E.** (1989). Cadmium in cereal grain and herbage from long-term experimental plots at Rothamsted, UK. *Environ. Pollut.* **57** :199-216.
- JONES, K.C.; GRIMMER, G.; JACOB, J.; JOHNSTON, A.E.** (1989). Changes in the polynuclear aromatic hydrocarbon content of wheat grain and pasture grass over the last century from one site in the U.K. *Sci. Total Environ.* **78** :117-130.
- JONES, R.D.** (1989). The effects of ethylene on petunia flowers and implications for ambient air quality standard for ethylene. (21. Annu. Air Pollut. Workshop 21 (1989) Walnut Creek, CA; 11-13/04/1989 Poster Session, Walnut Creek).
- JONES, T.; MANSFIELD, T.A.** (1982). Studies on dry matter partitioning and distribution of ¹⁴C-labelled assimilates in plants of *Phleum pratense* exposed to SO₂ pollution. *Environ. Pollut.* **28** :199-207.
- JOST, D.; RUDOLF, W.** (1975). NO/NO₂-Konzentrationen in der Bundesrepublik Deutschland. *Staub Reinhalt. Luft* **35** (4):150-154.
- JÜTTNER, F.** (1988). Quantitative analysis of monoterpenes and volatile organic pollution product (VOC) in forest air of the Southern Black Forest. *Chemosphere* **17** (2):309-317.
- KALAC, P.; BURDA, J.; STASKOVA, I.** (1991). Concentrations of lead, cadmium, mercury and copper in mushrooms in the vicinity of a lead smelter. *Sci. Total Environ.* **105** :109-120.
- KAMMERBAUER, H.; SELINGER, H.; RÖMMELT, R.; ZIEGLER-JÖNS, A.; KNOPPIK, D.; HOCK, B.** (1986). Toxic effects of exhaust emissions on spruce *Picea abies* and their reduction by the catalytic converter. *Environ. Pollut.* **42 (Series A)** (2):133-142.
- KAMMERBAUER, H.; SELINGER, H.; RÖMMELT, R.; ZIEGLER-JÖNS, A.; KNOPPIK, D.; HOCK, B.** (1987). Toxic components of motor vehicle emissions for the spruce *Picea abies*. *Environ. Pollut.* **48** :235-243.
- KANAYA, N.** (1990). Induction of chromosome damage by benzo[a]pyrene, 2-aminofluorene and cyclophosphamide in the root cells of *Vicia faba*. *Mutat. Res.* **228** :187-192.
- KANDASAMY, M.K.; KRISTEN, U.** (1989). Influence of triethyllead on growth and ultrastructure of tobacco pollen tubes. *Environ. Exp. Bot.* **29** (3):283-292.
- KASANA, M.S.; MANSFIELD, T.A.** (1986). Effects of air pollutant on the growth and functioning of roots. *Proc. Indian Natn. Sci. Acad. (Biol. Sci.)* **96** :429-441.
- KASPEROWSKI, E.; FRANK, E.** (1989). Boden- und Vegetationsuntersuchungen im Bereich der Scheitelstrecke der Tauernautobahn. Monographien Bd. 15. Umweltbundesamt Wien.
- KAUTENBURGER, R.; MÜLLER, P.** (1993). Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe auf Pappelblättern (*Populus nigra* 'Italica') im Stadtgebiet von Bonn. *Forum Städte-Hygiene* **44** (1):22-27.
- KAUTENBURGER, R.; MÜLLER, P.** (1996). PAH-Monitoring als Belastungsindikation für Verbrennungsprozesse, dargestellt am Beispiel einer saarländi-

- schen Gemeinde. Forum Städte-Hygiene **47** (5):308-319.
- KEELEY, J.E.; FOTHERINGHAM, C.J.** (1997). Trace gas emissions and smoke-induced seed germination. *Science* **276** (23 May):1248-1250.
- KELLER, T.** (1978). Einfluss niedriger SO₂-Konzentrationen auf die CO₂-Aufnahme von Fichte und Tanne. *Photosynth.* **12** (3):316-322.
- KELLER, T.; SCHWAGER, H.** (1977). Der Nachweis von Verkehrsimmissionen mit der Peroxidase-Aktivität. *Beitr. Raumplanung und Umweltschutz* :80-83.
- KELLER, T.; MATYSSEK, R.; GÜNTHARDT-GOERG, M.S.** (1994). Beech foliage as a bioindicator of pollution near a waste incinerator. *Environ. Pollut.* **85** :185-189.
- KELLNER, Karl-H.** (1975). Stickstoffoxidkonzentrationen aus Stichproben- und Dauermessungen im Stadtgebiet von München. *Staub Reinhalt. Luft* **35** (4):154-156.
- KELLY, N.A.; GROBLICKI, P.J.** (1993). Real-world emissions from a modern production vehicle driven in Los Angeles. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **43** (10):1351-1357.
- KERLER, F.; SCHÖNHERR, J.** (1988). Permeation of lipophilic chemicals across plant cuticles - Prediction from partition coefficients and molar volumes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **17** :7-12.
- KEYMEULEN, R.; VAN LANGENHOVE, H.; SCHAMP, N.** (1991). Determination of monocyclic aromatic hydrocarbons in plant cuticles by gas chromatography - mass spectrometry. *J. Chromat.* **541** :83-88.
- KHWAJA, H.A.** (1995). Atmospheric concentrations of carboxylic acids and related compounds at a semiurban site. *Atmos. Environ.* **29** (1):127-139.
- KIM, N.D.; FERGUSSON, J.E.** (1994). The concentrations, distribution and sources of cadmium, copper, lead and zinc in the atmosphere of an urban environment. *Sci. Total Environ.* **144** (1-3):179-189.
- KIRSCHBAUM, U.; MARX, A.; SCHIEK, J.E.** (1996). Beurteilung der lufthygienischen Situation Gießens und Wetzlars mittels epiphytischer Flechten (1995). *Angew. Bot.* **70** :78-96.
- KLINCSEK, P.** (1994). Über den Einfluss von Chloriden und Schwefeldioxid auf Gehölze in Großstädten. *Gesunde Pflanzen* **46** (4):137-139.
- KLÖPFFER, W.; HAAG, F.; KOHL, E.-G.; FRANK, R.** (1988). Testing of the abiotic degradation of chemicals in the atmosphere: The smog chamber approach. *Ecotoxicol. Environ. Safety* **15** :298-319.
- KNASMÜLLER, S.; MA, T.H.** (1992). Die Verwendung von *Tradescantia* zum Nachweis erbgutschädigender Chemikalien in der Umwelt. In: SCHÖFFL, H.; SCHULTE-HERMANN, R.; TRITTHART, H.A. (eds.) *Möglichkeiten und Grenzen der Reduktion von Tierversuchen*. Springer, Wien, New York, pp. 127-132.
- KNOBLOCH, T.; ASPERGER, A.; ENGEWALD, W.** (1997). Volatile organic compounds in urban atmospheres: Long-term measurements of ambient air concentrations in differently loaded regions of Leipzig. *Fresenius J. Anal. Chem.* **359** (2):189-197.
- KOHUT, R.J.; LAURENCE, J.A.; AMUNDSON, R.G.** (1988). Effects of ozone and sulfur dioxide on yield of red clover and timothy. *J. Environ. Qual.* **17** :580-585.
- KÖNIG, W.** (1986). Ausmaß und Ursachen der Blei- und Cadmiumbelastung von Gemüse aus Duisburger Gartenanlagen. *Forum Städte-Hygiene* **37** (2):98-103.
- KOZIOL, M.J.; COWLING, D.W.** (1980). Growth of ryegrass (*Lolium perenne* L.) exposed to SO₂. III. Effects on free and storage carbohydrate concentrations. *J. Exp. Bot.* **31** (125):1687-1699.
- KRATZ, W.** (1996). Ökotoxikologische Bioindikation: Schwermetallkonzentrationen, PAK und PCB in Kiefernadeln. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **8** (3):130-137.
- KRIEGER, M.S.; HITES, R.A.** (1994). Measurement of polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in air with a diffusion denuder. *Environ. Sci. Technol.* **28** (6):1129-1133.
- KRISTEN, U.; JOOS, U.; VAN AKEN, J.P.; KAPPLER, R.** (1991). Bestimmung der Zytotoxizität von Detergentien, Pestiziden und anderen Chemikalien mit dem Pollen-Test (pollen tube growth test). *VDI-Ber.* **901** :1191-1210.

- KROPFF, M.J.** (1987). Physiological effects of sulphur dioxide. 1. The effect of SO₂ on photosynthesis and stomatal regulation of *Vicia faba* L. *Plant Cell Environ.* **10** :753-760.
- KROPFF, M.J.** (1990). The effects of long-term open-air fumigation with SO₂ on a field crop of broad bean (*Vicia faba* L.) III. Quantitative analysis of damage components. *New Phytol.* **115** :357-365.
- KROPFF, M.J.; MOOI, J.; GOUDRIAAN, J.; SMEETS, W.; LEEMANS, A.; KLIFFEN, C.; VAN DER ZALM, A.J.A.** (1989). The effects of long-term open-air fumigation with SO₂ on a field crop of broad bean (*Vicia faba* L.) I. Depression of growth and yield. *New Phytol.* **113** :337-344.
- KROPFF, M.J.; MOOI, J.; GOUDRIAAN, J.; SMEETS, W.; LEEMANS, A.; KLIFFEN, C.** (1989a). The effects of long-term open-air fumigation with SO₂ on a field crop of broad bean (*Vicia faba* L.) II. Effects on growth components, leaf area development and elemental composition. *New Phytol.* **113** :345-351.
- KRUG, E.** (1990). Reduced fertilization capacity of SO₂-fumigated *Picea omorika*-pollen. *Eur. J. For. Path.* **20** :122-126.
- KÜHN, S.** (1995). Relevanz von Boden- und Luftkontaminationen durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe für Pflanzen in Kleingärten. *Forum Städte-Hygiene* **46** (6):386-393.
- KÜMMERER, K.; HELMERS, E.** (1997). Hospital effluents as a source for platinum in the environment. *Sci. Total Environ.* **193** :179-184.
- KÜPPERS, K.** (1986). Wirkungen von Äthen auf Modellpflanzengemeinschaften. *Verh. Ges. f. Ökol.* **14** :361-371.
- KÜPPERS, K.** (1987). Modell-Pflanzengemeinschaften zur Erfassung von Immissionswirkungen. *VDI-Ber.* **609** :581-596.
- KUHN, A.; BALLACH, H.-J.; WITTIG, R.** (1998). Seasonal variation of the distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in poplar leaves. *Fresenius Environ. Bull.* **4** :164-169.
- KYLIN, H.; GRIMVALL, E.; ÖSTMAN, C.** (1994). Environmental monitoring of polychlorinated biphenyls using pine needles as passive samplers. *Environ. Sci. Technol.* **28** (7):1320-1324.
- LAHMANN, E.; SEIFERT, B.; ZHAO, L.; BAKE, D.** (1984). Immissionen von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Berlin (West). *Staub Reinhalt. Luft* **44** :149-157.
- LAHMANN, E.; FETT, W.; PRESCHER, Karl-E.** (1993). Gezielte Auswertungen von SO₂-Immissionsmessungen im Einwirkungsbereich eines Kraftwerkes. *Gesundh.-Ing.* **114** (2):70-73.
- LAMMEL, G.; GRASSL, H.** (1995). Greenhouse Effect of NO_x. *ESPR* **2** (1):40-45.
- LANDESHAUPTSTADT STUTTGART, AMT FÜR UMWELTSCHUTZ** (1996). Verkehrsbedingte Schadstoffbelastung im Zusammenhang mit der Planung "Stuttgart 21". Untersuchungen zur Umwelt "Stuttgart 21" Heft 2; 73 p.
- LANDTAG VON BADEN-WÜRTTEMBERG** (Hrsg.) (1996). Antrag der Abg. Drexler u.a. (SPD) und Stellungnahme des UVM: Klimaschutz durch Innovation im Kraftfahrzeugbereich. Drucksache 12/747 vom 3.12.96.
- LANE, P.I.; BELL, J.N.B.** (1984). The effects of simulated urban air pollution on grass yield: Part 2 - Performance of *Lolium perenne*, *Phleum pratense* and *Dactylis glomerata* fumigated with SO₂, NO₂ and/or NO. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **35** :97-124.
- LANGEBARTELS, C.; KERNER, K.; LEONARDI, S.; SCHRAUDNER, M.; TROST, M.; HELLER, W.; SANDERMANN, H. jr.** (1991). Biochemical plant responses to ozone I. Differential induction of polyamine and ethylene biosynthesis in tobacco. *Plant Physiol.* **95** :882-889.
- LAUE, W.; PILOTY, M.; LI, D.Z.** (1994). Benzolkonzentrationen der Luft unter besonderer Berücksichtigung von Wohnungen bei Tankstellen. *VDI-Ber.* **1122** :283-293.
- LAUE, W.; PILOTY, M.; LI, D.; MARCHL, D.** (1994). Untersuchungen über Benzolkonzentrationen in der Innenraumluft von Wohnungen in Nachbarschaft von Tankstellen. *Forum Staedte-Hygiene* **45** (5):283-286.
- LAURILA, T.; HAKOLA, H.** (1996). Seasonal cycle of C₂-C₅-hydrocarbons over the Baltic Sea and northern Finland. *Atmos. Environ.* **30** (10-11):1597-1607.

- LAWRIMORE, J.H.; ANEJA, V.P.** (1997). A chemical mass balance analysis of nonmethane hydrocarbon emissions in North Carolina. *Chemosphere* **35** (11):2751-2765.
- LAWRYK, N.J.; WEISEL, C.P.** (1996). Concentrations of volatile organic compounds in the passenger compartments of automobiles. *Environ. Sci. Technol.* **30** (3):810-816.
- LEAD, W.A.; STEINNES, E.; JONES, K.C.** (1996). Atmospheric decomposition of PCB to moss (*Hylocomium splendens*) in Norway between 1977 and 1990. *Environ. Sci. Technol.* **30** (2):524-530.
- LEE, R.G.M.; HUNG, H.; MCKAY, D.; JONES K.C.** (1998). Measurement and modeling of the diurnal cycling of atmospheric PCBs and PAHs. *Environ. Sci. Technol.* **32**, 2172-2179.
- LEFOHN, A.S.; MOHNEN, V.A.** (1986). The characterization of ozone, sulfur dioxide and nitrogen dioxide for selected monitoring sites in the Federal Republic of Germany. *J. Air Pollut. Contr. Assoc.* **36** :1329-1337.
- LEHN, H.; BOPP, M.** (1987). Schwermetalle im Boden und die Bestimmung ihrer Pflanzenverfügbarkeit. *Angew. Bot.* **61** :467-481.
- LEISEN, P.; MÜLLER, W.; HEICH, H.; HASSELBACH, W.; MÜLLER, J.** (1992). Entwicklung der Abgasbelastung an Autobahnen. Schlussbericht. Im Auftrag des Umweltbundesamtes - Umweltforschungsplan - Luftreinhaltung. FE-Vorhaben 104 02 585.
- LENAERS, G.** (1996). On-board real life emission measurements on a 3 way catalyst gasoline car in motor way-, rural- and city traffic and on two Euro-1 diesel city buses. *Sci. Total Environ.* **189/190** :139-147.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ)** (Hrsg.) (1996). Emissionsmindernde Maßnahmen im Straßenverkehr. Handbuch zur Beurteilung der Wirksamkeit. Karlsruhe.
- LFU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG)** (Hrsg.) (1998). Untersuchungen an der A 5 bei Bruchsal. (Unveröff.).
- LIES, K.-H.; POSTULKA, A.; GRING, H.; HARTUNG, A.** (1986). Aldehyde emissions from passenger cars. *Staub Reinhalt. Luft* **46** (3):136-139.
- LIPPO, H.; POIKOLAINEN, J.; KUBIN, E.** (1995). The use of moss, lichen and pine bark in the nationwide monitoring of atmospheric heavy metal deposition in Finland. *Water, Air Soil Pollut.* **85** :2241-2246.
- LIU, D.; JIANG, W.; WANG, W.; ZHAO, F.; LU, C.** (1994). Effects of lead on root growth, cell division, and nucleolus of *Allium cepa*. *Environ. Pollut.* **86** (1) :1-4.
- LOCKYER, D.R.** (1985). The effect of sulphur dioxide on the growth of *Lolium perenne* L., *Lolium multiflorum* Lam., *Dactylis glomerata* L., and *Phleum pratense* L. *J. Exp. Bot.* **36** (173):1851-1859.
- LOCKYER, D.R.; COWLING, D.W.** (1981). Growth of lucerne (*Medicago sativa* L.) exposed to sulphur dioxide. *J. Exp. Bot.* **32** (131):1333-1341.
- LOIZIDOU, M.; KAPETANIOS, E.G.** (1992). Study on the gaseous emissions from a landfill. *Sci. Total Environ.* **127** :201-210.
- LORANGER, S.; ZAYED, J.** (1994). Manganese and lead concentrations in ambient air and emission rates from unleaded and leaded gasoline between 1981 and 1992 in Canada: A comparative study. *Atmos. Environ.* **28** (9):1645-1651.
- LORENZINI, G.; NALI, C.** (1995). Analysis of vertical ozone and nitrogen oxides profiles in a *Prunus cerasifera* canopy. *Int. J. Biometeorol.* **39** :1-4.
- LOWENTHAL, D.H.; ZIELINSKA, B.; CHOW, J.C.; WATSON, J.G.; GAUTAM, M.; FERGUSON, D.H.; NEUROTH, G.R.; STEVENS, K.D.** (1994). Characterization of heavy-duty diesel vehicle emissions. *Atmos. Environ.* **28** (4):731-743.
- LUDEWIG, S.; KRUSE, H.; WASSERMANN, O.** (1993). Zur Toxizität polychlorierter Biphenyle (PCB) - Innenraumluftbelastung durch PCB-haltige dauerelastische Dichtungsmassen. *Gesundh.-Wes.* **55** :431-439.
- MA, T.-H.; HARRIS, M.M.; ANDERSON, V.A.; AHMED, I.; MOHAMMAD, K.; BARE, J.L.; LIN, G.** (1984). Tradescantia-micronucleus (Trad-MCN) tests of 140 health-related agents. *Mutat. Res.* **138** :157-167.
- MA, T.H.; XU, C.; LIAO, S.; MCCONNELL, H.; JEONG, B.S.; WON, C.D.** (1996). In si-

- situ monitoring with the *Tradescantia* bioassays on the genotoxicity of gaseous emissions from a closed landfill sites and an incinerator. *Mutat. Res.* **359** :39-52.
- MAIER-REITER, W.; SOMMER, B.** (1996). Wirkungsmessungen von Platin aus katalysatorbetriebenen Kraftfahrzeugen mit pflanzlichen Bioindikatoren (Nahrungs- und Futterpflanzen). In: ENDE (Hrsg.) Edelmetall-Emissionen. GSF (Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit), pp. 77-80.
- MAJDI, H.; PERSON, H.** (1989). Effects of road-traffic pollutants (lead and cadmium) on tree fine-roots along a motor road. *Plant Soil* **119** :1-5.
- MALAKOFF, D.A.** (1997). Nitrogen oxide pollution may spark seeds' growth. *Science* **276** (23 May):1199.
- MALISZEWSKA-KORDYBACH, B.** (1993). The effect of temperature on the rate of disappearance of polycyclic aromatic hydrocarbons from soils. *Environ. Pollut.* **79** :15-20.
- MALTBY, L.; FORROW, D.M.; BOXALL, A.B.A.; CALOW, P.; BETTON, C.I.** (1995). The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems: 1. Field study. *Environ. Toxicol. Chem.* **14** (6):1079-1092.
- MANKOVSKA, B.; STEINNES, E.** (1995). Effects of pollutants from an aluminium reduction plant on forest ecosystems. *Sci. Total Environ.* **163** :11-23.
- MANNINEN, S.; HUTTUNEN, S.; RAUTIO, P.; PERÄMÄKI, P.** (1996). Assessing the critical level of SO₂ for Scots pine in situ. *Environ. Pollut.* **93** (1):27-38.
- MARKERT, B.** (1987). Multielementanalytik: Mögliche Darstellungsweisen von Messdaten. *Fresenius Ztschr. Anal. Chem.* **327** :329-334.
- MARKERT, B.** (1991). Multi-element analysis in plant material. In: ESSER, G.; OVERDIECK, D. (eds.) *Modern Ecology: Basic and Applied Aspects*. Elsevier, Amsterdam-London-New York-Tokyo, pp. 275-293.
- MARKERT, B.** (1992). Establishing of 'reference plant' for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprinting. *Water, Air Soil Pollut.* **64** :533-538.
- MARKERT, B.** (1992). Presence and significance of naturally occurring chemical elements of the periodic system in the plant organism and consequences for future investigations on inorganic environmental chemistry in ecosystems. *Vegetatio* **103** :1-30.
- MARKERT, B.** (1993). Occurrence and distribution of chemical elements in plants - outlook and further research plans. *Toxicological and Environmental Chemistry* **40** :31-41.
- MARKERT, B.; WECKERT, V.** (1989). Use of *Polytrichum formosum* (moss) as a passive biomonitor for heavy metal pollution (cadmium, copper, lead and zinc). *Sci. Total Environ.* **86** :289-294.
- MARKERT, B.; WECKERT, V.** (1989). Fluctuations of element concentrations during the growing season of *Polytrichum formosum* (Hedw.). *Water, Air Soil Pollut.* **43** :117-189.
- MARKERT, B.; WTOROVA, W.** (1992). Inorganic chemical investigations in the forest biosphere reserve near Kalinin, USSR. - III. Comparison of the multielement budget with a forest ecosystem in Germany - aspects of rejection, indication and accumulation of chemical elements. *Vegetatio* **98** :43-58.
- MARKERT, B.; HERPIN, U.; SIEWERS, U.; BERLEKAMP, J.; LIETH, H.** (1996). The German heavy metal survey by means of mosses. *Sci. Total Environ.* **182** :159-168.
- MARTEL, J.** (1995). Seasonal variations in roadside conditions and the performance of a gall-forming insect and its food plant. *Environ. Pollut.* **88** :155-160.
- MASARU, N.; SYOZO, F.; SABURO, K.** (1976). Effects of exposure to various injurious gases on germination of lily pollen. *Environ. Pollut.* **11** :181-187.
- MATZNER, E.** (1984). Annual rates of deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in different forest ecosystems. *Water, Air Soil Pollut.* **21** :425-434.
- MAYER, H.; HAUSTEIN, C.** (1994). Air pollution caused by motor-traffic in urban spaces. *Meteorol. Zeitschrift* **3** :138-142.
- MCLAUGHLIN, S.B.; MCCONATHY, R.K.** (1983). Effects of SO₂ and O₃ on allocation of ¹⁴C-labeled photo-synthate of *Phaseolus vulgaris*. *Plant. Physiol.* **73** :630-635.
- MCLEOD, A.R.; ROBERTS, T.M.; ALEXANDER, K.; CRIBB, D.M.** (1988).

- Effects of open-air fumigation with sulphur dioxide on the growth and yield of winter barley. *New Phytol.* **109** :67-78.
- MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J.; RADEMACHER, P.** (1995). Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. *Water, Air Soil Pollut.* **85** :611-616.
- MERRY, R.H.; TILLER, K.G.** (1991). Distribution and budget of cadmium and lead in an agricultural region near Adelaide, South Australia. *Water, Air Soil Pollut.* **57-58** :171-180.
- MI, H.-H.; LEE, W.-J.; WU, T.-L.; LIN, T.-C.; WANG, L.-C.; CHAO, H.-R.** (1996). PAH emission from a gasoline-powered engine. *J. Environ. Sci. Health* **A31** (8):1981-2003.
- MISRA, J.; PANDEY, V.; SINGH, S.N.; SINGH, N.; YUNUS, M.; AHMAD, K.J.** (1993). Growth responses of *Lycopersicon esculentum* to cement dust treatments. *J. Environ. Sci. Health* **A28** (8):1771-1780.
- MOECKLI, M.A.; FIERZ, M.; SIGRIST, M.W.** (1996). Emission factors for ethene and ammonia from a tunnel study with a photoacoustic trace gas detection system. *Environ. Sci. Technol.* **30** (9):2864-2867.
- MOLONEY, K.A.; STRATTON, L.J.; KLEIN, R.M.** (1983). Effects of simulated acidic, metal-containing precipitation on coniferous litter decomposition. *Can. J. Bot.* **61** :3337-3342.
- MONACI, F.; BARGAGLI, R.** (1997). Barium and other trace metals as indicators of vehicle emissions. *Water, Air Soil Pollut.* **100** :89-98.
- MORGAN, S.M.; LEE, J.A.; ASHENDEN, T.W.** (1992). Effects of nitrogen oxides on nitrate assimilation in bryophytes. *New Phytol.* **120** :89-97.
- MORISKE, H.-J.; MÜCKE, H.-G.; SCHÖNDUBE, M.; BABISCH, W.** (1995). Auswirkungen Kfz-bedingter Immissionen auf die Außenluft- und Innenraumluftqualität in urbanen Ballungsräumen. *Forum Städte-Hygiene* **46** (4):224-230.
- MOWLI, P.P.; SUBBAYYA, N.V.; RAO, B.S.** (1990). Monitoring of particulate pollution - an inexpensive technique. *Intern. J. Environ. Studies* **35** :159-163.
- MOZA, P.; KILZER, L.; WEISGERBER, I.; KLEIN, W.** (1976). Contributions to ecological chemistry CXV. Metabolism of 2,5,4'-trichlorobiphenyl-¹⁴C and 2,4,6,2',4'-pentachlorobiphenyl-¹⁴C in the marsh plant *Veronica becabunga*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **16** :454-463.
- MÜLLER, G.** (1995). Cadmium-Konzentrationen im Tabak häufig in Deutschland gerauchter Zigaretten 1978, 1985 und 1994: ein Vergleich. *Naturwiss.* **82** :135-136.
- MÜLLER, H.** (1976). Aufnahme von 3,4-Benzpyren durch Nahrungspflanzen auf künstlich angereicherten Substraten. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **139** :685-695.
- MÜLLER, J.** (1991). Innen- und Außenluftmessungen an einer innerstädtischen Hauptverkehrsstraße. *Staub Reinhalt. Luft* **51** :147-154.
- MÜLLER, M.; ANKE, M.** (1994). Distribution of cadmium in the food chain (soil-plant-human) of a cadmium exposed area and the health risks of the general population. *Sci. Total Environ.* **156** :151-158.
- MÜLLER, P.; STEIN, G.** (1984). Aufnahme von Blei, Cadmium und Zink im experimentalen Biomonitoring und in Nutzpflanzen. *Forum Städte-Hygiene* **35** (1):11-13.
- MUIR, P.S.; SHIRAZI, A.M.** (1996). Effects of formaldehyde-enriched mists on *Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco and *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. *Environ. Pollut.* **94** (2):227-234.
- MURRAY, F.** (1985). Changes in growth and quality characteristics of lucerne (*Medicago sativa* L.) in response to sulphur dioxide exposure under field conditions. *Environ. Exp. Bot.* **36** (164):449-457.
- MURRAY, F.** (1985). Some responses of Ladino clover (*Trifolium repens* L. cv. Regal) to low concentrations of sulphur dioxide. *New Phytol.* **100** :57-62.
- MURRAY, F.; WILSON, S.; MONK, R.** (1992). NO₂ and SO₂ mixtures stimulate barley grain production but depress clover growth. *Environ. Exp. Bot.* **32** (3):185-192.
- MURRAY, F.; WILSON, S.; QIFU, M.** (1994). Effect of SO₂ and NO₂ on growth and nitrogen concentrations in lucerne

- and barrel medic. *Environ. Exp. Bot.* **34** (3):319-328.
- MURRAY, F.; WILSON, S.; SAMARAWEEERA, S.** (1994c). NO₂ increases wheat grain yield even in the presence of SO₂. *Agric. Ecosys. Environ.* **48** :115-123.
- NAKAJIMA, D.; YOSHIDA, Y.; SUZUKI, J.; SUZUKI, S.** (1995). Seasonal changes in the concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in azalea leaves and relationship to atmospheric concentrations. *Chemosphere* **30** (3) :409-418.
- NELLESSEN, J.E.; FLETCHER, J.S.** (1992). UTAB: A computer database on residues of xenobiotic organic chemicals and heavy metals in plants. *J. Chem. Inf. Comput. Sci.* **32** :144-148.
- NELLESSEN, J.E.; FLETCHER, J.S.** (1993). Assessment of published literature on the uptake, accumulation, and translocation of heavy metals by vascular plants. *Chemosphere* **27** (9):1669-1680.
- NELLESSEN, J.E.; FLETCHER, J.S.** (1993). Assessment of published literature pertaining to the uptake/accumulation, translocation, adhesion and biotransformation of organic chemicals by vascular plants. *Environ. Toxicol. Chem.* **12** :2045-2052.
- NICHOLSON, F.A.; JONES, K.C.; JOHNSTON, A.E.** (1994). Effect of phosphate fertilizers and atmospheric deposition on long-term changes in the cadmium content of soils and crops. *Environ. Sci. Technol.* **28** (12):2170-2175.
- NICHOLSON, F.A.; JONES, K.C.; JOHNSTON, A.E.** (1995). The significance of the retention of atmospheric deposited cadmium on plant surfaces to the cadmium content of herbage. *Chemosphere* **31** (4):3043-3049.
- NICHOLSON, K.W.; BRANSON, J.R.** (1993). Lead concentrations. in U.K. urban air. *Atmos. Environ.* **27B** (2):265-268.
- NIELSEN, T.** (1996). Traffic contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the center of a large city. *Atmos. Environ.* **30** (20):3481-3490.
- NIKOLAIEWSKII, W.S.; MIROSHNIKOWA, A.T.** (1974). Maximal zulässige Normen der Luftverunreinigung für die Vegetation. *Staub Reinhalt. Luft* **34** (12):471-472.
- NILSSON, C.-A.; LINDAHL, R.; NORSTRÖM, A.** (1987). Occupational exposure to chain saw exhausts in logging operations. *Amer. Ind. Hyg. Assoc. J.* **48** (2):99-105.
- NWOSU, J.U.; HARDING, A.K.; LINDER, G.** (1995). Cadmium and lead uptake by edible crops grown in a silt loam soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **54** :570-578.
- OERTLI, J.J.; FLÜCKIGER, W.; FLÜCKIGER-KELLER, H.** (1979). Wie der Auto-bahnverkehr Pflanzen schädigt. *Umschau* **79** (21):679-680.
- OKAMOTO, S.I.; HAYASHI, M.; NAKAJIMA, M.; KAINUMA, Y.; SHIOZAWA, K.** (1990). A factor analysis-multiple regression model for source apportionment of suspended particulate matter. *Atmos. Environ.* **24** (8):2089-2097.
- OKPODU, C.M.; ALSCHER, R.G.; GRABAU, E.A.; CRAMER, C.L.** (1996). Physiological, biochemical and molecular effects of sulfur dioxide. *J. Plant Physiol.* **148** :309-316.
- OTT, W.; SWITZER, P.; WILLITS, N.** (1994). Carbon monoxide exposures inside an automobile travelling on an urban arterial highway. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **44** (8):1010-1018.
- PALLAS, J.E.; JONES, J.B.** (1978). Platinum uptake by horticultural crops. *Plant. Soil* **50** :207-212.
- PANDE, P.C.; MANSFIELD, T.A.** (1985). Responses of winter barley to SO₂ and NO_x alone and in combination. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **39** :281-291.
- PANDEY, J.; AGRAWAL, M.** (1994). Growth responses to tomato plants to low concentrations of sulphur dioxide and nitrogen dioxide. *Sci. Hort.* **58** :67-76.
- PEACE, E.A.; LEA, P.J.; DARRALL, N.M.** (1995). The effect of open-air fumigation with SO₂ and O₃ on carbohydrate metabolism in Scots pine (*Pinus sylvestris*) and Norway spruce (*Picea abies*). *Plant, Cell Environ.* **18** :277-283.
- PEIRSON, D.H.; CAWSE, P.A.; CAMBRAY, R.S.** (1974). Chemical uniformity of airborne particulate material, and a maritime effect. *Nature* **251** (25 October):675-679.
- PFEFFER, H.-U.** (1994). Ambient air concentrations of pollutants at traffic-related sites in urban areas of North Rhine-

- Westphalia, Germany. *Sci. Total Environ.* **146/7** :263-273.
- PFEFFER, H.-U.; FRIESEL, J.; ELBERS, G.; BEIER, R.; ELLERMANN, K.** (1995). Air pollution monitoring in street canyons in North Rhine-Westphalia, Germany. *Sci. Total Environ.* **169** :7-15.
- PIRON-FRENET, M.; BUREAU, F.; PINEAU, A.** (1994). Lead accumulation in surface roadside soil - its relationship to traffic density and meteorological parameters. *Sci. Total Environ.* **144** :297-304.
- PIRRONE, N.; KEELER, G.J.; WARNER, P.O.** (1995). Trends of ambient concentrations and deposition fluxes of particulate trace metals in Detroit from 1982 to 1992. *Sci. Total Environ.* **162** :43-61.
- PIRRONE, N.; KEELER, G.J.; NRIAGU, J.O.; WARNER, P.O.** (1996). Historical trends of airborne trace metals in Detroit from 1971 to 1992. *Water, Air Soil Pollut.* **88** :145-165.
- PITCAIRN, C.E.R.; FOWLER, D.; GRACE, J.** (1995). Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and *Calluna vulgaris* (L.) Hull. *Environ. Pollut.* **88** :193-205.
- PORNET, P.; BEAUBESTRE, C.; COURTOIS, Y.; FESTY, B.; ING, H.; LOPEZ, B.; MARDUEL, J.L.; BEURDOUCHE, P.; CHEVRIER, M.; HUBLIN, M.; JOUVENOT, G.; LALIERE, M.; TARRIERE, C.** (1995). Impact des conditions de conduite sur l'efficacité des pots catalytiques de véhicules à essence et diesel. *Sci. Total Environ.* **169** :321-329.
- PREDIERI, S.; NORMAN, H.A.; KRIZEK, D.T.; PILLAI, P.; MIRECKI, R.M.; ZIMMERMAN, R.H.** (1995). Influence of UV-B radiation on membrane lipid composition and ethylene evolution in 'Doyenne d'hiver' pear shoots grown in vitro under different photosynthetic photon fluxes. *Environ. Exp. Bot.* **35** (2):151-160.
- PRESCHER, K.-E.** (1986). Ergebnisse langjähriger Kohlenmonoxid- und Stickstoffoxid-Messungen an einer verkehrsbelasteten Meßstelle in Berlin. *Schriftenr. Ver. Wass. Bod. Lufthyg.* **67** :49-57.
- RADEMACHER, B.; KNÖSEL, D.** (1963). Bericht zur Frage der Pflanzenschädlichkeit von Bitumen, insbesondere seiner Dämpfe und Aerosole. *Strassenbau* **63** (12):783-784.
- RADIN, J.W.; LOOMIS, R.S.** (1969). Ethylene and carbon dioxide in the growth and development of cultured radish root. *Plant. Physiol.* **44** :1584-1589.
- REINERT, R.A.** (1984). Plant response to air pollutant mixtures. *Annu. Rev. Phytopathol.* **22** :421-442.
- REINERT, R.A.; GRAY, T.N.** (1981). The response of radish to nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and ozone, alone and in combination. *J. Environ. Qual.* **10** (2):240-243.
- REINERT, R.A.; HECK, W.W.** (1982). Effects of nitrogen in combination with sulfur dioxide and ozone on selected crops. In: SCHNEIDER, T.; GRANT, L. (eds.) *Air Pollution by Nitrogen Oxides*. Elsevier, Amsterdam, pp. 533-546.
- REINERT, R.A.; SANDERS, J.S.** (1982). Growth of radish and marigold following repeated exposure to nitrogen dioxide, sulfur dioxide and ozone. *Plant Dis.* **66** (2):122-124.
- RENTSCHLER, I.** (1981). Der Blei- und Bromgehalt verschiedener Pflanzen an einem verkehrsreichen Standort. *Staub Reinhalt. Luft* **41** (3):98-102.
- REYNOLDS, T.** (1977). Comparative effects of aliphatic compounds on inhibition of lettuce fruit germination. *Ann. Bot.* **41** :637-648.
- RHOADS, A.; TROIANO, J.; BRENNAN, E.** (1973). Ethylene gas as a cause of injury to easter lilies. *Plant Dis. Rep.* **57** (12):1023-1024.
- RIPPEN, G.** (1992). *Handbuch Umweltchemikalien: Stoffdaten, Prüf- und Nachweisverfahren, Vorschriften, Richtlinien* (Loseblatt-Ausgabe; 16. Erg. Lieferung 7/92). Ecomed-Verlag Landsberg.
- RIPPEN, G.; GIHR, R.; RENNER, I.; KLÖPFFER, W.** (1992). Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) - Bodenbelastung durch Abfallverbrennung, Kraftfahrzeugverkehr, landwirtschaftliche Klärschlammnutzung, Kleinf Feuerungsanlagen und photochemische Prozesse. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **4** (1):30-35.
- RODRIGUEZ-FLORES, M.; RODRIGUEZ-CASTELLON, E.** (1982). Lead and cadmium levels in soil and plants near highways and their correlation with traffic density. *Environ. Pollut. (Ser. B)* **4** :281-290.

- ROGGE, W.F.; HILDEMANN, L.M.; MAZUREK, M.A.; CASS, G.R.; SIMONEIT, B.R.T.** (1993). Sources of fine organic aerosol. - 2. Noncatalyst and catalyst-equipped automobiles and heavy-duty diesel trucks. *Environ. Sci. Technol.* **27** (4):636-651.
- RÖMMELT, H.; ZIELINSKI, M.; FRUHMANN, G.** (1994). Staub und Kfz-Abgase in städtischen Nahverkehrsmitteln. *VDI-Ber.* **1122** :169-179.
- ROOS, E.E.; DAVIDSON, D.A.** (1992). Record longevities of vegetable seeds in storage. *Hort. Sci.* **27** (5):393-395.
- RUDOLF, W.** (1994). Concentration of air pollutants inside cars driving on highways and in downtown areas. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :433-444.
- RUDOLPH, E.** (1977). Exposition von Indikatorpflanzen zur Erfassung komplexer Immissionswirkungen in München. *Staub Reinhalt. Luft* **37** (12):467-472.
- RÜMMELE, S.** (1996). Ohne Sonne kein Smog. *UmweltMagazin* **96** (8):60.
- SANCHEZ-CAMAZANO, M.; SANCHEZ-MARTIN, M.J.; LORENZO, L.F.** (1994). Lead and cadmium in soils and vegetables from urban gardens of Salamanca (Spain). *Sci. Total Environ.* **146** (7) :163-168.
- SANKA, M.; STRNAD, M.; VONDRA, J.; PATERSON, E.** (1995). Sources of soil and plant contamination in an urban environment and possible assessment methods. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* **59** :327-343.
- SARKAR, R.K.; BANERJEE, A.; MUKERJEE, S.** (1986). Acceleration of peroxidase and catalase activities in leaves of wild dicotyledonous plants, as an indication of automobile exhaust pollution. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **42** :289-295.
- SAWERT, A.; WEIGEL, H.-J.; JÄGER, H.-J.** (1987). Aufnahme und organspezifische Verteilung von Cadmium bei Solanaceen. *Angew. Bot.* **61** :439-451.
- SAXE, H.** (1994). Relative sensitivity of greenhouse pot plants to long-term exposures to NO- and NO₂-containing air. *Environ. Pollut.* **85** :283-290.
- SAYRAFI, O.; SALIM, R.; SAYRAFI, S.A.** (1996). Removal of cadmium from polluted water using decaying leaves - effects of type of leaves and of concentration of cadmium. *J. Environ. Sci. Health* **A31** (10):2503-2513.
- SCHÄFER, J.; PUCHELT, H.; ECKHARDT, J.-D.** (1996). Traffic-related noble metal emissions in South-West Germany. *J. Conf. Abstr.* **1** (1):536.
- SCHÄFER J.** (1998). Einträge und Kontaminationspfade Kfz-emittierter Platingruppen-Elemente (PGE) in verschiedenen Umweltkompartimenten. *Karlsruher. Geochem. Hefte*, Bd. 11, 165 p.
- SCHEEPERS, P.T.J.; BOS, R.P.** (1992). Combustion of diesel fuel from a toxicological perspective. I. Origin of incomplete combustion products. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **64** :149-161.
- SCHEEPERS, P.T.J.; BOS, R.P.** (1992). Combustion of diesel fuel from a toxicological perspective. II. Toxicity. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* **64** :163-177.
- SCHIERL, R.; FRUHMANN, G.** (1996). Airborne platinum concentration in Munich city buses. *Sci. Total Environ.* **182** :21-23.
- SCHÖNHARD, G.** (1986). Die Schwermetallbelastung Berliner Kleingärten und ähnlicher Bereiche. *Gesunde Pflanzen* **38** (6):257-263.
- SCHORLING, M.** (1991). Berechnung der Kfz-Immissionsbelastung. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **3** (2):89-92.
- SCHUBERT, U.; WISANOWSKY, L.; KULL, U.** (1992). Determination of the phytotoxicity of volatile organic compounds by measuring the germination rate of tobacco pollen. *Plant Physiol.* **99** (1) :879.
- SCHUBERT, U.; WISANOWSKY, L.; KULL, U.** (1995). Determination of phytotoxicity of several volatile organic compounds by investigating the germination of Tobacco pollen. *Plant Physiol.* **145** :514-518.
- SEXTON, K.; WESTBERG, H.** (1984). Non-methane hydrocarbon composition of urban and rural atmospheres. *Atmos. Environ.* **18** (6):1125-1132.
- SGARDELIS, S.; COOK, C.M.; PANTIS, J.D.; LANARAS, T.** (1994). Comparison of chlorophyll fluorescence and some heavy metal concentrations in *Sonchus* ssp. and *Taraxacum* ssp. along an urban pollution gradient. *Sci. Total Environ.* **158** :157-164.
- SHUKLA, J.; PANDEY, V.; SINGH, S.N.; YUNUS, M.; SINGH, N.; AHMD, K.J.**

- (1990). Effect of cement dust on the growth and yield of Brassica. *Environ. Pollut.* **66** (1):81-88.
- SIMON, L.; MARTIN, H.W.; ADRIANO, D.C.** (1996). Chicory (*Cichorium intybus* L.) and dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) as phytoindicators of cadmium contamination. *Water, Air Soil Pollut.* **91** :351-362.
- SIMONICH, S.L.; HITES, R.A.** (1994). Vegetation-atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* **28** (5):939-943.
- SIMONICH, S.L.; HITES, R.A.** (1994). Importance of vegetation in removing polycyclic aromatic hydrocarbons from the atmosphere. *Nature* **370** (7 July):49-51.
- SINGH, S.P.; TAKKAR, P.N.; NAYYAR, V.K.** (1989). Effect of cadmium on wheat as influenced by lime and manure and its toxic level in plant and soil. *Intern. J. Environ. Studies* **33** :59-66.
- SJÖDIN, A.; LOMAN, G.; OMSTEDT, G.** (1994). Long-term continuous measurements of air pollutant concentrations, meteorology and traffic on a rural motorway and a model validation. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :365-375.
- SJÖDIN, A.; COOPER, D.A.; ANDREASSON, K.** (1995). Estimations of real-world N₂O emissions from road vehicles by means of measurements in a traffic tunnel. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **45** (3):186-190.
- SJÖDIN, A.; SJÖBERG, K.; SVANBERG, P.A.; BACKSTRÖM, H.** (1996). Verification of expected trends in urban traffic NO_x emissions from long-term measurements of ambient NO₂ concentrations in urban air. *Sci. Total Environ.* **189/190** :213-220.
- SMIDT, S.** (1994). Gefährdung von Waldbäumen durch organische Luftschadstoffe. *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz* **101** (4):423-445.
- SMILANICK, J.L.; HARTSELL, P.L.; HENSON, D.; FOUSE, D.C.; ASSEMI, M.; HARRIS, C.M.** (1990). Inhibitory activity of sulfur dioxide on the germination of spores of *Botrytis cinerea*. *Phytopath.* **80** (2):217-220.
- SMITH, C.J.** (1975). Solvent vapor phototoxicity. *Lab. Praxis* **24** :9-11.
- SMITH, D.J.T.; HARRISON, R.M.** (1996). Concentrations, trends and vehicle source profile of polynuclear aromatic hydrocarbons in the U.K. atmosphere. *Atmos. Environ.* **30** (14):2513-2525.
- SPICER, C.W.; BUXTON, B.E.; HOLDREN, M.; SMITH, D.L.; KELLY, T.J.; RUST, S.W.; PATE, A.D.; SVERDRUP, G.M.; CHUANG, J.C.** (1996). Variability of hazardous air pollutants in an urban area. *Atmos. Environ.* **30** (20):3443-3456.
- SQUIER, S.A.; TAYLOR, G.E. jr; SELVIDGE, W.J.; GUNDERSON, C.A.** (1985). Effect of ethylene and related hydrocarbons on carbon assimilation and transpiration in herbaceous and woody species. *Environ. Sci. Technol.* **19** (5):432-437.
- SRIVASTAVA, H.S.; ORMROD, D.P.; HALE, B.A.** (1992). The influence of benzyladenine and nitrogen sources on responses of bean plants to nitrogen dioxide. *Environ. Exp. Bot.* **32** (3):273-280.
- SRIVASTAVA, H.S.; ORMROD, D.P.; HALE, B.A.** (1994). Cytokinins affect the responses of greening and green bean leaves to nitrogen dioxide and nitrogen dioxide and nutrient nitrate supply. *J. Plant. Physiol.* **144** :156-160.
- SRIVASTAVA, H.S.; ORMROD, D.P.; HALE, B.A.** (1994). Responses of greening bean seeding leaves to nitrogen dioxide and nutrient nitrate uptake. *Environ. Pollut.* **86** (1):37-42.
- STAN, H.-J.; SCHICKER, S.** (1982). Effect of repetitive ozone treatment on bean plants - stress ethylene production and leaf necrosis. *Atmos. Environ.* **16** (9):2267-2270.
- STEENKEN, F.** (1973). Begasung von Nutzpflanzen mit bleihaltigen und bleifreien Autoabgasen. *Z. Pflanzenkrankh. Pflanzenschutz* **80** :513-527.
- STERLING, T.D.; KOBAYASHI, D.M.** (1977). Exposure to pollutants in enclosed "living spaces". *Environ. Res.* **13** :1-35.
- STEWART, J.K.; UOTA, M.** (1972). Carbon dioxide injury to lettuce as influenced by carbon monoxide and oxygen levels. *Hort. Sci.* **7** (2):189-190.
- STRAND, M.** (1993). Photosynthetic activity of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles during winter is affected by exposure to SO₂ and NO₂ during summer. *New Phytol.* **123** :133-141.
- STRAND, M.** (1995). Persistent effects of low concentrations of SO₂ and NO₂ on photosynthesis in Scots pine (Pi-

- (*Pinus sylvestris*) needles. *Physiol. Plant.* **95** :581-590.
- STRASSER, B.; POLETSCHNY, H.** (1995). Stoffaustrag aus Komposten und Kompost-Erden aus Materialien des Straßenrandbereiches durch den natürlichen. *Agribiol. Res.* **48** (2):157-170.
- STREK, H.J.; WEBER, J.B.** (1982). Behaviour of polychlorinated biphenyls (PCB) in soils and plants. *Environ. Pollut. (Ser. A)* **28** :291-312.
- STROINSKI, A.; FLORZSAK-WIECZOREK, J.** (1993). Effects of cadmium on the host-pathogen system: IV. Influence of cadmium and *Phytophthora infestans* on membrane permeability of potato tuber. *J. Plant Physiol.* **142** :575-578.
- TAPPE, M. ET AL.** (1996). Berechnungen der direkten Emissionen des Straßenverkehrs in Deutschland im Zeitraum 1995 bis 2010 unter Verwendung von Kraftstoffen geänderter Zusammensetzung. Berlin, Heidelberg.
- TAYLOR, H.J.; BELL, J.N.B.** (1992). Tolerance to SO₂, NO₂ and their mixture in *Plantago major* L. populations. *Environ. Pollut.* **76** :19-24.
- THÖNE, B.; RENNENBERG, H.; WEBER, P.** (1996). Absorption of atmospheric NO₂ by spruce (*Picea abies*) trees. II. Parameterization of NO₂ fluxes by controlled dynamic chamber experiments. *New Phytol.* **134** :257-266.
- TOSH, J.; SENIOR, E.; SMITH, J.E.; WATSON-CRAIK, I.A.** (1994). Landfill site restoration: The inimical challenge of ethylene and methane. *Environ. Pollut.* **83** (3):335-340.
- TREMOLADA, P.; BURNETT, V.; CALAMARI, D.; JONES, K.C.** (1996). A study of the spatial distribution of PCB in the UK atmosphere using pine needles. *Chemosphere* **32** (11):2189-2203.
- TREMOLADA, P.; BURNETT, V.; CALAMARI, D.; JONES, K.C.** (1996). Spatial distribution of PAH in the U.K. atmosphere using pine needles. *Environ. Sci. Technol.* **30** (12):3570-3577.
- TRENCK VON DER, K.T.** (1998). Bewertung von PAK-Gesamtgehalten. Entwurf eines Beurteilungsverfahrens für PAK-kontaminierten Boden und Erntegut ausgearbeitet für das Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg auf der Grundlage der einschlägigen toxikologischen Literatur. LfU Baden Württemberg. (Unveröff.) Karlsruhe.
- TRENCK VON DER, K.T.; RUF, J.; DIETER, H.H.** (1993). Integriertes Risiko-Management am Beispiel Altlasten. In: FIELDER, H. ET AL. (Hrsg.) Tagungsband 3 der Ecoinforma. Bayreuth. pp. 279-293.
- TRENCK VON DER, K.T., RUF, J.** (1994). Grundlagen der Konzentrationsbezogenen Bewertung anhand von Risiko-Kennlinien. Vortrag auf Kongreß 29 "Grundwassersanierung" im Rahmen des Umwelttechnologieforum UTECH Berlin 1994. IWS-Schriftenr., Band 19, pp. 111-127.
- TRENCK VON DER, K.T.; JARONI, H.** (1995). Guideline for contaminated sites in Baden-Württemberg - Scientific rationale for the soil assessment values. Proceedings of the Fifth International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil, Maastricht, 30.10. - 3.11.1995. In: van den Brink, W.J.; Bosman, R.; Arendt, F. (eds.) Contaminated Soil '95 Vol. I, 649-650.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT)** (Hrsg.) (1993). Informationsbroschüre zum Vorhaben "Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982-1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden". Berlin.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT)** (Hrsg.) (1997). Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982-1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden. Berlin.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT)** (Hrsg.) (1998). Evaluierung des Gefährdungspotentials bisher wenig beachteter Stoffeinträge in Böden. UBA-Texte 60/98.
- UMEG** (1997). Jahresbericht 1996 der Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebung mbH. Karlsruhe.
- UMEG** (Hrsg.) (1997). Jahresbericht 1996 der Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebung mbH. Karlsruhe.
- UMEG** (Hrsg.) (1998). Erfahrungsbericht über die Ermittlung von Konzentrationswerten nach der 23. BImSchV. Karlsruhe.
- UVM-BW (UMWELT- UND VERKEHRS-MINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG)**

- (Hrsg.) (1998). Emissionskataster Baden-Württemberg 1995. Karlsruhe
- UVM-BW (UMWELT- UND VERKEHRSMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG)** (Hrsg.) (1997). Immissions- und Wirkungsuntersuchungen im "Großraum Stuttgart 1996". Karlsruhe.
- UVM-BW (UMWELT- UND VERKEHRSMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG)** (Hrsg.) (1997). Immissionsmessungen in Naturräumen. Waldmeßprogramm 1993 - 1995. Karlsruhe.
- VM-BW (VERKEHRSMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG)** (Hrsg.) (1995). Generalverkehrsplan Baden-Württemberg 1995. Stuttgart.
- VALERIO, F.; BRESCIANINI, C.; PALA, M.; LAZZAROTTO, A.; BALDUCCI, D.; VINCENZO, F.** (1992). Sources and atmospheric concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in two Italian towns (Genova and La Spezia). *Sci. Total Environ.* **114** :47-57.
- VALERIO, F.; PALA, M.; PICCARDO, M.T.; LAZZAROTTO, A.; BALDUCCI, D.; BRESCIANINI, C.** (1995). Exposure to airborne cadmium in some Italian urban areas. *Sci. Total Environ.* **172** :57-63.
- VAN HOVE, L.W.A.; VAN KOOTEN, O.; VAN WIJK, K.J.; VREDENBERG, W.J.; ADEMA, E.H.; PIETERS, G.A.** (1991). Physiological effect of long term exposure to low concentrations of SO₂ and NH₃ on poplar leaves. *Physiol. Plant.* **82** :32-40.
- VARDAKA, E.; COOK, C.M.; LANARAS, T.; SGARDELIS, S.P.; PANTIS, J.D.** (1995). Effect of dust from a limestone quarry on the photosynthesis of *Quercus coccifera*, an evergreen Schlerophyllous shrub. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **54** :414-419.
- VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE)** (Hrsg.) (1974). Maximale - Immissions Werte. VDI-Richtlinie 2310.
- VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE)** (1995). Maximale Immissions-Werte - Maximale Immissions-Werte für Blei zum Schutz der landwirtschaftlichen Nutztiere. VDI 2310, Blatt 27.
- VDI (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE)** (1996). Maximale Immissions-Werte - Maximale Immissions-Werte für Cadmium zum Schutz der landwirtschaftlichen Nutztiere. VDI 2310, Blatt 28.
- VICTORIN, K.; STAHLBERG, M.; ALSBERG, T.; STRANDELL, M.; WESTERHOLM, R.; EGEBAK, K.-E.** (1988). Emission of mutagenic, irritating and odoriferous substances from gasoline fueled vehicles with different emission control systems. *Chemosphere* **17** (9):1767-1780.
- VISSER, E.J.M.; BÖGEMANN, G.M.; BLOM, C.W.P.M.; VOESENEK, L.A.C.J.** (1996). Ethylene accumulation in waterlogged *Rumex* plants promotes formation of adventitious roots. *J. Exp. Bot.* **47** (296):403-410.
- WAGNER, G.J.** (1993). Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. *Adv. Agron.* **51** :173-212.
- WAGNER, K.-H.; WAGNER-HERING, E.; BUCHHAUPT, K.** (1969). Üben 3,4-Benzpyren und 3,4-Benzfluoranthren eine wachstumsfördernden Effekt auf Pflanzen aus ? *Z. Pflanzenern. Boden.* **123** :186-196.
- WAGROWSKI, D.M.; HITES, R.A.** (1997). Polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation in urban, suburban and rural vegetation. *Environ. Sci. Technol.* **31** (1):279-282.
- WARD, N.I.; SAVAGE, J.M.** (1994). Elemental status of grazing animals located adjacent to the London Orbital (M25) motorway. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :185-189.
- WEBER, P.; NUSSBAUM, S.; FUHRER, J.; GFELLER, H.; SCHLUNEGGER, U.P.; BRUNOLD, C.; RENNENBERG, H.** (1995). Uptake of atmospheric ¹⁵NO₂ and its incorporation into free amino acids in wheat (*Triticum aestivum*). *Physiol. Plant.* **94** :71-77.
- WEBER, P.; RENNENBERG, H.** (1996). Dependency of nitrogen dioxide (NO₂) fluxes to wheat (*Triticum aestivum* L.) leaves from NO₂ concentration, light intensity, temperature and relative humidity determined from controlled dynamic chamber experiments. *Atmos. Environ.* **30** (17):3001-3009.
- WEGENER, J.W.M.; VAN SCHAIK, M.J.M.; AIKING, H.** (1992). Active biomonitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons by means of mosses. *Environ. Pollut.* **76** :15-18.

- WEIGEL, H.J.; ADAROS, G.; JÄGER, H.J.** (1990). Yield responses of different crop species to long-term fumigation with sulphur dioxide in open-top chambers. *Environ. Pollut.* **67** :15-28.
- WEINGARTNER, E.; KELLER, C.; STAHEL, W.A.; BURTSCHER, H.; BALTENSPERGER, U.** (1997). Aerosol emission in a road tunnel. *Atmos. Environ.* **31** (3):451-462.
- WEISSFLOG, L.; WIENHOLD, K.; WENZEL, Klaus-D.; SCHÜÜRMAN, G.** (1994). Ökologische Situation der Region Leipzig-Halle. I. Immissionsmuster luftgetragener Schwermetalle und Bioelemente. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **6** (2):75-80.
- WEISWEILER, W.; KURETI, S.** (1998). Lachgas-Zersetzung bei der durch Platinmetalle katalysierten Stickoxid-Reduktion aus sauerstoffhaltigen PKW-Motor-Abgasen. In: Kurzfassung der Vorträge zum PEF-Statusseminar. Karlsruhe.
- WENZEL, Klaus-D.; WEISSFLOG, L.; PALADINI, E.; GANTUZ, M.; GUERREIRO, P.; PULIAFITO, C.; SCHÜÜRMAN, G.** (1997). Immission patterns of airborne pollutants in Argentina and Germany. II. Biomonitoring of organochlorine compounds and polycyclic aromatics. *Chemosphere* **34** (12):2505-2518.
- WESTERHOLM, R.; EGEBÄCK, Karl-E.** (1994). Exhaust emissions from light and heavy-duty vehicles: Chemical composition, impact of exhaust after treatment, and fuel parameters. *Env. Health Persp.* **102** (Suppl. 4):13-23.
- WESTERHOLM, R.; CHRISTENSEN, A.; ROSEN, A.** (1996). Regulated and unregulated exhaust emissions from two three-way catalyst equipped gasoline fuelled vehicles. *Atmos. Environ.* **30** (20):3529-3536.
- WHALEN, M.; DRISCOLL, J.N.; WOOD, C.D.** (1994). Detection of aromatic hydrocarbons in the atmosphere at ppt levels. *Atmos. Environ.* **28** (3) :567-570.
- WHITMORE, M.E.; MANSFIELD, T.A.** (1983). Effects of long-term exposures to SO₂ and NO₂ on *Poa pratensis* and other grasses. *Environ. Pollut.* **31** (3):217-235.
- WIEBEN, M.; KRUSE, H.; WASSERMANN, O.** (1996). Gesundheitliche Auswirkungen verkehrbedingter Schadstoffe. *Ztg. Umweltmed.* **4** (4):158-163.
- WIENHAUS, O.; LUX, H.; REUTER, F.; ZIMMERMANN, F.** (1994). Ergebnisse langjähriger Immissions- und Depositionsmessreihen aus dem südsächsischen Raum. *Staub Reinhalt. Luft* **54** (2):71-74.
- WILD, S.R.; JONES, K.C.** (1991). Studies on the polynuclear aromatic hydrocarbon content of carrots (*Daucus carota*). *Chemosphere* **23** (2):243-251.
- WILD, S.R.; BERROW, M.L.; MCGRATH, S.P.; JONES, K.C.** (1992). Polynuclear aromatic hydrocarbons in crops from long-term field experiments amended with sewage sludge. *Environ. Pollut.* **76** :25-32.
- WILD, S.R.; JONES, K.C.; JOHNSTON, A.E.** (1992). The polynuclear aromatic hydrocarbon (PAH) content of herbage from a long-term grassland experiment. *Atmos. Environ.* **26A** (7):1299-1307.
- WILHELM, M.; LOMBECK, I.; KOUROS, B.; WUTHE, J.; OHNESORGE, F.-K.** (1995). Duplikatstudie zur alimentären Aufnahme von einigen Metallen/Metalloiden bei Kindern in Deutschland. Teil II: Aluminium, Cadmium und Blei. *Zbl. Hyg.* **197**, 357-369.
- WILLIAMS, I.D.; REVITT, D.M.; HAMILTON, R.S.** (1996). A comparison of carbonyl compound concentrations at urban roadside and indoor sites. *Sci. Total Environ.* **189/90** :475-483.
- WILSON, S.A.; MURRAY, F.** (1990). SO₂-induced growth reductions and sulphur accumulation in wheat. *Environ. Pollut.* **66** :179-191.
- WINNER, W.E.; GILLESPIE, C.; SHEN, Wen-S.; MOONEY, H.A.** (1988). Stomatal responses to SO₂ and O₃. In: SCHULTE-HOSTEDE, S.; DARRALL, N.M.; BLANK, L.W.; WELLBURN, A.R. (eds.) *Air Pollution and Plant Metabolism*, 2nd ed. Elsevier Applied Science, London, New York, pp. 255-271. (Proceedings of the 2nd International Symposium on Air Pollution and Plant Metabolism, Munich, FRG, 6-9 April 1987).
- YAMULKI, S.; GOULDING, K.W.T.; WEBSTER, C.P.; HARRISON, R.M.** (1995). Studies on NO and N₂O fluxes from a wheat field. *Atmos. Environ.* **29** (14):1627-1635.
- YAZIZ, M.I.; YEN, A.W.P.** (1989). Effects of ventilation and air temperature on pol-

- lution levels in underground car parks. *Water, Air Soil Pollut.* **44** :375-385.
- YE, Q.; PURI, R.K.; KAPILA, S.; YANDERS, A.F.** (1992). Studies on the transport and transformation of PCB in plants. *Chemosphere* **25** (7-10):1475-1479.
- ZAERR, J.B.; SCHILL, H.** (1991). Early detection of effects of acid deposition and automobile exhaust on young spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] trees. *Eur. J. For. Path.* **21** :301-307.
- ZHANG, Y.; YANG, X.** (1994). The toxic effects of cadmium on cell division and chromosomal morphology of *Hordeum vulgare*. *Mutat. Res.* **312** :121-126.
- ZIEGLER, I.** (1975). The effect of SO₂ pollution on plant metabolism. *Res. Rev.* **56** :79-105.
- ZIEGLER-JÖNS, A.; KAMMERBAUER, H.; DRENKARD, S.; HOCK, B.; KNOPPIK, D.** (1990). Independent photosynthetic response of exposed and unexposed twigs of the same spruce tree to car exhaust. *Eur. J. For. Path.* **20** :376-380.
- ZIELINSKA, B.; FUNG, K.K.** (1994). The composition and concentration of hydrocarbons in the range of C₂ to C₁₈ emitted from motor vehicles. *Sci. Total Environ.* **146** (7) :281-288.
- ZIELINSKI, M.; RÖMMELT, H.; FRUHMANN, G.** (1997). Ambient air soot concentrations in Munich public transportation systems. *Sci. Total Environ.* **196** :107-110.
- ZIMMERMANN, R.-D.** (1995). Pflanzen als Akkumulationsindikatoren. *UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox.* **7** (3):187-189.