



KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH GmbH

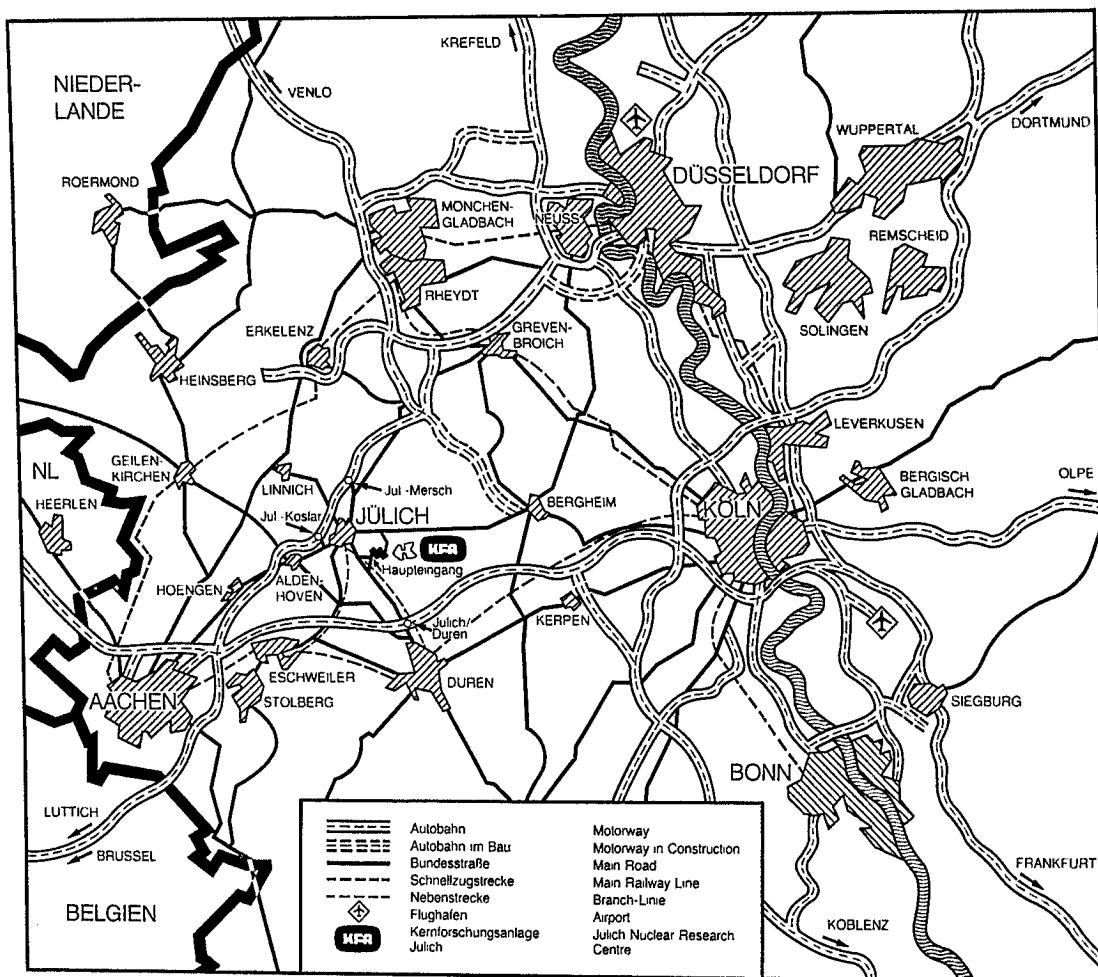
Abteilung Sicherheit und Strahlenschutz

**Ablagerung und Bindung von
Luftverunreinigungen an Vegetation und
anderen atmosphärischen Grenzflächen**

von

R. Jonas

Jül - 1949
September 1984
ISSN 0366-0885



Berichte der Kernforschungsanlage Jülich – Nr. 1949
 Abteilung Sicherheit und Strahlenschutz Jül - 1949

Zu beziehen durch: ZENTRALBIBLIOTHEK der Kernforschungsanlage Jülich GmbH
 Postfach 1913 · D-5170 Jülich (Bundesrepublik Deutschland)
 Telefon: 02461/610 · Telex: 833556-0 kf d

Ablagerung und Bindung von Luftverunreinigungen an Vegetation und anderen atmosphärischen Grenzflächen

von

R. Jonas

Abstract

In the present study the questions of the deposition of aerosols and gases are applied to biological and ecological problems concerning the filtering aspect of atmospheric interfaces, especially vegetation, with respect to air pollution, and also the resulting pollutant effect.

In order to determine the deposition of aerosols, the author has carried out numerous field experiments in which the required polydisperse and monodisperse test aerosols (diameter from 0.4 μm to 17 μm) were produced by a two-fluid nozzle generator and a Berglund-Liu generator. The deposition of gases was treated on the basis of current data from the literature. The experiments indicate that the deposition of aerosols on grass largely depends on aerosol diameter, dry weight per unit area and the wind velocity or turbulence of the air layer near the ground. Of the interfaces studied, namely soil without vegetation, water, filter paper, smooth and structured metals, grass, clover and trees, the latter had the greatest dust collecting capability. Computations indicate that dust concentrations with aerosol diameters of 10 μm transported for 5 km over the Aachen municipal forest (distribution of tree species representative of a forest in the Federal Republic of Germany) an average decrease of 96 % must be expected, whereas under the same conditions mean fallout losses over grass, arable land without vegetation and water of merely 18 %, 7 % and 4 % respectively are to be expected.

It is recommended that in the afforestation of areas in the close proximity of industrial regions the common beech, silver birch and Japanese larch should be taken into particular consideration due to their great deposition effectiveness with respect to dusts and their comparatively high resistance to pollutant gases. Among the tree species investigated, the silver birch and moreover the red horse chestnut, for which environmental conditions are relatively favourable here, should be considered for filtering the air in urban regions because of the high aerosol deposition.

Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird die Problematik der Ablagerung von Aerosolen und Gasen auf biologische und ökologische Fragestellungen angewendet, die die Filterwirkung atmosphärischer Grenzflächen, insbesondere Vegetation, gegenüber Luftverunreinigungen betreffen, aber auch die hierdurch entstehende Schadwirkung beinhalten.

Zur Bestimmung der Ablagerung von Aerosolen führte der Verfasser zahlreiche Feldexperimente durch, bei denen die erforderlichen polydispersen und monodispersen Testaerosole (Durchmesser von $0,4\text{ }\mu\text{m}$ bis $17\text{ }\mu\text{m}$) mit einem Zweistoffdüsendenerator und einem Berglund-Liu-Generator hergestellt wurden. Die Ablagerung von Gasen wurde an Hand derzeitiger Literaturarbeiten behandelt. Die Versuche zeigen, daß die Ablagerung von Aerosolen auf Gras stark vom Aerosoldurchmesser, von der Trockenmasse und von der Windgeschwindigkeit bzw. Turbulenz der bodennahen Luftschicht abhängt. Von den untersuchten Grenzflächen, vegetationsloser Erdboden, Wasser, Filterpapier, glatte und strukturierte Metalle, Gras, Klee und Bäume, besaßen letztere das größte Staubfangvermögen. Berechnungen zeigen, daß bei einem 5 km langen Transport von Staubkonzentrationen mit Aerosoldurchmessern von $10\text{ }\mu\text{m}$ über dem Aachener Stadtwald (repräsentative Holzartenverteilung für einen Wald in der Bundesrepublik Deutschland) mit einer durchschnittlichen Abnahme von 96 % zu rechnen ist, während man unter den gleichen Bedingungen über Gras, vegetationslosem Ackerboden und Wasser lediglich mittlere Falloutverluste von 18 %, 7 % und 4 % zu erwarten hat.

Wegen der großen Ablagerungswirksamkeit gegenüber Stäuben und der vergleichsweise hohen Resistenz gegenüber Schadgasen wird empfohlen, bei der Anpflanzung von Bäumen im näheren Umland von Industriegebieten insbesondere Rotbuche, Hängebirke und Japanische Lärche zu berücksichtigen. Für die Ausfilterung der Stadtluft kommen von den untersuchten Baumarten aufgrund der hohen Aerosolablagerung vor allem Hängebirken und außerdem Rotblühende Roßkastanien in Frage, die hier verhältnismäßig günstige Lebensbedingungen vorfinden.

<u>Inhalt</u>	Seite
1 <u>Einleitung</u>	11
2 <u>Theorie und Literaturüberblick</u>	16
2.1 Die Ablagerung als Randwertproblem in der bodennahen Luftschicht	16
2.2 Ablagerungsmechanismen	25
2.2.1 Ablagerung von Aerosolen	25
2.2.2 Ablagerung von Gasen	30
2.3 Semiempirische und empirische Gleichungen	33
2.4 Ein Literaturüberblick über gemessene Ablagerungsgeschwindigkeiten von Gasen und Aerosolen	41
2.5 Trockene und nasse Deposition	58
2.6 Ablagerung und Ausbreitung	63
3 <u>Freilandversuche zur Ablagerung von Aerosolen auf Vegetation und ebenen Oberflächen</u>	67
3.1 Aerosolerzeugung und Messung von Partikelspektren	67
3.2 Durchführung der Freilandversuche	72
3.3 Dokumentation der Meßergebnisse	76
3.4 Diskussion der Meßergebnisse	82
3.4.1 Aufstellung einer mathematischen Beziehung zwischen Ablagerungsgeschwindigkeit, Schubspannungsgeschwindigkeit, Trockenmasse und Partikeldurchmesser	82
3.4.2 Vergleich der Ablagerungsgeschwindigkeit von Partikeln auf Klee, Erdboden, Wasser und künstlichen Grenzflächen mit der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras	90
3.4.3 Vergleich der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Partikeln auf niedriger Vegetation und ebenen Oberflächen mit theoretischen und semiempirischen Ansätzen und mit gemessenen Literaturwerten	92

3.4.4	Effektivität der Ablagerung auf Blättern von belaubten Zweigen gegenüber Gras	99
4	<u>Aus den Freilandversuchen abgeleitete Ablagerungsgeschwindigkeiten von Aerosolen auf Bäumen</u>	104
4.1	Aufstellung einer Gleichung zur Bestimmung des Unterschiedes zwischen der Ablagerungs- geschwindigkeit auf Bäumen und auf Gras	104
4.2	Schubspannungsgeschwindigkeit für Wälder	105
4.3	Blattflächenindizes	107
4.4	Abschattungsfaktoren	108
4.5	Abschätzung von Ablagerungsgeschwindig- keiten im Wald aus den Vergleichsmessungen der Ablagerung auf Blättern und Gras	110
4.6	Vergleich der Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Bäumen mit Literaturwerten	112
4.7	Berechnung von Ablagerungsfaktoren und Ab- lagerungsgeschwindigkeiten für Wälder in verschiedenen Gebieten	116
4.8	Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf unbelaubten Bäumen im Winter	121
5	<u>Ablagerungsgeschwindigkeiten von Gasen</u> <u>-Eine zusammenfassende Darstellung der</u> <u>Literaturuntersuchungen-</u>	123
6	<u>Abgelagerte Schadstoffmengen und die sich</u> <u>daraus ergebende Filterwirkung von Grenzflächen</u>	131
7	<u>Falloutfaktoren und Filterwirkung von Grenzflächen</u>	134
7.1	Eingangsparameter und Integrationsgrenzen	134
7.2	Falloutfaktoren für Partikel über Gras	139
7.3	Falloutfaktoren für Partikel über einigen Waldgebieten in der Bundesrepublik Deutsch- land und der Stadt Berlin	142
7.4	Falloutfaktoren für Partikel über Erdböden und Wasseroberflächen	147

7.5	Falloutfaktoren für Gase	148
8	<u>Schädigung von Pflanzen und Böden</u> <u>durch abgelagerte Schadstoffe</u>	151
8.1	Mögliche Schadwirkung von Gasen und Aerosolen	151
8.1.1	Vorbemerkung	151
8.1.2	Ablagerung von Gasen auf Pflanzen	152
8.1.3	Ablagerung von Aerosolen auf Pflanzen	158
8.1.4	Ablagerung von mehreren Schadstoffen auf Pflanzen	162
8.1.5	Ablagerung von Gasen und Aerosolen auf dem Erdboden	164
8.2	Empfindlichkeit und Ablagerung	167
8.3	Resistenz der bei den Aerosol- ablagerungsuntersuchungen vorge- kommenen Bäume	176
9	<u>Zusammenfassung und Hinweise für die Planung</u>	179
10	<u>Literaturverzeichnis</u>	191
11	<u>Symbolverzeichnis</u>	220
12	<u>Tabellen- und Abbildungsverzeichnis</u>	232
12.1	Verzeichnis der Tabellen	232
12.2	Verzeichnis der Abbildungen	237
13	<u>Tabellen und Abbildungen</u>	241
14	<u>Anhang - Verzeichnis von Pflanzennamen</u>	398

1 Einleitung

Die Kenntnis der Ablagerung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen und Böden ist sowohl für eine unter dem Gesichtspunkt der Luftreinhaltung vorgenommenen Planung und Gestaltung von Landschaften als auch für die Beurteilung der Gefährdung von Ökosystemen durch in die Atmosphäre geleitete Schadstoffe von Bedeutung. Aus landschaftsökologischer Sicht können einerseits durch die Ablagerung auf Vegetation Gase und Stäube herausgefiltert werden, so daß eine Erniedrigung der Schadstoffkonzentrationen und damit eine Verbesserung der Luftqualität erzielt werden kann. Andererseits muß aber auch in Betracht gezogen werden, daß abgelagerte Substanzen entweder direkt oder über den Boden schädigend auf Pflanzen einwirken. Bei Anwendung der Ablagerung als Instrument der Luftreinhaltung müssen diese positiven und negativen Auswirkungen sorgfältig gegeneinander abgewogen werden.

In der Kernforschungsanlage Jülich (KFA) wurde von 1972 bis 1976 bzw. 1975 bis 1982 in einer großen Anzahl von Freilandversuchen (Heinemann et al. 1976, Heinemann and Vogt 1980, Jonas und Vogt 1981, Jonas und Vogt 1982) die Trockendeposition von elementarem Jod und Aerosolen untersucht, wobei die hierfür charakteristische Ablagerungsgeschwindigkeit wie folgt eingesetzt wurde:

$$v_g = \frac{K}{I} \quad (\text{cm/s}) \quad (1)$$

K auf der Probenahmefläche pro cm^2 Boden abgelagerte Aerosol- oder Gasmenge (Ci cm^{-2}) bzw. (g cm^{-2})

I zeitintegrierte Luftkonzentration über der Probenahmefläche in 1 m Höhe über dem Boden (Ci s cm^{-3}) bzw. (gs cm^{-3})

Diese beschreibt den Fluß von Aerosolen oder Gasen aus der Luft zum Boden bzw. zur Vegetation und besitzt die Dimension einer Geschwindigkeit. Die Ablagerungsgeschwindigkeit wurde von Chamberlain (1955) zur Bestimmung der Trockenablagerung über einer Oberfläche mit Rauigkeitselementen verschiedener Größe und Struktur eingeführt und trägt auch die Bezeichnung Falloutkonstante (Vogt et al. 1973).

Gleichbedeutend mit der in Gleichung (1) eingeführten integralen Definition der Ablagerungsgeschwindigkeit ist die differentiale Definition in der Form

$$v_g = \frac{N}{X(z)} \quad (\text{cm/s}) \quad (2)$$

N resultierender Fluß der Aerosole oder Gase zum Boden bzw. zur Vegetation ($\text{Ci cm}^{-2}\text{s}^{-1}$ bzw. $\text{g cm}^{-2}\text{s}^{-1}$)

X(z) Partikel- oder Gaskonzentration in der Höhe z
(z.B. z = 1 m) (Ci/cm^3 bzw. g/cm^3)

Auf die physikalische Bedeutung der Ablagerungsgeschwindigkeit wird in Kapitel 2.1 näher eingegangen.

Das eigentliche Ziel der an der Kernforschungsanlage Jülich durchgeführten Ablagerungsuntersuchungen war es, eine realistische Bestimmung der Belastungspfade durch Fallout von Radionukliden in der Umgebung von kerntechnischen Anlagen zu erhalten, um damit die Sicherheit radioökologischer Aussagen sowohl für den Normalbetrieb von Kernkraftwerken als auch für Störfälle zu erhöhen.

Im Jahre 1975 wurden die Ablagerungsuntersuchungen erstmals von elementarem Jod auf definierte Testaerosole ausgedehnt (Horbert et al. 1976). Um die zeitintegrierte Luftkonzentration und die auf der Probenahmefläche abgelagerte Partikelkonzentration (Gleichung 1) in geringen Konzentrationen messen zu können, wurden die Versuche entsprechend den dortigen Ausbreitungsexperimenten (Geiß et al. 1978) mit radioaktiv markierten Kupfersulfataerosolen durchgeführt. In der Annahme, daß auch die von kerntechnischen Anlagen emittierten radioaktiven Aerosole für die Ingestionsbelastung und infolgedessen für die Transferkette Luft-Gras-Kuhmilch von Bedeutung sind, die den kritischen Belastungspfad insbesondere für Kleinkinder darstellt (Horbert et al. 1976), bestimmte man die Ablagerung vor allen Dingen auf Grasbeständen. Ebenso wie bei den Jodablagerungsexperimenten wurde darüber hinaus die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Rotklee

(*Trifolium pratense*) und vereinzelt auch auf anderen Vegetationsflächen gemessen. Da sich Gase bzw. Aerosole ebenfalls auf unbewachsenen Flächen, z.B. Ackerböden und Straßen, ablagern, erstreckten sich die Ablagerungsuntersuchungen außerdem auf Erdböden und künstliche Oberflächen, d.h. glatte und strukturierte Metalle sowie einfache Papierfilter. Horbert et al. (1976) stellten in 11 Versuchen fest, daß die Ablagerung stark von der Größe der Aerosole, von der Art der Vegetation bzw. Grenzfläche und den meteorologischen Randbedingungen, d.h. von der Windgeschwindigkeit bzw. Turbulenz der bodennahen Luftschicht, abhing.

Seit Oktober 1977 führte der Verfasser die Aerosolablagerungsversuche an der Kernforschungsanlage Jülich fort. Als Aufgabenstellung stand dabei zunächst im Vordergrund, systematische Untersuchungen zur Ablagerung unter verschiedenen meteorologischen Bedingungen, bei unterschiedlichen Partikeldurchmessern und Aerosolspektren sowie Gras- und Kleebewüchsen (Trockenmassen) durchzuführen und eine für Umweltbelastungsberechnungen anwendbare Beziehung zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit und ihren Einflußparametern aufzustellen. Der Durchmesserbereich der verwendeten Aerosole wurde bei diesen Versuchen im Vergleich zu Horbert et al. (1976) wesentlich erweitert. Während Horbert et al. (1976) die Ablagerung von Partikeln mit Durchmessern von 3 bis $6,5\text{ }\mu\text{m}$ untersuchten, wurde bei den späteren Freilandversuchen der Aerosoldurchmesser von $0,4\text{ }\mu\text{m}$ bis $17\text{ }\mu\text{m}$ variiert. Polydisperse Aerosole mit Durchmessern von $0,4\text{ }\mu\text{m}$ bis $5,2\text{ }\mu\text{m}$, deren Größenbestimmung auf das Maximum der Durchmesser-Volumenverteilung zurückgeführt wurde (Kap. 3.1), stellte man mit dem bei den Freilandversuchen 1975 zum Einsatz gekommenen Zweistoffdüsendenerator her. Für monodisperse Aerosole mit Durchmessern von $3,7\text{ }\mu\text{m}$ bis $16,8\text{ }\mu\text{m}$ diente nunmehr zusätzlich der Berglund-Liu-Generator, dessen nach Strahlenschutzaspekten erforderlicher Umbau erst vorgenommen werden mußte.

Seit Ende 1980 wurde im Zusammenhang mit landschafts- und radioökologischen Fragestellungen, die die Filterwirkung von Bäumen

bzw. realistische Abreicherung von Abluftfahnen über verschiedenen Arten des Untergrundes betreffen, auch die Ablagerung an belaubten, senkrecht im Boden befestigten, kurz vor Versuchsbeginn abgeschnittenen Zweigen bestimmt. Auf diese Maßnahme mußte zurückgegriffen werden, da auf dem Versuchsfeld für Ablagerungsuntersuchungen geeignete Gehölze fehlten. Die abgelagerte Aktivität auf den Blättern bzw. Nadeln der Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Roteiche (*Quercus rubra*), Stieleiche (*Quercus robur*), des Spitzahorns (*Acer platanoides*), der Roßkastanie (*Aesculus hippocastanum*), der Sandbirke (*Betula pendula*), Fichte (*Picea abies*), Waldkiefer (*Pinus silvestris*), Europäischen und Japanischen Lärche (*Larix decidua* bzw. *Larix leptolepis*) sowie Weißtanne (*Abies alba*) wurde ausgemessen und mit der Ablagerung auf Gras (Gemisch aus Rotschwingel (*Festuca rubra*), Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) und Weidelgras (*Lolium perenne*)) verglichen. In einem Experiment (Versuch 64) konnten auch Laubproben aus einem 31jährigen Buchenbestand (Fläche 4,7 ha) am Rande des Versuchsfeldes untersucht werden, so daß die Ablagerungsversuche auch durch Messungen an natürlichen Baumbeständen abgedeckt werden konnten.

In den Jahren 1981 und 1982 kamen als weitere Probenahmeflächen mit Wasser gefüllte Behälter mit einer Grundfläche von $1/4 \text{ m}^2$ und einem Fassungsvermögen von 1 l hinzu. Mit diesen Versuchen sollten auch Aussagen über das Reinigungsvermögen von Gewässern gegenüber staubbelasteter Luft gewonnen werden.

Insgesamt konnte die Aerosolablagerung in der Kernforschungsanlage Jülich in 70 Feldexperimenten untersucht werden.

Am 25. Mai 1982 wurden die Freilandversuche mit einem Nachtexperiment abgeschlossen, das im Gegensatz zu den anderen tagsüber durchgeführten Aerosolablagerungsversuchen bei stabiler Schichtung stattfand.

Die Ablagerung von Gasen wurde nicht gemessen, da hierfür völlig andere experimentelle Voraussetzungen geschaffen werden müßten.

Jedoch wird diese Problematik in Kapitel 2.4 und Kapitel 5 in einer Literaturstudie behandelt.

In der vorliegenden Arbeit werden die aus den Jülicher Ablagerungsversuchen und der Literatur abgeleiteten Ergebnisse zur Ablagerung von Aerosolen und Gasen für den ökologischen und planerischen Bereich aufgearbeitet. Im Mittelpunkt steht dabei die Abschätzung der Filterwirkung von Vegetationsbeständen, z.B. Wiesen und Waldgebiete (Kap. 7). Hierzu gehört auch die Erarbeitung von Hinweisen für die Gestaltung von Landschaften in Städten und im näheren Umland von Industriegebieten (Kap. 9).

In Kapitel 3.4 und Kapitel 5 werden auch Mittelwerte bzw. Wertebereiche für die Ablagerungsgeschwindigkeit verschiedener Schadstoffe angegeben, wodurch ein Beitrag zur Beurteilung der Umweltbelastung durch kerntechnische Anlagen, Industrieanlagen, KFZ-Verkehr und andere potentielle Emittenten geleistet werden kann. Dabei müßte gegebenenfalls vorbehalten bleiben, inwieweit die für den kleinräumigen Micro-Scale γ und Micro-Scale β ermittelten Depositionswerte (Quelldistanz bei den Experimenten meist 20 bis 40 m, Emissionshöhe stets 1,7 m) auf einen großräumigeren Maßstab (Micro-Scale α oder auch Meso Scale) übertragen werden können. Zur Definition des Begriffes Scale wird auf Orlanski (1975) und Randerson (1976) verwiesen.

Dieser Hinweis trifft ebenfalls für die für die Ablagerung von Aerosolen in Wäldern abgeschätzten Werte (Kap. 4 und Kap. 7) und zum Teil auch für die aus der Literatur für Gase entnommenen Werte in Kapitel 5 zu. Eine Untersuchung dieser Fragestellung wird wegen unzureichender Vergleichsmöglichkeiten nicht vorgenommen.

Hinsichtlich der in den Gleichungen und Begriffen auftretenden Bezeichnungen einschließlich ihrer Dimensionen wird auf das Symbolverzeichnis in Kapitel 11 mit den vollständigen Angaben verwiesen. Kapitel 13 enthält die im Text mit fortlaufenden Nummern versehenen Tabellen und Abbildungen. Im Anhang (Kap. 14) werden in der Arbeit vorgekommene Namen von Pflanzen, nach wissenschaftlichen Bezeichnungen geordnet, aufgelistet.

2 Theorie und Literaturüberblick

2.1 Die Ablagerung als Randwertproblem in der bodennahen Luftschicht

Gasförmige oder aerosolgebundene Bestandteile der Luft werden am Boden teils reflektiert, teils aber auch festgehalten. Da der Ablagerungsprozess in der bodennahen Luftschicht stattfindet, kann das Problem mikrometeorologisch wie z.B. in Jensen (1981) oder K-theoretisch (Fisher 1966, Ahmed 1979) formuliert werden.

Die turbulente bodennahe Luftschicht ist nach Businger (1973) der unterste Bereich der Atmosphäre von ca. 10 bis 20 m über Grund, für den von der Höhe unabhängige Flüsse physikalischer Größen, z.B. Impuls-, Wärme- und Massenfluß, angenommen werden können. Deshalb wird die Grenzschicht auch vielfach als "konstante Flußschicht" bezeichnet. In einer solchen Schicht erhält man unter der Annahme stationärer Bedingungen und horizontaler Homogenität charakteristische statistische Gesetze für die dem turbulenten Austausch unterworfenen Vertikalprofile, z.B. der Windgeschwindigkeit, der Temperatur oder Partikel- bzw. Gaskonzentration (Jensen 1981).

Für den Gradienten der Windgeschwindigkeit kann bei diabatischer Schichtung die Gleichung

$$\frac{\partial u}{\partial z} = \Phi_M \left(\frac{z}{L} \right) \frac{u_*}{k z} \quad (3)$$

z	Höhe
u_*	Schubspannungsgeschwindigkeit
k	v. Karman Konstante ($k=0,4$)
$\Phi_M \left(\frac{z}{L} \right)$	Funktion zur Charakterisierung der Windscherung
L	Monin Obukhov'sche Stabilitätslänge

aufgestellt werden (siehe z.B. Jensen 1981).

Die Größe L ist nach Jensen (1981) mit dem turbulenten kinematischen Wärmefluß F_H durch die Gleichung

$$L = \frac{u_*^3 \bar{\theta}}{F_H k g} \quad (4)$$

$\bar{\theta}$ mittlere potentielle Temperatur
 g Erdbeschleunigung

verknüpft.

Mit der Transformation

$$\Phi_M = 1 - z \frac{\partial \psi}{\partial z} \quad (5)$$

folgt nach Integration von Gleichung (3)

$$u(z) = \frac{u_*}{k} \left(\ln \frac{z}{z_0} - \psi_M \left(\frac{z}{L} \right) + \psi_M \left(\frac{z_0}{L} \right) \right) \quad (6)$$

$\psi_M \left(\frac{z}{L} \right)$ Funktionen für den Einfluß der
 bzw. $\psi_M \left(\frac{z_0}{L} \right)$ Schichtung auf das Windprofil

Da nach Busch (1973) Φ_M in Gleichung (3) die Form

$$\Phi_M = 1 + b \frac{z}{L} \quad (7)$$

hat, ergibt sich aus Gleichung (4) und Gleichung (7) mit der Bedingung $F_H = 0$ für adiabatische Schichtungen $\Phi_M = 1$. Die Integration von Gleichung (3) führt dann bei neutraler Schichtung zu dem bekannten logarithmischen Windprofil

$$u(z) = \frac{u_*}{k} \ln \frac{z}{z_0} \quad (8)$$

Für die Partikel- oder Gaskonzentrationen erhält man

$$\bar{X}(z) - X_0 = \frac{X_*}{k} \left(\ln \frac{z}{z_{0c}} - \psi_H \left(\frac{z}{L} \right) \right) \quad (9)$$

X_0 Konzentration unmittelbar über der Depositionsfläche in der Höhe z_{0c}

X_* charakteristischer Skale für die turbulenten Schwankungen der Partikel- oder Gaskonzentration (siehe Jensen 1981)

$\psi_H \left(\frac{z}{L} \right)$ von der Monin Obukhov'schen Stabilitätslänge L abhängige Funktion, die den Einfluß der Schichtung auf das Konzentrationsprofil beschreibt

Für den Depositionsfluß in der bodennahen Luftschicht gilt nach Jensen (1981)

$$N = u_* X_* \quad (10)$$

Spaltet man den Ausdruck $\ln z/z_{0c}$ in Gleichung (9) in $\ln z/z_0 + \ln z_0/z_{0c}$ auf, was zur Vernachlässigung des 2. Termes führt, so folgt aus den Gleichungen (2), (9) und (10)

$$v_g = \frac{k u_*}{\ln z/z_0 - \psi_H + kX_0/X_*} \quad (11)$$

Der Term $k X_0/X_*$ in Gleichung (11) beschreibt somit die partielle Absorption des Depositionsmaterials. Die Randbedingungen für die Grenzfälle vollständiger Absorption (12) bzw. vollständiger Reflektion (13) lauten demnach

$$X_0 = 0 \quad \text{bzw.} \quad (12)$$

$$N = 0 \quad (13)$$

Das bedeutet nach Gleichung (11), daß die Ablagerungs-

geschwindigkeit bei vorgegebenem z und ψ für den Fall der totalen Absorption ein Maximum erreicht. Nähert man sich der Höhe $z = z_0$, $z_0 \approx z_{0c}$ (Ablagerungsgeschwindigkeit am Boden), so geht auch $\bar{\chi}$ und damit nach Gleichung (9) der gesamte Nenner in Gleichung (11) gegen 0, so daß v_g gegen einen unendlichen Wert anwächst. Für $\chi_* = 0$ (totale Reflexion) strebt v_g nach Gleichung (11) gegen den Wert 0.

Nach Jensen (1981) liegt bei der Ablagerung von Gasen und Aerosolen überwiegend eine partielle Absorption vor. Eine totale Absorption kann in Einzelfällen nur für Gase mit hoher Löslichkeit im Oberflächenmaterial angenommen werden. Die Annahme einer totalen Absorption führt insbesondere bei Aerosolen zu sehr konservativen Ablagerungsgeschwindigkeiten (Jensen 1981, siehe auch Kap. 3.4.3 und Kap. 5).

Nimmt man nach Jensen (1981) an, daß Unterschiede der diabatischen Korrekturfunktionen für Wind- und Konzentrationsprofil unter bestimmten Voraussetzungen gering sind, so ergibt sich bei Vernachlässigung von $\psi_M \left(\frac{z_0}{L} \right)$ aus Gleichung (6) und (11) die schon von Chamberlain (1955) aufgestellte, für partielle Absorption gültige Beziehung

$$v_g < \frac{u_*^2}{u} \quad (14)$$

eine Formel, die zur Abschätzung konservativer Ablagerungsgeschwindigkeiten gerne herangezogen wird (Jensen 1981), die aber (siehe z.B. S. 25) nicht zur Bestimmung der Aerosolablagerung anwendbar ist, da der Partikeldurchmesser nicht in die Gleichung einbezogen werden kann. In Kap. 5 werden allerdings Ablagerungsgeschwindigkeiten für Gase mit Hilfe von Gleichung (14) berechnet und mit den aus der Literatur entnommenen Werten verglichen.

In der K-Theorie wird der turbulente Transport mit Hilfe eines Diffusionskoeffizienten beschrieben (Pasquill 1974), so daß z.B. für den turbulenten Schadstofffluß zum Boden gilt

$$N_t = K_t \frac{\partial x}{\partial z} \quad (15)$$

K_t von der Höhe z abhängiger Scheindiffusionskoeffizient

x Konzentration

z Höhe

Unter der Voraussetzung einer annähernd adiabatischen Schichtung folgt für den turbulenten Diffusionskoeffizienten (Pasquill 1974) die Beziehung

$$K_t = \frac{u_*^2}{\frac{du}{dz}} \quad (16)$$

und nach Differentiation von Gleichung (8) nach z und anschließendem Einsetzen des Ausdruckes in Gleichung (16)

$$K_t = k u_* z \quad (17)$$

Unter zusätzlicher Berücksichtigung von molekularer Diffusion kann für den Schadstofftransport geschrieben werden (Ahmed 1979, Vogt et al. 1973)

$$N = (K_t + K_m) \frac{\partial x}{\partial z} \quad (18)$$

K_m molekularer Diffusionskoeffizient

Setzt man Gleichung (17) in (18) ein und bestimmt die Ablagerungsgeschwindigkeit nach Gleichung (2), so kann man unter der Annahme eines höhenunabhängigen Flusses zu der in Fisher (1966) hergeleiteten, für die Ablagerung auf ebenen Flächen gültigen Gleichung

$$v_g(z) = \frac{k u_*}{\ln(1 + k u_* z / K_m)} \frac{(x_1 - x_0)}{x_1} \quad (19)$$

x_1 Konzentration in der Höhe z , z.B. $z = 1 \text{ m}$
 x_0 Konzentration in der Höhe $z \longrightarrow 0 \text{ m}$

gelangen. Im Fall der partiellen Absorption ergibt sich dann

$$v_g < k u_* (\ln (1 + k u_* z/K_m))^{-1} \quad (20)$$

Wie aus Kap. 3.4.3 hervorgeht, kann allerdings durch diese Ungleichung die Aerosolablagerung nicht realistisch genug beschrieben werden; lediglich für Gase ergeben sich Werte, die im Mittel zutreffen dürften (Kap. 5).

In den obigen Bemerkungen ist schon angeklungen, daß Ansätze aus der statistischen Theorie (Gleichung (11), bzw. (14)) und der K-Theorie (19), in denen die Ablagerung durch meteorologische Diffusionsgrößen dargestellt wird, nicht ausreichend sind, um die Aerosolablagerung realistisch zu beschreiben. Deshalb wird in der Literatur (z.B. Chamberlain 1967, Ahmed 1979) zu dem Diffusionsanteil ein Sedimentationsanteil hinzugefügt, so daß für den Transport von Partikeln aus der Luft zur Depositionsfläche die aus der K-Theorie entwickelte Gleichung

$$N = - (K_t + K_m) \frac{\partial C_p}{\partial z} - v_s C_p \quad (21)$$

N resultierender Schadstofffluß
 C_p Partikelkonzentration
 v_s Sinkgeschwindigkeit

gilt. Unter der Sinkgeschwindigkeit versteht man die konstante Sedimentationsgeschwindigkeit von kugelförmigen Partikeln, deren Bewegung einerseits von der Gravitations-, andererseits aber von der Stokes'schen Reibungskraft beeinflußt wird.

Nach Ahmed (1979) gilt für Schadstoffkonzentrationen in der Biosphäre, bei denen die Substanz schon partiell ab-

sorbiert worden ist, die Gleichung

$$C_p(\delta+z_0) = \alpha C_a(z_\infty) \quad (22)$$

α Absorptionskoeffizient
 $\alpha = 1 - \alpha$
 δ Nullpunktverschiebung (zero-displacement)
 $C_a(z_\infty)$ Konzentration über dem Bewuchs in der Höhe $z = \infty$, bei der eine Änderung des vertikalen Gradienten schon zu vernachlässigen ist, d.h. bei der eine totale Reflektion vorliegt.

Durch die Nullpunktverschiebung des Windprofiles wird in der Meteorologie der Einfluß der Höhe der Vegetationsschicht auf die vertikale Windgeschwindigkeit ausgedrückt, und zwar erhält man hierfür nach Grass (1971) bzw. Thom (1971)

$$\delta = 0,6 H_V \quad (23)$$

H_V Höhe der Vegetation

Bei einer Höhe $z = \delta + z_0$ wird der Impuls der Wirbel von oben durch die Rauigkeitselemente total absorbiert (Ahmed 1979). Nach Einführung des "zero-displacement" in Gleichung (8), d.h. nach Ersetzen der Höhe z durch $z - \delta$, erhält man für die Windgeschwindigkeit in dieser Höhe: $u(z) = 0$. Durch die Rauigkeitslänge z_0 wird nach Thom (1975) die Effektivität des turbulenten Transportes über einer Grenzfläche gekennzeichnet.

Für den turbulenten Diffusionskoeffizienten bei neutraler Schichtung ergibt sich entsprechend mit der umgewandelten Gleichung (8) und mit Gleichung (17)

$$K_t = k u_* (z - \delta) \quad (24)$$

Der molekulare Diffusionskoeffizient kann insbesondere für den Transport von Aerosolen mit größerem Durchmesser als $1 \mu m$ gegenüber dem turbulenten Diffusionskoeffizienten vernachlässigt werden. Die Integration der Flußgleichung (21) bei Vernachlässigung des molekularen Diffusionskoeffizienten gegenüber dem turbulenten Anteil führt unter Anwendung der Randbedingung

in (22) und unter der Voraussetzung von $z_1 < H$ sowie $C(z_1) = C(\delta + z_0)$ zu der Ablagerungsgeschwindigkeit

$$v_g = - \frac{N}{C_a(z_\infty)} = - \frac{v_s (\alpha((z_\infty - \delta)/z_0)^{-v_s/k u_*} - 1)}{1 - ((z_\infty - \delta)/z_0)^{-v_s/k u_*}} \quad (25)$$

Gleichung (25) ist demnach der aus der K-Theorie unter Berücksichtigung der Sinkgeschwindigkeit entwickelte Ausdruck für die Ablagerung bei partieller Absorption. Der Koeffizient α kann nach Ahmed (1979) nur experimentell bestimmt werden, so daß Messungen der Ablagerungsgeschwindigkeit nicht zu umgehen sind.

Mit $z_v = \delta + z_0$, $\delta \longrightarrow 0$ und $\alpha \longrightarrow 0$ erhält man aus Gleichung (25) die in Chamberlain (1967) unter der Voraussetzung totaler Absorption entwickelte, für nahezu glatte Flächen gültige Gleichung

$$v_g = \frac{v_s}{1 - \left(\frac{z_\infty}{z_v}\right)^{-\frac{v_s}{ku_*}}} \quad (26)$$

Bei der Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Partikeln mit Durchmessern von 1 bis 30 μm auf glatten Flächen haben Friedlander and Johnstone (1957) und Chamberlain (1967) festgestellt, daß hinreichende Übereinstimmung zwischen den gemessenen und nach Gleichung (26) ermittelten Werten besteht, wenn man für z_v annimmt

$$z_v = 0,9 u_* v_s / g \quad (27)$$

g Erdbeschleunigung

Wie in Kap. 3.4.3 gezeigt wird, liegen die nach den Gleichungen (26) und (27) ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten um mehr als 1 Größenordnung über den bei den Jülicher Ablagerungsexperimenten bestimmten Werten. Diese Tatsache unterstützt die Aussage von Jensen (1981), daß es unrealistisch

ist, für die Aerosolablagerung eine totale Senke anzunehmen und bekräftigt zugleich die Forderung von Ahmed (1979) nach entsprechenden Ablagerungsmessungen.

Bestimmt man die Ablagerungsgeschwindigkeit experimentell nach Gleichung (1) oder (2), so wird die partielle Absorption direkt gemessen. Die bei den Jülicher Ablagerungsversuchen ermittelte Ablagerungsgeschwindigkeit kann deshalb einfach als Absorptionsmaß für atmosphärische Grenzflächen gegenüber luftgetragenen Stoffen oder als "Absorptionskoeffizient mit der Dimension einer Geschwindigkeit" charakterisiert werden. Diese physikalische Bedeutung der Ablagerungsgeschwindigkeit kann auch aus der von Horbert et al. (1976) aufgestellten Beziehung

$$N - \alpha_v \chi_0 = 0 \quad (28)$$

$$\text{bzw. } \alpha_v = \frac{N}{\chi_0} \quad (29)$$

abgeleitet werden, die sich als Linearkombination von Gleichung (12) und (13) ergibt und als Erdbodenrandbedingung für den Fall der partiellen Absorption anzusehen ist. Der Koeffizient α_v in Gleichung (28) und (29) beschreibt die Anteile von Reflektion und Absorption und hat die Dimension einer Geschwindigkeit. Für $\alpha_v \rightarrow 0$ ergibt sich der Grenzfall der totalen Reflektion und für $\alpha_v \rightarrow \infty$ der der totalen Absorption. α_v ist identisch mit der in Gleichung (2) eingeführten Ablagerungsgeschwindigkeit, die gleichbedeutend mit der bei den Jülicher Ablagerungsversuchen angewendeten Definition in Gleichung (1) ist (Kap. 1).

Welche Menge von Aerosolen oder Gasen absorbiert wird, hängt, wie in den folgenden Kapiteln gezeigt werden wird, von den klimatischen Bedingungen, von den Eigenschaften des Aerosols oder Gases und vom Bewuchs des Bodens ab. Außerdem dürften orografische Faktoren eine Rolle spielen, worauf in dieser Arbeit jedoch nicht eingegangen wird. Schon aus der Theorie ist ersichtlich, daß die Ablagerung von Gasen und Aerosolen von der Turbulenz in der bodennahen Luftschicht stark beeinflusst wird.

Setzt man die Gleichungen (15) und (17) in Gleichung (2) ein, so kann abgeleitet werden, daß die Ablagerung bei neutraler Schichtung proportional zur Schubspannungsgeschwindigkeit ist. Die Ergebnisse der Jülicher Ablagerungsversuche haben gezeigt, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit unabhängig von der Schichtung von einer nach Gleichung (8) bestimmten Schubspannungsgeschwindigkeit abhängt. Ein expliziter Einfluß der Schichtung, wie er nach Gleichung (11) zu erwarten gewesen wäre, d.h. unterschiedliche Ablagerungsgeschwindigkeiten bei gleicher Schubspannungsgeschwindigkeit, aber verschiedenen Schichtungen konnte nicht festgestellt werden. Auf dieses Resultat wird in Kapitel 3.4.1 näher eingegangen. Eine Proportionalität zwischen Ablagerungsgeschwindigkeit und Schubspannungsgeschwindigkeit ergab sich für Jod bei den Versuchen nach Heinemann and Vogt (1980) und für Aerosole bei den Experimenten in Clough (1975) und Horbert et al. (1976) (zu den Jodversuchen siehe Kap. 2.3). Aus Gleichung (25) folgt, daß die Aerosolablagerungsgeschwindigkeit nicht nur von der Turbulenz in der bodennahen Luftschicht, sondern auch von der Sinkgeschwindigkeit und somit stark vom Partikeldurchmesser abhängt. Letzteres Resultat konnte durch die in Jülich (Kap. 3) und an anderen Stellen gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten, z.B. Chamberlain (1967), Clough (1973), Sehmel (1973) und Ahmed (1979), bestätigt werden.

2.2 Ablagerungsmechanismen

2.2.1 Ablagerung von Aerosolen

Ahmed (1979) unterscheidet bei der Aufzählung der für die Aerosolablagerung maßgeblichen Prozesse zwischen molekularer bzw. turbulenter Diffusion, Trägheitskräften, Sedimentation und Interzeption. Die Turbulenzablagerung wird nach Jonas und Vogt (1982) durch eine Trägheits- und eine Wirbelkomponente bestimmt. Teilchen, deren Trägheit so groß ist, daß sie, vom Stromlinien-

verlauf an der Oberfläche abweichend, diese erreichen können, werden demnach durch Trägheitseffekte oder durch eine Impaktorwirkung abgeschieden. Unter der Sedimentationsablagerung versteht man die Ablagerung der Partikel aufgrund der stärkeren Gravitations- gegenüber der Reibungskraft (Jonas und Vogt 1982). Unabhängig von molekularer Diffusion und Trägheitseffekten kommt nach Ahmed (1979) auch Ablagerung durch Interzeption vor, wenn aufgrund geometrischer Ausdehnung die Partikel an der Oberfläche in einer Entfernung vorbeiströmen, die kleiner oder gleich dem Aerosolradius ist.

Der von Ahmed (1979) und auch in diesem Zusammenhang von anderen Autoren, z.B. Davies (1966a), benutzte Begriff "Interzeption" ist insofern problematisch, als hiermit in der Literatur auch die Verdunstung von Tropfen an der Vegetation bezeichnet wird (siehe z.B. Weihe 1976).

Ahmed (1979) ermittelte im Windkanal die Teilchenabscheidung an glatten, zylinderförmigen Stäben und führte zur Beschreibung der Ablagerungsvorgänge den Abscheidegrad wie folgt ein:

$$E = \frac{a_p}{Y u_o C_p} \quad (30)$$

a_p	auf den Zylindern pro Zeiteinheit abgeschiedene Teilchenmenge
Y	Zylinderprojektionsfläche
u_o	Luftgeschwindigkeit im ungestörten Zustand
C_p	Partikelkonzentration

Für den Abscheidegrad stellte Ahmed (1979) eine semiempirische Gleichung auf, in der additiv molekulare Diffusion, Interzeption und Trägheitseffekte unter Anpassung an die Ergebnisse der Windkanalmessungen berücksichtigt wurden:

$$E = E_{Di} + E_{Int} + E_T \quad (31)$$

E_{Di}	Abscheidegrad durch molekulare Diffusion
E_{Int}	Abscheidegrad durch Interzeption
E_T	Abscheidegrad durch Trägheitseffekte

$$E = 0,33 \text{ Pé}^{-0,5} + 0,8 \text{ Re}^{0,4} \left(\frac{d}{d_z}\right)^{1,5} + \frac{\psi^3}{\psi^{3+f_1}\psi^{2+f_2}\psi^{f_3}} \quad (32)$$

Pé Péclet-Zahl

Re Reynolds'sche Zahl

K_m molekularer Diffusionskoeffizient

ψ Stokes'sche Zahl

f_1, f_2, f_3 Funktionen (werden nachfolgend definiert, (36)bis(38))

d Partikeldurchmesser

Die Péclet-Zahl ist durch die Gleichung

$$\text{Pé} = \frac{u_o d_z}{K_m} \quad (33)$$

d_z Durchmesser des Zylinders

definiert. Die Reynolds'sche Zahl des Zylinders und die Stokes'sche Zahl, die ein Maß für das Verhältnis von Trägheits- zu Reibungskraft ist, erhält man durch die Gleichungen

$$\text{Re} = d_z u_o / \nu_L \quad (34)$$

ν_L kinematische Viskosität der Luft

$$\text{bzw. } \psi = \frac{\rho_p d^2 u_o}{18 d_z \eta} \quad (35)$$

ρ_p Dichte des Partikels

d Partikeldurchmesser

η dynamische Viskosität der Luft

Für die Funktionen f_1, f_2, f_3 in Gleichung (32) gilt:

$$f_1 = -0,0133 \ln \text{Re} + 0,931 \quad (36)$$

$$f_2 = 0,0353 \ln \text{Re} - 0,36 \quad (37)$$

$$f_3 = -0,0537 \ln \text{Re} + 0,398 \quad (38)$$

und für den molekularen Diffusionskoeffizienten (Bauer 1953)

$$K_m = \frac{R_K T (1 + c_1 l/r)}{\mathcal{L} 6 \pi \eta r} \quad (39)$$

R_K	Gaskonstante
T	Temperatur
$\mathcal{L}$	Loschmidt'sche Zahl
c_1	Cunningham'sche Konstante
l	mittlere freie Weglänge der Luftmoleküle
η	dynamische Viskosität der Luft
r	Partikelradius

In Jonas und Vogt (1982) wird der Abscheidegrad (32) für Kupfersulfataerosole mit Durchmessern von 0,1 bis 10 μm und zylindrische Stäbe mit Durchmessern von 0,2 cm berechnet. Als Windgeschwindigkeit wird ein Wert von 3 m/s zugrunde gelegt, was etwa dem in 10 m Höhe auf dem Wasserturm der KFA Jülich zu erwartenden Jahresmittelwert entspricht. Die aus Jonas und Vogt (1982) übernommene Tabelle (Tab. 1) zeigt, daß der Anteil der einzelnen Mechanismen an der Gesamtablagerung (Spalte 14-16) stark vom Aerosoldurchmesser abhängt. "Beträgt der Partikeldurchmesser z.B. 0,5 μm , so scheiden sich 46 % der Partikel durch molekulare Diffusion ab, 52 % durch Interzeptionseffekte und 2 % durch Trägheitseffekte" (Jonas und Vogt 1982). Bei 1 μm tritt bereits eine deutliche Verschiebung auf. Nur noch 11 % der Partikel lagern sich durch molekulare Diffusion, aber 39 % durch Trägheitseffekte ab, während der Anteil der Interzeption an der Gesamtablagerung mit 50 % sich nur wenig geändert hat. Das Minimum des Abscheidegrades liegt nach Tabelle 1 bei 0,3 μm . Die Lage des Minimums hängt nach Ahmed (1979) etwas von der Windgeschwindigkeit ab, wobei offenbar eine Beschränkung auf den Teilchenbereich von 0,1 μm bis 1 μm gegeben ist. Überschreitet der Partikeldurchmesser 1 μm , so tritt eine deutliche Zunahme des Abscheidegrades auf. Die Abscheidung beruht dann fast ausschließlich auf Trägheitseffekten. Kommen Partikel kleiner als 0,3 μm vor, so ergibt sich ein Anstieg des Abscheidegrades in Richtung kleiner Teilchen, was auf die Zunahme des Diffusionstermes E_{Di} zurückzuführen ist (Tab. 1). Die Berücksichtigung einer Mikrostruktur der Oberfläche kann nach Ahmed (1979) zu einer Erhöhung des Abscheidegrades führen, wobei

Änderungen im Verlauf der Funktion $E(d)$ allerdings nicht zu erwarten sind.

"Bei der Untersuchung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen mit Durchmessern von 10^{-3} bis $5\text{ }\mu\text{m}$ auf Filterpapier, Aluminiumfolie und Rauhfasertapeten (Abb. 1) weist Ahmed (1979) darauf hin, daß die Ablagerung von Partikeln mit Durchmessern kleiner als $0,4\text{ }\mu\text{m}$ durch Brown'sche Diffusion verursacht wird und größere Partikel durch Interzeption, Impaktion und Sedimentation abgeschieden werden. Der Einfluß der turbulenten Diffusion erstreckt sich auf den gesamten Teilchenbereich der Partikel, wobei für die größeren Partikel Sedimentationseffekte gegenüber Interzeptionseffekten überwiegen." (Jonas und Vogt 1982)

Ebenso wie der Abscheidegrad weist auch die Ablagerungsgeschwindigkeit bei einem Durchmesser von etwa $0,5\text{ }\mu\text{m}$ ein Minimum auf (Abb. 1). Dieses kann wie das Minimum des Abscheidegrades durch wenig wirksame molekulare Diffusion sowie geringe Trägheits- und Interzeptionseffekte erklärt werden.

Nach Sehmel (1971) ergibt sich ebenfalls ein Minimum der Ablagerungsgeschwindigkeit im Bereich zwischen $0,06$ und $0,5\text{ }\mu\text{m}$. Dieses wird durch wenig wirksame Diffusions- und Sedimentationseffekte erklärt. Eine turbulente Diffusion ist nach Angaben des Autors im gesamten Partikeldurchmesserbereich zwischen 10^{-3} und $10^2\text{ }\mu\text{m}$ wirksam. Ist der Partikeldurchmesser kleiner als $1\text{ }\mu\text{m}$, so wird die Aerosolablagerung außerdem von der molekularen Diffusion bestimmt. Der Einfluß der Sedimentation auf den Ablagerungsprozeß ist stärker als der der turbulenten Diffusion, falls der Partikeldurchmesser $20\text{ }\mu\text{m}$ überschreitet. Näheres zur Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeiten in Sehmel (1971) wird aus Gründen der Übersicht erst in Kap. 2.3 behandelt.

"Nach Slinn (1977) werden Partikel durch Trägheitseffekte abgelagert, wenn ihr Durchmesser zwischen 2 und $10\text{ }\mu\text{m}$ liegt." (Jonas und Vogt 1982)

Als Sedimentationsgrenze, d.h. als Grenze, von der an die Ablagerung der Partikel nur noch dem Einfluß von Gravitations- und Reibungskraft unterliegt, bezeichnen Horbert et al. (1976) den Teilchenbereich ab 10 bis 18 μm .

2.2.2 Ablagerung von Gasen

In Kap. 2.1 ist angeklungen, daß auch die Ablagerung von Gasen von molekularer und turbulenter Diffusion beeinflußt wird. Darüber hinaus sind für die Ablagerung von Gasen an der Vegetation aber alle Effekte von Bedeutung, die mit der Wechselwirkung zwischen Gasmolekülen und Pflanzen zusammenhängen. Bélot unterscheidet hierbei zwischen chemischen Reaktionen, die auf der Epidermis der Blätter stattfinden, sowie zwischen Effekten, die die Öffnung der Stomata und interzelluläre chemische Reaktionen betreffen und stellt für den Depositionsfluß von Gasen die Gleichung

$$N = \frac{X}{r_a + (r_s + r_m) r_b} = \frac{X}{r_g} \quad (40)$$

r_g Gesamtwiderstand (Kehrwert der Ablagerungsgeschwindigkeit)

r_a aerodynamischer Widerstand

r_s Widerstand zur Charakterisierung der Aufnahme des Gases durch die Stomata

r_m Widerstand an den Wänden der Schließzellen und zum Kennzeichnen chemischer Reaktionen im Zellinneren

auf, wobei für r_b gilt:

$$r_b = r_o / (r_o + r_s + r_m) \quad (41)$$

r_o Widerstand zur Beschreibung der chemischen Reaktionen des Gases auf der Epidermis

Die Widerstände r_o und r_m hängen von chemischen Eigenschaften des Gases ab; für die Widerstände r_a und r_s sind nach Bélot (1977) physikalische Effekte verantwortlich. r_a und r_s sind mit dem molekularen Diffusionskoeffizienten durch die empirischen Gleichungen

$$r_a = \text{const } K_m^{-0,66} \quad (42)$$

$$r_s = \text{const } K_m^{-1} \quad (43)$$

verknüpft (Bélot 1977).

In (40) und (41) wird davon ausgegangen, daß die Ablagerung von Gasen in Termen des Kehrwertes der Transportgeschwindigkeit (Ablagerungsgeschwindigkeit), des sogenannten Widerstandes, betrachtet werden kann. Nach Gleichung (40), (41), (42) und (43) ist ein Einfluß der turbulenten Diffusion auf den Ablagerungsprozeß nicht zu erwarten.

Dieses Ergebnis von Bélot (1977) widerspricht den experimentellen Ergebnissen der Jodablagerungsversuche (Heinemann and Vogt 1980), den theoretischen Überlegungen in diesem Kapitel und den Ausführungen in Chamberlain and Chadwick (1966). Hiernach erhält man für die Ablagerungsgeschwindigkeit bzw. den Gesamtwiderstand

$$r_g = \frac{x_1 - x_0}{N} = r_A + r_B + r_s \quad (44)$$

x_1	Schadstoffkonzentration in der Höhe z_1
x_0	Schadstoffkonzentration unmittelbar in Bodennähe
N	Schadstofffluß zur Vegetation
r_A	Widerstand in der Schicht zwischen der Höhe z_1 , wo die zeitintegrierte Konzentration gemessen wird, und der Obergrenze der Vegetation
r_B	Widerstand unmittelbar an der Grenzschicht zur Vegetation
r_s	beim Transport auftretender Widerstand auf oder in der Oberhaut der Pflanzenblätter

Da der Transport in der Schicht zwischen der Höhe z_1 und der Obergrenze der Vegetation von der turbulenten Diffusion beeinflusst wird, gilt (vgl. Gleichung (14))

$$r_A = \frac{u_1}{u_*^2} \quad (45)$$

u_1 Windgeschwindigkeit in der Höhe z_1

Unmittelbar an der Grenzschicht zur Vegetation herrscht nach Chamberlain and Chadwick (1966) eine laminare Strömung. Deshalb wird die Transportrate von der molekularen Diffusion und somit von molekularen Eigenschaften des Transportmediums und des Schadstoffes bestimmt. Der Widerstand r_b ergibt sich nach Chamberlain and Chadwick (1966) durch die Beziehung

$$St^{-1} = u_* r_b \quad (46)$$

St Stanton Zahl

Die Stanton Zahl gibt den Unterschied zwischen Wärme- oder Massentransport und dem Impulstransport zur Erdoberfläche an (Chamberlain 1966). Für die Stanton Zahl ermittelten Owen and Thomson (1963) in Windkanalversuchen die empirische Gleichung

$$St^{-1} = \varphi \left(\frac{u_* H_V}{\nu_L} \right)^m \left(\frac{\nu_L}{K_m} \right)^s \quad (47)$$

	ν_L	kinematische Viskosität
φ	=	0,52
m	=	0,45
s	=	0,8
H_V	=	30 z_0
K_m		molekularer Diffusionskoeffizient

Der Widerstand r_s in (44) ergibt sich ebenfalls nach Gl. (43). Für const wird ein Wert von 0,08 cm vorgeschlagen. Das bedeutet nach Chamberlain und Chadwick (1966), daß der Stomatawiderstand gleich dem Widerstand für den Transport durch molekulare Diffusion durch eine stagnierende Luftschicht von 0,08 cm Dicke zu setzen ist.

2.3 Semiempirische und empirische Gleichungen

Sehmel (1971) unterscheidet bei der Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Partikeln mit Durchmessern von 10^{-3} bis $10^2 \mu\text{m}$ zwischen Diffusions- und Sedimentationsabscheidung und geht von dem Depositionsfluß in Gleichung (21) aus. Nach Einführung von dimensionslosen Variablen

$$z_+ = z u_* / \nu_L \quad (48)$$

$$\tau_+ = \tau u_*^2 / \nu_L = \frac{\rho_p d^2 u_*^2}{18 \eta \nu_L} \quad (49)$$

- z Höhe über der Oberfläche
- z_+ dimensionslose Höhe
- u_* Schubspannungsgeschwindigkeit
- ν_L kinematische Viskosität der Luft
- τ Relaxationszeit für Partikel
- τ_+ dimensionslose Relaxationszeit
- ρ_p Dichte der Partikel
- η dynamische Viskosität der Luft

und Darstellung des Diffusionskoeffizienten ϵ als explizite Funktion von z_+ und τ_+ , d.h.

$$\epsilon / \nu_L = f(z_+, \tau_+) \quad (50)$$

ϵ Diffusionskoeffizient (molekulare und turbulente Diffusion)

erhält man nach Sehmel (1971) für glatte horizontale Oberflächen bei der Sinkgeschwindigkeit v_s die Ablagerungsgeschwindigkeit

$$v_g = \frac{v_s}{1 - (1/\beta)} \quad (51)$$

$$\text{mit } \beta = \exp \left(\frac{-v_s}{u_*} \int_{z_+}^{r_+} \left(\frac{dz_+}{\epsilon / \nu_L + K_m / \nu_L} \right) \right) \quad (52)$$

Dabei ist die Relaxationszeit definiert als diejenige Zeit, in der die durch eine Luftströmung auf ein starres Hindernis her-

vorgerufene Kraft auf den e^{-1} -fachen Ausgangswert vermindert wird, wobei gleichzeitig dieses Partikel den e^{-1} -fachen Wert der einwirkenden Geschwindigkeit erreicht (vgl. Davies 1966a).

Als Integrationsbedingung in Gleichung (52) gilt

$$x(r_+) = 0 \quad (53)$$

r_+ dimensionsloser Partikelradius

$$r_+ = r u_*/v_L \quad (54)$$

Dies bedeutet, daß die Konzentration in einer Entfernung von der Oberfläche, die gleich dem Radius der Partikel ist, den Wert 0 annimmt und somit für die Ablagerung eine totale Senke vorliegt (Kap. 2.1).

In dem Term $\frac{\epsilon}{v_L}$ werden nach Sehmel (1971) sowohl Trägheitseffekte als auch turbulente Diffusion und Viskosität berücksichtigt. Nach Anpassung an experimentell bestimmte Ablagerungsgeschwindigkeiten ergibt sich hierfür

$$\frac{\epsilon}{v_L} = 0,011 z_+^{1,1} \tau_+^{1,1} \quad (55)$$

Die Sinkgeschwindigkeiten in Gleichung (51) und (52) und der molekulare Diffusionskoeffizient K_m wurden nach Fuchs (1964) und Davies (1966a) berechnet.

In Kap. 3.4.3 werden die in Jülich gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten mit den von Sehmel nach Gleichung (51) vorhergesagten Werten verglichen.

Aus der Diffusionsgleichung in der dimensionslosen Form

$$v_+ = \frac{\epsilon dX_+}{v_L d\zeta_+} \quad (56)$$

$$\text{mit} \quad = \frac{X(\zeta)}{X_M} \quad (57)$$

$X(\zeta)$ Konzentration im Abstand ζ von den Rohrwänden

X_M Konzentration im Mittelpunkt des Rohres

$$\zeta_+ = \zeta u_*/v_L \quad (58)$$

ζ Abstand von den Rohrwänden

$$v_+ = v_g / u_* \quad (59)$$

$$v_g = \frac{N}{X_M} \quad (60)$$

und der aus Experimenten von Schlinger and Sage (1953) hergeleiteten empirischen Formel

$$\frac{K_t}{v_L} = \frac{\zeta_+}{1000 \left(\frac{2,5 \cdot 10^7}{Re'} \right)^{0,08} \frac{\zeta_+}{400 + \zeta_+}} \quad (61)$$

Re' Reynolds'sche Zahl des Rohres

hat Davies (1966a), (1966b) unter der Annahme eines zur Rohrachse radialsymmetrischen Konzentrationsprofils für turbulente Strömungen in einem glatten Rohr die Gleichung

$$\frac{1}{v_+} = [I] \mathcal{R}_+ ds_+ + r_+ + \left(\frac{1}{v'_+} \right) ds_+ + r_+ \quad (62)$$

mit

$$[I] \mathcal{R}_+ ds_+ + r_+ = \int \frac{\mathcal{R}_+ \frac{d\zeta_+}{ds_+ + r_+}}{\frac{K_t}{v_L}} = \int \frac{\mathcal{R}_+ \frac{\zeta_+}{1000 \left(\frac{2,5 \cdot 10^7}{Re'} \right)^{0,08} \frac{\zeta_+}{400 + \zeta_+}}}{\zeta_+} d\zeta_+ \quad (63)$$

$$v'_+ = v'/u_* \quad (64)$$

v' Radialkomponente der Wurzel des Quadrates der mittleren Windgeschwindigkeitsfluktuation

$$r_+ = ru_*/v_L \quad (65)$$

r Partikelradius

$$\mathcal{R}_+ = \mathcal{R}u_*/v_L \quad (66)$$

$\mathcal{R}$ Radius des Rohres

$$Re' = \frac{\mathcal{R} v}{\nu_L} \quad (67)$$

Re' Reynolds'sche Zahl im Windkanal

v Strömungsgeschwindigkeit im Windkanal

$\mathcal{R}$ Durchmesser des Rohres

ν_L kinematische Zähigkeit

$$ds_+ = ds \, u_*/\nu_L \quad (68)$$

ds Bremsweg

τ_+ dimensionslose Relaxationszeit (siehe (49))

$$ds_+ = (v'_+)^2 \tau_+ \quad (69)$$

hergeleitet. v'_+ läßt sich durch die Gleichung

$$v'_+ = \frac{1}{2} \left(1 - \frac{r_+ + 10}{\tau_+} \right) + \sqrt{\frac{1}{4} \left(1 - \frac{r_+ + 10}{\tau_+} \right)^2 + \frac{r_+}{\tau_+}} \quad (70)$$

bestimmen. Zu den in Gleichung (62) angegebenen Integrationsgrenzen ist folgendes zu sagen:

1. Es wird in Davies (1966a) angenommen, daß innerhalb des Bereiches zwischen ds und den Rohrwänden die turbulente Diffusion von keiner Bedeutung ist. Unter dem Bremsweg ds versteht man den Abstand, in dem Partikel aufgrund ihrer Trägheit zur Ruhe kommen, wenn sie mit der Geschwindigkeit v in die ruhige Luft vor der Grenzfläche eindringen. Für turbulente Strömungen wird der Bremsweg durch die Gleichung

$$ds = v'^2 \tau \quad (71)$$

v' Radialkomponente der Wurzel des Quadrates der mittleren Windgeschwindigkeitsfluktuation

τ Relaxationszeit

bestimmt.

2. Wenn der Mittelpunkt der Partikel im Abstand r von der Oberfläche entfernt ist, berühren die Teilchen die Oberfläche.

In Kap. 3.4.3 werden die nach Davies (1966b) erzielten Ablagerungsgeschwindigkeiten von Partikeln dargestellt und mit den Resultaten der Jülicher Freilandmessungen verglichen. Dabei wird deutlich werden, daß die nach den Gleichungen (56) bis (70) bestimmten Werte stark vom Partikeldurchmesser abhängen. Da bei der Bestimmung von τ_+ in Gleichung (70) nach Gleichung (49) auch die Dichte ρ_p eingeht, dürfte hiernach auch die Art des Aerosols eine Rolle bei der Ablagerung spielen.

Ebenfalls einen funktionalen Zusammenhang zwischen Aerosolablage-
 rungs- und Partikeldurchmesser ermittelten Craig et al. (1976). Aus Windkanalversuchen ergibt sich die empirische Gleichung

$$\ln v_g = b_0 + b_1 \ln d_a \quad (72)$$

$$b_0 = -5,645$$

$$b_1 = 1,849$$

d_a aerodynamischer Äquivalentdurchmesser (Definition siehe Kap. 2.4 Gleichung (77))

Ergebnisse der Messungen werden in Tabelle 19 (Kap. 2.4) aufgeführt.

Slinn (1977) stellt für die Ablagerung von Partikeln auf Vegetation die Gleichung

$$v_g = v_s - \frac{\xi u_*^2 E_j}{\bar{u}_g \beta'} + \frac{\rho u_*}{\rho' u_* + C_V H_V} \left(C_V H_V + \frac{u_*^2 E_j}{\beta' \bar{u}_g} \right) \quad (73)$$

ξ Parameter für Resuspension
 $\bar{u}_g$ mittlere Windgeschwindigkeit über der Vegetationsschicht

E_j Einfangwirkungsgrad
 C_V Anteil von Partikeln, der von der Vegetation pro
 Sekunde ausgefiltert wird
 H_V Höhe der Vegetation
 $\beta = \nu' = 0,4$

auf.

Für den dimensionslosen Parameter ξ wird kein Wert angegeben. Der Einfangwirkungsgrad läßt sich durch die empirisch ermittelte Gleichung (siehe Jonas 1978)

$$E_j = 10^{-3/\psi} + \frac{\beta'}{0,4} \left(\frac{\nu_L}{K_m} \right)^{0,6} \quad (74)$$

ψ Stokes'sche Zahl
 ν_L kinematische Viskosität
 K_m molekularer Diffusionskoeffizient

darstellen. C (Gleichung (73)) hängt u.a. von der Biomasse der Vegetation, der zur Verfügung stehenden Ablagerungsfläche und der Windgeschwindigkeit in der Vegetationsschicht ab.

Gleichung (73) zeigt, daß die Ablagerung von Partikeln auf Vegetation nicht nur von Diffusions-, Sedimentations- und Trägheitseffekten und damit von Schubspannungsgeschwindigkeit und Partikeldurchmesser sondern auch von Art, Dichte und Höhe der Vegetation beeinflusst wird. Nach Slinn (1977) ergibt sich vor allen Dingen für Partikel kleiner als $10 \mu m$ eine deutliche Zunahme der Ablagerungsgeschwindigkeit mit der Biomasse und der Höhe der Vegetation. Dieses Ergebnis kann, wie gezeigt werden wird, durch die Jülicher Ablagerungsversuche bestätigt werden (Kap. 3.4.1). Die größten Ablagerungsgeschwindigkeiten erhält man nach Slinn (1977) für einen Bewuchs mit großer Dichte und Höhe (z.B. Wälder bestimmten Bestandesaufbaues, wie Fichten- oder Tannenbestände hohen Bestockungsgrades und Kronenschlusses). Bei einem Partikeldurchmesser von z.B. $5 \mu m$, einer Schubspannungsgeschwindigkeit von 50 cm/s und einer mittleren für die Vegetationsschicht gültigen Windgeschwindigkeit von 1 m/s ergibt sich hierfür eine Depositionsgeschwindigkeit von 18 cm/s .

Die Jodablagerungsversuche (Heinemann and Vogt 1980) zeigten, daß die Ablagerung von elementarem Jod auf Klee bei gleicher Trockenmasse um einen Faktor 2 bis 4 größer als auf Gras ist, so daß festgestellt werden kann, daß auch bei der Jodablagerung die Art und Struktur der Vegetation eine wichtige Rolle spielt.

Heinemann and Vogt (1980) stellten außerdem fest, daß die Ablagerung von elementarem Jod auf Grasbeständen von der Trockenmasse und damit ebenfalls von der Biomasse abhing. Unter der Trockenmasse versteht man das Trockengewicht der Vegetation pro Grundflächeneinheit. Bestimmt man die Trockenmasse des Grases, so wird sowohl Dichte als auch Höhe des Grases erfaßt.

Wie bereits in Kap. 2.1 erwähnt wurde, ergab sich bei den Experimenten nach Heinemann and Vogt (1980), daß die Ablagerungsgeschwindigkeit proportional zur Schubspannungsgeschwindigkeit war.

Aus Kap. 2.2 geht hervor, daß die Ablagerung von Gasen von chemischen Prozessen auf oder in der Pflanze beeinflusst wird und auch von der Größe der Öffnung der Stomata abhängt. Für chemische Reaktionen des Jods ist die Feuchtigkeit der Epidermis von Bedeutung. Die Aufnahmebereitschaft der Pflanze wird sowohl durch äußere Faktoren, d.h. klimatische Einflüsse, wie z.B. relative Feuchte, als auch von "inneren" Faktoren, die den Zustand der Pflanze und wiederum die Feuchtigkeit der Ablagerungsfläche betreffen, bestimmt. Deshalb ist es leicht einzusehen, daß die in Jülich ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten von Jod (Heinemann and Vogt 1980) von der Feuchtigkeit der Oberhaut der Pflanzenblätter, von Zustand und Wachstumsphase der Vegetation sowie von der relativen Feuchte abhängen.

Die Ergebnisse zu den Jodablagerungsexperimenten (Heinemann and Vogt 1980) konnten demnach recht gut durch die Gleichungen

$$v_g = c B F D u_* \quad (75)$$

bzw.

$$v_g = c B F^{\mu} D^{\nu} u^{\rho} \quad (76)$$

c	Konstante
B	biologischer Qualitätsfaktor
F	relative Feuchte
D	Trockenmasse
u	Schubspannungsgeschwindigkeit
μ	= 0,95
ν	= 0,89
ρ	= 1,14

wiedergegeben werden.

Der biologische Qualitätsfaktor in (75) und (76), der, wie die Ergebnisse der Jodablagerungsexperimente zeigten, jahreszeitabhängig war, beschreibt Art, Zustand und Wachstumsphase der Vegetation. In der Konstanten c sind alle Parameter enthalten, die in den Gleichungen nicht aufgeführt werden, da sie unbekannt sind. Nach Bunch (1966), Bunch (1968) und Zimbrick and Voillequé (1969) ergeben sich für ν die Werte 0,84, 1,0 und 0,89, so daß hier recht gute Übereinstimmungen zu Heinemann and Vogt (1980) bestehen. (Zu den Arbeiten von Bunch (1966), Bunch (1968) siehe auch Tab. 16)

Parallelmessungen in Heinemann and Vogt (1980) zeigten, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit von elementarem Jod auf feuchter Grasoberfläche um einen Faktor 2,9 höher lag als auf trockener Grasoberfläche. Auf feuchtem Klee wurden um einen Faktor 5 bis 8 größere Ablagerungsgeschwindigkeiten als auf trockenem Gras gemessen. Vergleicht man diese Angaben mit dem Faktor für trockenen Klee, der, wie bereits erwähnt wurde, zwischen 2 und 4 lag, so kann auch hier eine Zunahme der Ablagerungsgeschwindigkeit auf feuchter gegenüber trockener Oberfläche festgestellt werden.

In Kap. 2.4 (Tab. 13) werden die Mittelwerte der in Heinemann and

Vogt (1980) gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten von elementarem Jod angegeben.

Zum Abschluß dieser theoretischen Beschreibung der Ablagerung sei nochmals darauf hingewiesen, daß in den Kap. 2.1 und 2.3 aufgeführte theoretische und semiempirische Ansätze zur Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit in Kap. 3.4.3, 4.6 und 5 mit den Ergebnissen der Jülicher Ablagerungsversuche bzw. den in der Literaturuntersuchung ermittelten Werten für Gase verglichen werden.

2.4 Ein Literaturüberblick über gemessene Ablagerungsgeschwindigkeiten von Gasen und Aerosolen

Die in Kap. 2 bisher erzielten Ergebnisse können wie folgt zusammengefaßt werden:

1. Bei der Ablagerung von Gasen und insbesondere von Aerosolen liegt eine partielle Absorption vor.
2. Die Ablagerung von Aerosolen ist ein physikalischer Prozess, in dem molekulare und turbulente Diffusion sowie Interzeptions-, Trägheits- und Sedimentationseffekte von Bedeutung sind. Der Anteil der einzelnen Ablagerungsmechanismen an der Gesamtablagerung hängt im wesentlichen vom Partikeldurchmesser ab. Turbulente Diffusion ist unabhängig vom Partikeldurchmesser der Aerosole immer am Aerosolablagerungsprozess beteiligt.
3. Die Ablagerung von Gasen wird außer von der molekularen und turbulenten Diffusion von Bindungskräften zwischen Gasmolekül und Oberfläche, den sogenannten Adsorptionseffekten, beeinflusst. Bélot (1977) unterscheidet bei der Ablagerung von Gasen auf Vegetation zwischen auf der Epidermis und im Zellinneren der Pflanzen stattfindenden chemischen Reaktionen der Gase. Für die Ablagerung von Gasen ist auch die Größe der Öffnung der Stomata der Pflanzenblätter von Bedeutung, da Gasmoleküle durch molekulare Diffusion in das Blattinnere eindringen können.

4. Die Ablagerungsgeschwindigkeit von Gasen und Aerosolen auf Vegetation hängt von der Schubspannungsgeschwindigkeit und auch von der zur Verfügung stehenden Ablagerungsfläche ab, womit Dichte, Höhe und Art der Vegetation angesprochen werden. Maßgeblich für die Aerosolablagerung ist vor allen Dingen aber, wie bereits erwähnt wurde, der Partikeldurchmesser. Für die Ablagerung von Gasen sind dagegen Faktoren von Bedeutung, die das Öffnen der Stomata beeinflussen, z.B. Feuchtigkeit der Luft, Feuchtigkeit der Oberfläche und Zustand der Vegetation. Die Ablagerung von Aerosolen, insbesondere aber von Gasen, die nach Punkt 3 chemische Reaktionen mit der Oberfläche eingehen, wird von der Art der Substanz bestimmt.

Nachdem auf den physikalischen Hintergrund der Ablagerung von Gasen und Aerosolen eingegangen worden ist, soll im folgenden die Größenordnung der gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten von Gasen und Aerosolen aus der Literatur in Form von Tabellen dargestellt werden, und zwar in Abhängigkeit von den nach diesem theoretischen Überblick als wesentlich erscheinenden Größen Schubspannungsgeschwindigkeit u_* , Trockenmasse D , relative Feuchte F bzw. Schubspannungsgeschwindigkeit u_* , Aerosoldurchmesser d und Trockenmasse D .

In den Tabellen 2 bis 27 werden die Ablagerungsgeschwindigkeiten von umweltschutzrelevanten Gasen (Schwefeldioxid, Fluor- bzw. Fluorwasserstoff, Peroxiacetylnitrat (PAN), Chlor, Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid, Ozon, elementares Jod, Methyljodit) und Aerosolen für verschiedene Grenzflächen (z.B. Zement, Asphalt, Filterpapier, Metall- und Kohleplatten, Wasser- und Schneeflächen, Erdböden, Gras, Blätter und Nadeln von Bäumen) aufgeführt.

Schwefeldioxid ist ein besonders weitverbreitetes Schadgas. Nach Däbler (1976) entsteht Schwefeldioxid überall dort, wo schwefelhaltige Brennstoffe, wie z.B. Braunkohle, Steinkohle und Heizöl in Feuerungsanlagen zur Erzeugung von Wärme, Dampf oder elektrischer Energie verbrannt werden. Als Emissionsquellen können nach Tendron (1964), Bovay und Zuber (1969), Linzon (1971)

und Däßler (1976) explizit Kokereien, Erzsinteranlagen, Sulfitzellstoffwerke, Schmelzöfen, Hausfeuerungen, Erdölraffinerien, Schwefelsäure- und Düngemittelfabriken genannt werden.

Ebenfalls weitverbreitet sind Fluorgase. Nach Däßler (1976) werden Fluorverbindungen gasförmig oder fest mit den Abgasen der Aluminiumhütten, der Phosphatdüngemittelindustrie oder bei der Stahlerzeugung aus Flußmitteln und bei der Kohleverbrennung freigesetzt. Als weitere Emittenten kommen Gießereien, Keramische Industrien, Faser- und Glasindustrien und Ziegeleien hinzu (Bovay und Zuber 1969, Linzon 1971 und Mielke 1977).

Elementares Chlor (Cl_2) sowie Chlorwasserstoff (HCl) verwendet man nach Däßler (1976) bei der Herstellung von Kunststoffen und Insektiziden. Außerdem werden nach Däßler (1976) Chlorverbindungen bei der Verbrennung PVC-haltiger Kunststoffabfälle freigesetzt. Nach Hindawi (1968) kann Chlor auch bei der Aufbereitung von Si Cl_4 in Hochtemperaturöfen von Glasfabriken entstehen. In Linzon (1971) wird von aus einem Tankwagen ausströmenden Chlorgasen berichtet.

Nitrose Gase, ein Gemisch von Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO_2), Distickstofftrioxid (N_2O_3) und Distickstofftetroxid (N_2O_4), treten als Nebenprodukte chemischer Prozesse, bei der Salpetersäureherstellung und bei der Schwefelsäuregewinnung auf (Däßler 1976). Nach van Haut (1975) hat sich als dominierende Quelle für Stickstoffdioxidemissionen die Verbrennung von Öl, Kohle, Gas und Kraftstoffen herausgestellt.

Oxidationsprodukte aus Stickstoffoxiden sind Ozon (O_3) und Peroxyacetylnitrat (PAN). Die Verbindungen entstehen bei Tageslicht unter den besonderen Bedingungen einer thermischen Inversion und gewinnen hauptsächlich in Zonen mit hoher Bevölkerungsdichte und starker industrieller Zusammenballung eine immer größere Bedeutung (Bovay und Zuber 1969).

Nach Heinemann und Vogt (1976) ist neben der Ablagerung von elementarem Jod die Ablagerung von organisch gebundenem (Methyljodid)

und an Aerosole angelagertem Jod zu beachten, da alle drei Formen mit der Abluft aus kerntechnischen Anlagen freigesetzt oder während des Transportes in der Atmosphäre gebildet werden.

In Tab. 19 bis 27 werden Ablagerungsgeschwindigkeiten für verschiedene Aerosolarten entsprechend der Reihenfolge der Literaturstellen angegeben.

Einen breiten Raum unter den konventionellen staubförmigen Emissionsprodukten nehmen aus Verbrennungsanlagen entweichende oder bei metallurgischen Prozessen entweichende Stäube ein. Nach Däßler (1976) werden auch Emissionsprodukte der Zementindustrie zu den Bestandteilen der Luftverunreinigungen gezählt. Es sind in diesem Zusammenhang außerdem noch im Kraftfahrzeugauspuff enthaltene Bleipartikel, Staubpartikel aus Steinkohle- und Braunkohlekraftwerken, Asbestpartikel sowie bei Reaktionen mit feuchter Luft aus Schwefeldioxid entstehende Schwefelsäuretropfen zu nennen.

Vergleicht man die für die genannten aerosolhaltigen Luftverunreinigungen in Tab. 28 angegebenen Durchmesser mit den Aerosoldurchmessern für die Ablagerungsgeschwindigkeiten in Tab. 19 bis 27, so kann eine Übereinstimmung der Durchmesserbereiche festgestellt werden, so daß die Größenordnung der aus der Literatur zusammengestellten Depositionsgeschwindigkeiten (Tab. 19 bis 27) realistisch sein dürfte.

Zu der in Tab. 28 angegebenen Größe von Partikeln aus Bleiverbindungen in Motorabgasen sei noch die Bemerkung hinzugefügt, daß auch Vogt et al. (1974) hierfür eine große Schwankungsbreite nennen. Nach Vogt et al. (1974) liegen 70 % der emittierten Bleipartikel in einem Durchmesserbereich von $0,01 - 10 \mu\text{m}$, wobei das Spektrum der Teilchen nicht unerheblich vom Verbrennungsprozess, von der Auspuffanlage oder von evtl. vorhandenen Filtereinsätzen abhängt. Das Maximum der Partikelgrößenverteilung dürfte hier nach bei einer Größe von $0,5 \text{ bis } 0,7 \mu\text{m}$ erwartet werden.

Zu den Tabellen 19 bis 27 ist grundsätzlich noch zu bemerken, daß in der 3. Spalte der geometrische Durchmesser, der mittlere Zähl-

ratendurchmesser oder "Count Median Diameter" (CMD), der mittlere aerodynamische Durchmesser oder "Activity Median Aerodynamic Diameter" (AMAD), oder der mittlere aerodynamische Massendurchmesser angegeben wird.

Der mittlere Zählratendurchmesser (CMD) ist der Durchmesser der Partikel in der Häufigkeitstabelle, bei dem die kumulative Häufigkeit 50 % beträgt.

Nach Dana (1971) gilt zwischen dem aerodynamischen Durchmesser d_a (Einheit μm) und dem geometrischen Durchmesser kugelförmiger Partikel d (Einheit μm) die Beziehung

$$d_a = d \sqrt{\frac{\rho_p c_1}{\rho_o c_o}} \quad (77)$$

ρ_p Dichte des Partikels
 c_1 Cunningham - Korrekturfaktor

$$c_1 = c_o + 0,16/d \quad (78)$$

c_o Normierungsfaktor
 ρ_o Einheitsdichte

Der mittlere aerodynamische Aktivitätsdurchmesser (AMAD) ist der aerodynamische Durchmesser der Partikel, bei dem 50 % der Summenaktivität erreicht ist.

Der mittlere aerodynamische Massendurchmesser (MMAD) ist der aerodynamische Durchmesser der Partikel, die 50 % der Gesamtmasse der Substanz ausmachen.

Angaben über Zustand und Art der Vegetation, was vor allen Dingen für die Interpretation der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Gasen von Bedeutung sein dürfte, können aus der Spalte "Grenzfläche" der Tabellen 2 bis 27 entnommen werden.

Da eine Wertung der Meßergebnisse den Rahmen der Arbeit sprengen würde, wird hiervon weitgehend Abstand genommen. Durch die Be-

merkungen in der letzten Spalte der Tabellen und im nachfolgenden Text soll jedoch die Benutzung der Literaturwerte der Ablagerungsgeschwindigkeiten erleichtert werden. Dabei werden vor allen Dingen die experimentellen Bedingungen und Auswertungsmethoden, unter denen die Ergebnisse zustande gekommen sind, aufgezeigt. Ob es sich bei den aufgeführten Ablagerungsgeschwindigkeiten um in Freilandversuchen, Windkanalversuchen oder in Laborexperimenten ermittelte Werte handelt, kann entweder aus den Bemerkungen oder aus den Überschriften zu den Tabellen entnommen werden.

Aus Bemerkungen zu Tabelle 2, 3, 4, 6 und 7 geht hervor, daß die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid in der Literatur vielfach durch die radioaktive Tracermethode, die Gradientenmethode oder die Profilmethode bestimmt werden.

Bei der radioaktiven Tracermethode, die auch bei den Jülicher Aerosolablagerungsversuchen Anwendung fand, wird die Ablagerungsgeschwindigkeit nach Gleichung (1) ermittelt.

Bei der Gradientenmethode bestimmt man die Ablagerungsgeschwindigkeit durch Kombination von Gleichung (2), (15) und (24), so daß gilt:

$$v_g = k u_* (z - \delta) \frac{\partial \chi}{\partial z} / \chi(z) \quad (79)$$

k 0,4 (von Karman - Konstante)

u_* Schubspannungsgeschwindigkeit

$\chi(z)$ Konzentration in der Höhe z

δ zero displacement (siehe Gleichung (22))

Den Ausdruck für den Depositionsfluß nach der Profilmethode (Shephard 1974) erhält man, indem man nach Einführung des "zero displacement" die Differenz der Konzentrationen $\Delta\chi = \chi_2 - \chi_1$ nach Gleichung (9) bildet, Gleichung (10) einsetzt und diese Gleichung dann nach N auflöst. Es ergibt sich

$$N = \frac{k u_* \Delta x}{\ln A_K - \Delta \psi_H} \quad (80)$$

ψ_H Stabilitätsfunktion (siehe Gleichung (11))

$$A_K = \frac{z_2 - \delta}{z_1 - \delta} \quad (81)$$

$$\Delta \psi_H = \psi\left(\frac{z_2 - \delta}{L}\right) - \psi\left(\frac{z_1 - \delta}{L}\right) \quad (82)$$

L Monin Obukhov'sche Stabilitätslänge

Die Ablagerungsgeschwindigkeit kann dann nach Gleichung (2) ermittelt werden.

In den Arbeiten von Garland et al. (1973), (1974) und Shephard (1974) (Tab. 2) ergeben sich Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid, die proportional zur Schubspannungsgeschwindigkeit sind.

Aus der Veröffentlichung von Payrissat and Beilke (1975) (Tab. 6) ist zu entnehmen:

- Die Bindungsfähigkeit von Böden gegenüber Schwefeldioxidgasen ist groß, wenn der pH-Wert des Bodens hoch ist.
- Die Ablagerung nimmt ab, wenn der Boden schon vorher einer SO_2 -Emission ausgesetzt war.
- Die Ablagerung von Schwefeldioxid auf Gras hängt auch von Bodentyp und -art ab.
- Die Ablagerung von Schwefeldioxid nimmt wie die Ablagerung von elementarem Jod (Kap. 2.3) mit der relativen Feuchte zu.

Letzteres Ergebnis kann, wie die Bemerkungen in Tabelle 6 zeigen, auch durch die im Windkanal durchgeführten Messungen der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid (Garland 1977) bestätigt werden.

Der Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Fluoriden in Israel (1974) (Tab. 8) liegt die Gleichung

$$v_g = \frac{C_{Alf}}{C_{Hf}} \frac{G}{t} \quad (83)$$

C_{Alf} von der Luzerne absorbierte Konzentration von gasförmigen Fluorverbindungen

C_{Hf} mittlere Fluoridkonzentration der Luft

t Expositionsdauer

G Gewicht der Pflanze pro Grundflächeneinheit

zugrunde. Anstelle von (83) kann man nach Israel (1974) auch schreiben:

$$v_g = \frac{Q_G}{G} \quad (84)$$

Q_G Akkumulationskoeffizient

In Israel (1977) (Tab. 8) wird die Ablagerung von Fluoriden in der Nähe einer Aluminiumfabrik untersucht. Die Ergebnisse der Messungen zeigten, daß 84 % der abgelagerten Fluoride in Form von Aerosolen und 16 % in Form von Gasen vorlagen.

Zur Bestimmung der von Israel (1977) für Fluoride ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten in Tab. 8 und Tab. 27 ist zu bemerken:

Für die Ablagerung von Fluoriden auf Vegetation

$$A = Q_G t C_G + Q_P t C_P + q t \quad (85)$$

A von der Luzerne absorbierte Konzentration von Fluorverbindungen

Q_G Akkumulationskoeffizient für gasförmige Fluorverbindungen

Q_P	Akkumulationskoeffizient für an Partikel angelagerte Fluoride
C_G, C_P	Konzentration von gasförmigen bzw. aerosolgebundenen Fluorverbindungen in der Luft
t	Expositionsdauer
q	Koeffizient zur Charakterisierung des Beitrages von Quellen, z.B. Boden

bzw. Filterpapier gilt:

$$D_L = \Lambda_G C_G + \Lambda_P C_P \quad (86)$$

D_L	Akkumulationsrate
Λ_G	Depositionskoeffizient für gasförmige Fluoride
Λ_P	Depositionskoeffizient für aerosolgebundene Fluoride

Nach Bestimmung von Q_G und Q_P kann die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Vegetation (Luzerne) nach Gleichung (84) ermittelt werden. Die Depositionskoeffizienten Λ_G und Λ_P haben für Filterpapier die Bedeutung von Ablagerungsgeschwindigkeiten (Israel 1977).

Die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Ozon im Freiland wurden, wie aus den Bemerkungen zu Tabelle 11 hervorgeht, überwiegend durch die Gradientenmethode bestimmt. Den Ablagerungsgeschwindigkeiten in Droppo and Dorran (1978) liegt jedoch zum Teil die Eddy-Korrelationsmethode zu Grunde. Hierbei wird unmittelbar von der Gleichung

$$v_g = \frac{\overline{x' w'}}{\bar{x}} \quad (87)$$

$\overline{x' w'}$ Kovarianz der Partikelkonzentration mit der vertikalen Windgeschwindigkeit w

ausgegangen.

Dieses Meßprinzip wenden auch Wesley et al. (1977) an, die die Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen über Wiesen und Ackerböden bestimmen (Tab. 27).

Die Ablagerung von Jod (Tab. 12 bis 18) und von Aerosolen (Tab. 19 bis 27) wird vielfach direkt nach Gleichung (1) gemessen. Abweichungen in der Bestimmungsmethode liegen, soweit es in Erfahrung gebracht werden konnte, in den Arbeiten von Bélot (1977), Wesley et al. (1977) (s.o.), Little and Wiffen (1977), Little (1977), Chamberlain (1975) (Kiefernssämlinge), Bélot and Gauthier (1975) und insbesondere bei den Langzeitmessungen in Tab. 27 vor.

Bestimmt man die Ablagerung auf Wäldern nach Gleichung (1), so folgt, daß man unter der Ablagerungsgeschwindigkeit über Bäumen bzw. einem Wald das Verhältnis

$$v_g = \frac{\text{Gesamtablagerung auf dem Wald pro Grundflächeneinheit}}{\text{zeitintegrierte Luftkonzentration über den Bäumen}} \quad (88)$$

zu verstehen hat. In diesem Zusammenhang beschreibt Bélot (1977) die Gesamtablagerung durch die Summe der vertikalen, von der Windgeschwindigkeit abhängigen Einzelflüsse der Aerosole oder Gase zur Blattoberfläche und führt die sogenannte integrale Ablagerungsgeschwindigkeit (Tab. 3, 12, 26)

$$v_w = \frac{1}{C(x,h)} \int_0^h \frac{1}{p} a(z) \omega(z) C(x,z) dz \quad (89)$$

$C(x,h)$ Konzentration am Ort mit der Koordinate x und in der Höhe $z = h$ (Höhe der Baumkronen)

$\omega(z)$ elementare Ablagerungsgeschwindigkeit oder Einfanggeschwindigkeit ("capture velocity")

$$\omega(z) = \frac{\text{Fluß, auf } 1 \text{ cm}^2 \text{ Laubfläche bezogen in } g \text{ cm}^{-2} \text{ s}^{-1}}{\text{Partikelkonzentration in } g \text{ pro cm}^3} \quad (90)$$

$a(z)$ Vertikalverteilung des Blattflächenindex

p = Abschattungsfaktor

$$p = p_1 \cdot p_2 \quad (91)$$

- p_1 Abschattung durch Überlagerung der Blätter
eines Baumes
 p_2 Abschattung durch Überlagerung der Baumkronen

für Kiefernwälder (Bestand aus *Pinus silvestris*) ein.

Die elementaren Ablagerungsgeschwindigkeiten in Gleichung (89) werden in Bélot (1977) in Windkanalversuchen für Windgeschwindigkeiten von 0,5 m/s bis 10 m/s ermittelt. Für die elementare Ablagerungsgeschwindigkeit gilt

$$\omega = \omega(u(z)) \quad (92)$$

d.h. die Ablagerungsgeschwindigkeit hängt von der Windgeschwindigkeit ab, die ihrerseits wieder eine Funktion der Höhe ist.

Für die in Gleichung (89) angegebene Vertikalverteilung des Blattflächenindexes wurde von Bélot (1977) eine Gaußverteilung in der Form

$$a(z) = \frac{\bar{a}_w}{\sqrt{2\pi}\sigma} \exp(-(z-h_m)/2\sigma^2) \quad (93)$$

- $\bar{a}_w$ mittlerer Gesamtblattflächenindex
 $a_w = 15 \text{ m}^2/\text{m}^2$
 σ Streuparameter
 h_m Höhe des Zentrums der Baumkronen

$$h_m = (h + h_o)/2 \quad (94)$$

- h Höhe der Bäume ($h = 15 \text{ m}$)
 h_o mittlere Höhe der Baumstämme ($h_o = 7,5 \text{ m}$)

ermittelt, wobei man für den Streuparameter σ in Gleichung (93)

$$\sigma = 0,18 (h - h_o) \quad (95)$$

erhält.

Zur Bestimmung der vertikalen Windgeschwindigkeiten im Kronen-

raum (92) wurde von einem Exponentialprofil in der Form

$$u(z) = u(h) \exp (- \rho (1 - z/h)) \quad (96)$$

ausgegangen. Die Windgeschwindigkeiten unterhalb des Kronenraumes ergeben sich durch

$$u(z) = u(h_0) \quad (97)$$

h_0 Höhe bei der unteren Grenze der Baumkronen
 ρ ≈ 3 (siehe Bélot 1977)

Auf die bei der Bestimmung der Konzentrationen $C(x,z)$ in (89) zugrundeliegende Theorie wird aus Gründen der Übersicht nicht näher eingegangen. (Hierzu siehe Bélot 1977)

Der Abschattungsfaktor (Gleichung (89) und (91)) wurde von Thom (1971) eingeführt, als man feststellte, daß sich für ein Bohnenfeld, das einer konstanten Luftströmung ausgesetzt worden war, verschiedene Trägheitskoeffizienten ergaben. Der Abschattungsfaktor beschreibt nach Thom (1975) die aerodynamischen Beeinträchtigungen benachbarter Blätter, Zweige und Stämme, die verminderte Wirksamkeit der Impulsübertragung zu der Pflanze als Ganzes. Für die Ablagerung von elementarem Jod und SO_2 in einem Kiefernwald erhält man nach Bélot (1977) einen Abschattungsfaktor von 1. Für die Aerosolablagerung in Kiefernbeständen (Tab. 26) gilt:

$$p = p_1 p_2 = 1,8 \cdot 2 = 3,6$$

Beschreibt man wie in Gleichung (89) die zur Verfügung stehende Ablagerungsfläche durch den Blattflächenindex, so wird die Ablagerung auf den Stämmen und Zweigen der Bäume vernachlässigt. Nach Bélot (1977) beträgt der Anteil der auf den Zweigen von Kiefern und Eichen abgelagerten Partikelkonzentration an der Gesamtablagerung höchstens 10 %. Bei dem Jülicher Ablagerungsversuch Nr. 67 vom 19.4.1982, der mit einem Partikeldurchmesser von $4,6 \mu m$ durchgeführt wurde (Kap. 3.3), konnte festgestellt werden, daß die ab-

gelagerte Aktivität auf den Nadeln der Weißtanne und der Japanischen Lärche etwa 14 bzw. 5 mal so groß war wie auf den unbena-delten Zweigen, wobei allerdings noch hinzugefügt werden muß, daß die Lärche noch nicht vollständig ausgetrieben war und ihre Na-deln mit einer Länge von 0,5 cm erst etwa $1/4$ der Größe des aus-gewachsenen Zustandes erreicht hatten. Auf Grund dieser Tatsachen ist es realistisch, den Anteil der Stämme und Zweige an der Gesamt-ablagerung zu vernachlässigen und bei der Bestimmung einer für die Vegetationsperiode gültigen Ablagerungsgeschwindigkeit von der Blatt-oberfläche als der repräsentativen Ablagerungsfläche auszugehen.

Die Methode der Berechnung der Ablagerung in Wäldern durch inte-grale Ablagerungsgeschwindigkeiten (Bélot 1977) wurde hier des-halb so ausführlich besprochen, weil die Bestimmung der aus den Jülicher Ablagerungsexperimenten resultierenden Ablagerungsge-schwindigkeiten für Bäume in Anlehnung hierzu erfolgt (Kap. 4.1).

Die Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Vegetation in Little (1977) und Little and Wiffen (1977) (Tab. 19, Tab. 26), insbesondere die Werte für Bäume, Brennesseln (*Urtica dioica*) und Moos in Schalen, beziehen sich auf die Oberfläche der Pflanzen bzw. Pflanzenteile. Auch für die in Chamberlain (1975) für Kiefernssämlinge angegebenen Falloutkonstanten (Tab. 26) ist die Nadeloberfläche Bezugsfläche.

Die in Bélot and Gauthier (1975) und Bélot (1977) im Windkanal er-mittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten für Traubeneichen (*Quercus sessiliflora* = *Quercus petraea*) ergeben sich, wie die Bemerkungen zu Tab. 26 zeigen, aus dem Fluß pro cm^2 Blattfläche und der Kon-zentration, was bedeutet, daß es sich bei den Werten um sogenannte elementare Ablagerungsgeschwindigkeiten (Gleichung (90)) handelt.

De Bartoli and Gaglione (1972) bestimmten die Ablagerungsgeschwin-digkeiten (Tab. 27) indirekt. In einer 8jährigen Meßreihe (1963 bis 1971) wurde eine Korrelation zwischen der Ablagerung durch Washout D_W (pCi/m^2) und der monatlichen Niederschlagsmenge N_M (mm) festgestellt. Die Trockenablagerung ergibt sich durch Extrapolation für $N_M = 0$, v_g durch die Beziehung $v_g = K/I$, wobei I die zeitinte-grierte Luftkonzentration pro Monat ist.

Die großräumig ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten von Chloriden auf dem Ozean und auf dem Festland (Erikson 1960) (Tab. 27) werden wie folgt ermittelt:

Aus der Abnahme der Konzentration über Land konnten Aussagen über die Gesamtablagerung der Salze durch Fallout gewonnen werden, der Salzgehalt im Niederschlag lieferte den Washoutanteil. Aus der Differenz beider Größen ergibt sich die Trockenablagerung. Bei diesem Verfahren können nach Erikson (1960) insofern Ungenauigkeiten auftreten, als nachts bei Windstille in die Regenbehälter große, durch Koaleszenz von Wolkentropfen entstehende Partikel gelangen können, die sich durch Fallout ablagern.

Interessant ist die Bemerkung von Erikson (1960), daß große Ablagerungsgeschwindigkeiten mit dem Auftreten von Waldgebieten in Zusammenhang zu bringen sind.

Zu den unter "Pattenden (1974)" in Tab. 27 aufgeführten, großräumig ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten, die unmittelbar nach Gleichung (1) gemessen wurden, ist noch zu bemerken:

Die Ablagerungsgeschwindigkeiten resultieren aus wöchentlichen Mittelwerten von 9 Probenahmestationen. Die Filter, auf denen sich die Partikel ablagerten, befanden sich unter einem Regenschutz in 1,5 m Höhe über dem Boden. Die Bestimmung der Konzentration der Vanadin-, Chrom-, Kobalt-, Kupfer-, Zink-, Arsen-, Selen-, Cadmium- und Quecksilberpartikel erfolgte durch Neutronenaktivierung, während die Blei- und Nickelpartikel durch X-Strahl-Fluoreszenz nachgewiesen wurden. Zwischen Ablagerungsgeschwindigkeit und Partikeldurchmesser besteht mit Ausnahme von Nickel und Kupfer ein Korrelationskoeffizient von 0,79.

Die für Bäume in Chamberlain (1975), Oura (1953a), Oura (1953b) und White and Turner (1970) (Tab. 26 und Tab. 27) angegebenen Ablagerungsgeschwindigkeiten wurden in direkter Weise, d.h. nach Gleichung (88) bestimmt, und zwar wie nachfolgend beschrieben wird.

Die Ablagerungsgeschwindigkeiten in Chamberlain (1975) (Tab. 26) ergeben sich aus den von Yosida and Kuroiwa (1953) durchgeführten Untersuchungen der Filterwirkung von 2 m hohen Fichtenbäumchen (*Picea glehnii*) gegenüber Nebeltropfen mit Durchmessern von ca 18 μm (Kozima et al. 1953). Unter der Ablagerungsgeschwindigkeit wird hierbei das Verhältnis zwischen der in 3 m über den Bäumen gemessenen Tropfenkonzentration und dem von den Bäumen pro Grundflächen- und Zeiteinheit aufgefangenen Tropfengehalt verstanden. Die Messung der aufgenommenen Wassermenge erfolgte mit Hilfe eines an das untere Ende eines Baumstammes festgebundenen Regenschirmes, in dem sowohl das am Stamm herunterfließende Wasser als auch die von den Zweigen fallenden Tropfen aufgefangen wurden. Für das Blattgewicht eines Baumes wurde 1,2 kg ermittelt. Der Baumbestand der 12 m tiefen Schonung wies gleichmäßige Zwischenräume auf, so daß jeder Baum eine Grundfläche von 1,95 m² einnahm. Die während der Versuche außerhalb des Baumbestandes in einer Höhe von 2 m gemessene Windgeschwindigkeit betrug im Durchschnitt 2,8 m/s.

Bei der Messung der in Tabelle 27 angegebenen Ablagerungsgeschwindigkeit von Nebeltröpfchen (Durchmesser 18 μm) auf einem Mischwald an der japanischen Pazifikküste (Oura 1953a, Oura 1953b) wurde davon ausgegangen, daß der vom Wald aufgenommene Wassergehalt durch die Differenz $M' - N'$ zwischen der in den Wald hineinströmenden und der aus dem Wald wieder entweichenden Wassermenge bestimmt werden kann. Zwei horizontal über dem Wald aufgestellte Drahtbehälter dienten zum Einfangen der Nebeltröpfchen. In den einen Behälter gelangten aufwärts und abwärts gerichtete turbulente Strömungen (Flüsse $M' + N'$). Der andere war durch einen Untersatz so konstruiert, daß er nur Aerosole aufnahm, die sich abwärts bewegten (Fluß M'). Die Ablagerungsgeschwindigkeit ergibt sich aus dem Quotienten zwischen der vom Wald aufgenommenen Wassermenge und der in 3 m über dem Wald gemessenen Tropfenkonzentration. Die in Tab. 27 angegebenen Ablagerungsgeschwindigkeiten beziehen sich auf 5 bis 12 m hohe Fichtenarten (*Picea glehnii*) bzw. 6 bis 17 m hohe Birken- (*Betula ermanii*) und Eschenarten (*Fraxinus sieboldiana*), die in Gemeinschaft mit 2 bis 6 m

hohen *Acer mono* (Nippon-Ahorn) wuchsen. Für die in 3 m Höhe über der Baumobergrenze gemessene Windgeschwindigkeit wurden Werte zwischen 1,2 und 5,9 m/s ermittelt. Die Ablagerungsuntersuchungen wurden nachts oder am frühen Morgen durchgeführt.

White and Turner (1970) untersuchten die Ablagerung von Aerosolen (Na, K, Ca, Mg) maritimen Ursprungs auf einem Laubwald aus Trauben- und Stieleichen (*Quercus petraea* bzw. *Quercus robur*), Hänge- und Moorbirken (*Betula pendula* bzw. *Betula pubescens*), Gemeinen Eschen (*Fraxinus excelsior*), Waldhaseln (*Corylus avellana*) und Bergahornen (*Acer pseudoplatanus*) (Blattflächenindex zur Vegetationszeit 7,7). Ein Impaktor wurde in der Mitte des Kronenraumes aufgestellt und die auf dem Filterpapier abgelagerte Substanz von Dezember 1966 bis November 1967 monatlich analysiert. Zunächst wurde die Anzahl bzw. Oberfläche der Blätter pro ha sowie das Trockengewicht der Stämme pro ha bestimmt. Nach einem Vergleich zwischen der Ablagerung auf Filtern, Blättern und Stämmen ergab sich dann die Gesamtablagerung der Aerosole auf dem Wald. War die durchschnittliche Windgeschwindigkeit im Monat bekannt, so konnte mit Hilfe eines über dem Wald angebrachten weiteren Impaktors die Luftkonzentration bestimmt werden in der Annahme, daß die dort ausgelegten Filterpapiere den gleichen Fangwirkungsgrad (Verhältnis zwischen der von der Grenzfläche aufgenommenen Partikelzahl zu der Zahl, die in der Luft wäre, wenn die Depositionsfläche fehlen würde) wie die Filter des unteren Impaktors besaßen. Die in 3 bis 5 m über dem Wald gemessene Windgeschwindigkeit betrug im Durchschnitt 3,4 m/s. Bei dieser Windgeschwindigkeit kann man für Seesalzaerosole (Junge 1963) einen Durchmesser von ca. 6 μ m annehmen. Der mittlere Wert der Ablagerungsgeschwindigkeit von 5,1 cm/s in Tab. 27 ist sowohl für die Vegetationszeit (Mai bis Oktober) als auch für das Winterhalbjahr (Januar bis April, November, Dezember) gültig.

In Kap. 5 werden die in den Tabellen 2 bis 18 aufgeführten Ablagerungsgeschwindigkeiten von Gasen zu Mittelwerten zusammengefaßt und dabei wesentliche in dieser Literaturrecherche gewonnene Ergebnisse herausgestellt. Die Angabe einer mittleren Ablagerungsgeschwindigkeit unter Berücksichtigung repräsentativer Werte von Schubspannungsgeschwindigkeit, relativer Feuchte

sowie repräsentativen Vegetationsverhältnissen in der Hauptwachstumsperiode wird jedoch nur für elementares Jod möglich sein, und zwar nach Heinemann and Vogt (1980). Inwieweit die Ablagerung der Gase von meteorologischen oder sonstigen Größen abhängt, wird nämlich in den anderen Arbeiten (Tab. 2 bis 18) nur zum Teil oder überhaupt nicht untersucht. Entsprechende Parameter, die in die aufgeführten Ablagerungsgeschwindigkeiten eingehen könnten, geben die Autoren nicht an. Deshalb wird eine statistische Auswertung des Datenkollektivs erforderlich sein.

Die in diesem Kapitel in Tab. 19 bis 27 zusammengestellten Ablagerungsgeschwindigkeiten für Aerosole sollen eine Grundlage für einen späteren Vergleich mit den Ergebnissen der Jülicher Ablagerungsmessungen bilden (Kap. 3.4.3, Kap. 4.6). Die aus den Jülicher Ablagerungsexperimenten und aus der Literatur bestimmten Mittelwerte der auf die Schubspannungsgeschwindigkeit und die Trockenmasse normierten Ablagerungsgeschwindigkeiten auf dem Erdboden, künstlichen Oberflächen, Gras, Moos und Getreide (Tab. 19 bis 23) werden dann als Funktion des geometrischen Durchmessers aufgetragen und miteinander verglichen (Kap. 3.4.3). Eine Berücksichtigung der Trockenmasse des Grases oder Moores ist bei dem Vergleich nicht möglich, da diese Größen, wie die Tabellen 19 bis 23 zeigen, nicht aufgeführt werden. Die aus den Jülicher Ablagerungsversuchen resultierenden Ablagerungsgeschwindigkeiten für Bäume werden mit den gemessenen Werten aus Bélot (1977), Chamberlain (1975), Oura (1953a), Oura (1953b) und White and Turner (1970) (Tab. 26 und 27) zu vergleichen sein, die direkte Aussagen über die Gesamtablagerung auf Bäumen bzw. Wäldern ermöglichen. Bei der Gegenüberstellung der in Jülich und an anderen Stellen für Bäume ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten wird man wegen fehlender Literaturangaben auf eine Einbeziehung der Schubspannungsgeschwindigkeit verzichten müssen. Der Vergleich kann deshalb nur in Abhängigkeit vom Aerosoldurchmesser erfolgen (Kap. 4.6). Allerdings muß bei der Gegenüberstellung der Blattflächenindex für Waldkiefern aus der Arbeit von Bélot (1977) berücksichtigt werden.

2.5 Trockene und nasse Deposition

In der bisher erstellten Literaturübersicht wurde der Mechanismus der trockenen Deposition von Gasen und Aerosolen theoretisch und durch experimentelle Ergebnisse beschrieben, wobei zur Bestimmung der Ablagerung die Einführung der Ablagerungsgeschwindigkeit oder Falloutkonstante diente. Unter trockener Deposition versteht man hierbei die Ablagerung in niederschlagsfreien Perioden. Bei Niederschlag können sich Gasmoleküle oder Aerosolpartikel an Regentropfen oder Schneeflocken anlagern und mit diesen zum Boden gelangen. Man spricht dann in diesem Fall von der Ablagerung durch Washout oder Snowout, wofür in der Literatur (z.B. Ahmed 1979, Höfken et al. 1981) auch der Begriff nasse Deposition gebraucht wird.

Parameter zur Beschreibung der nassen Deposition sind Washoutkoeffizient oder das sogenannte Washoutverhältnis (Chamberlain 1955, Chamberlain 1960, McMahon and Denison 1979, Brenk and Vogt 1981, Jonas 1981)

"Chamberlain (1955) setzte die Ablagerung durch Washout pro Zeit- und Flächeneinheit D_W proportional der Aktivitätskonzentration an und führte den Washoutkoeffizienten durch die Gleichung

$$D_W = \int_{z=0}^{\infty} \Lambda I(z) dz \quad (98)$$

- | | |
|-----------|---|
| Λ | Washoutkoeffizient |
| $I(z)$ | zeitintegrierte Konzentration |
| z | Höhe, innerhalb der der Schadstoff durch Niederschlag ausgewaschen wird |

ein". (Jonas 1981)

Den Washoutkoeffizienten für Aerosole, den prozentualen Anteil der Partikel, die von einem gegebenen Regentropfenspektrum pro Zeiteinheit ausgewaschen werden, erhält man nach Pasquill (1974) durch die Gleichung

$$\Lambda = \int_{R=0}^{R=R_{\max}} \pi R^2 N_R v_R E(r,R) dR \quad (99)$$

R	Tropfenradius
$N_R dR$	Anzahl der Tropfen im Radiusintervall zwischen R und R + dR pro Einheitsvolumen Luft
r	Partikelradius
$E(r,R)$	Einfangwirkungsgrad zwischen Partikel und Tropfen
v_R	Tropfensedimentationsgeschwindigkeit

Der Washoutkoeffizient für lösliche Gase ergibt sich durch die Gleichung (Engelmann 1965)

$$\Lambda = \int_0^{R_{\max}} \pi Sh K_m N_{D_T} D_T dD_T \quad (100)$$

$N_{D_T} dD_T$	Anzahl der Tropfen vom Durchmesser D_T
Sh	Sherwood-Zahl

Für die Sherwood-Zahl in Gleichung (100) gilt (vgl. Hales 1972)

$$Sh = 2 + 0,6 Re_D^{1/2} (v_L / K_m)^{1/3} \quad (101)$$

Re_D	Reynolds'sche Zahl des Regentropfens
v_L	kinematische Viskosität der Luft
K_m	molekularer Diffusionskoeffizient

Gleichung (99) zeigt, daß der Washoutkoeffizient von Partikeln und damit die Washoutabscheidung von Anzahl und Größe der Regentropfen und vom Partikelradius abhängt.

Für die nasse Deposition von Partikeln mit Durchmessern kleiner als 10 μm sind nach Porstendörfer (1979) im wesentlichen folgende Effekte verantwortlich:

1. konvektive Diffusion bei Partikeln mit Durchmessern kleiner als $0,2 \mu\text{m}$
2. Impaktion bei Partikeln mit Durchmessern größer als $2 \mu\text{m}$
3. Interzeption (siehe Kap. 2.2.1) bei Partikeln mit Durchmessern zwischen $0,5 \mu\text{m}$ und $5 \mu\text{m}$

Außerdem kennt man noch elektrische Kräfte, die die Abscheidung wesentlich beeinflussen können.

Aus Gleichung (100) geht außerdem hervor, daß auch die nasse Deposition von Gasen von der Anzahl und Größe der Regentropfen abhängt. Eine weitere Einflußgröße für den Washoutkoeffizienten von Gasen ist der molekulare Diffusionskoeffizient, so daß für die Washoutabscheidung wie für die Falloutabscheidung die Art des Gases von Bedeutung sein dürfte.

Nach Engelmann (1970) kann die Depositionsrate durch Washout auch wie folgt bestimmt werden:

$$D_W = W I_N \bar{I} \quad (102)$$

- W Washoutfaktor (Verhältnis des im Niederschlag enthaltenen Schadstoffgehaltes pro m^3 Wasser, gemessen in (g/m^3) bzw. $(\text{pi Ci}/\text{m}^3)$ zum Schadstoffgehalt pro m^3 Luft vor dem Washout, gemessen in (g/m^3) bzw. $(\text{pi Ci}/\text{m}^3)$)
- I_N Niederschlagsintensität (mm/h)
- $\bar{I}$ mittlere Schadstoffkonzentration (gs/m^3) bzw. (Cis/m^3)

In Jonas (1981) werden aus der Literatur (May 1958, Chamberlain 1955, Engelmann 1966, Wolf and Dana 1969, Dana 1970, Dana 1971, Graedel and Franey 1974, Kerker and Hampl 1974, Lai et al. 1978) entnommene Washoutkoeffizienten für Partikel mit Durchmessern zwischen $0,04$ und $40 \mu\text{m}$ nach Vogt (1970) durch den vereinfachten Ansatz

$$\Lambda = c_N I_N \quad (103)$$

c_N Konstante
 I_N Niederschlagsintensität

ausgewertet und die ermittelten Konstanten c_N in eine statistische Verteilung aufgenommen. Der 50-Perzentilwert der Häufigkeitsverteilung liegt bei $3,3 \cdot 10^{-5} \text{ h/mm s}$, was bedeutet, daß man bei der in Jülich am häufigsten vorkommenden Niederschlagsintensität von $0,6 \text{ mm/h}$ (Jonas 1981) mit einem mittleren Washoutkoeffizienten von etwa $2,0 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ rechnen kann. Der ermittelte Wert für c_N überschreitet den in der Allgemeinen Berechnungsgrundlage (1979) empfohlenen Referenzwert um 25 %. Für Schwefeldioxid erhält man nach McMahon and Denison (1979) einen mittleren Washoutkoeffizienten von $4,4 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1}$. Legt man für die Berechnung des Washoutkoeffizienten von elementarem Jod ebenfalls eine Niederschlagsmenge von $0,6 \text{ mm/h}$ zu Grunde, so erhält man nach Anpassung der in Jonas (1981) angegebenen Daten von Chamberlain (1955), Engelmann (1966) und Forstendörfer (1979) an die Form

$$\Lambda = c_N I_N^{\Theta_n} \quad (104)$$

Θ_n Koeffizient

einen Washoutkoeffizienten von $4,3 \cdot 10^{-5} \text{ s}^{-1*}$, womit annähernd Übereinstimmung zu Vogt (1970) besteht. Als repräsentativen Wert für den Washoutfaktor W schlagen Brenk and Vogt (1981) für elementares Jod $2,0 \cdot 10^5$ und für Aerosole $3,0 \cdot 10^5$ vor. Nach McMahon and Denison (1979) erhält man hierfür bei Schwefeldioxid etwa $1,6 \cdot 10^5$.

Auf die Bestimmung der Washoutabscheidung soll in dieser Arbeit nicht weiter eingegangen werden. Vielmehr sollen Angaben aus der Literatur über den Anteil von trockener und nasser Deposition an der Gesamtabcheidung genannt werden, was im Rahmen ökologischer Aussagen wesentlich sein dürfte.

*Die Anpassung ergab $\Theta_n = 0,61$ und $c_N = 5,87 \cdot 10^{-5} \frac{\text{h}}{\text{s mm}}$

De Bartoli and Gaglione (1972) weisen im Zusammenhang mit den Ergebnissen der von 1963 bis 1970 monatlich durchgeführten Messung der Ablagerung von Sr 90 (Tab. 27) darauf hin, daß sich im Durchschnitt 38 % der Partikel durch Fallout abgeschieden hatten, wobei der monatliche Höchstwert bei 94 % und der niedrigste Wert im Monat bei 22 % lag. Wie man aus Tabelle 27 entnehmen kann, haben Langzeitmessungen der Deposition von natürlichem Aerosol (Cawse 1974) ergeben, daß sich je nach Spurenelement 14 bis 52 % der Substanz durch trockene Deposition abgelagert hatten. Untersuchungen von Davidson et al. (1981) (Tab. 27) haben gezeigt, daß 30 % des Transportes der im Schnee abgelagerten Spurenelemente auf trockener Deposition beruhten. Lindberg and Harris (1981) stellten bei der Ablagerung von Spurenelementen auf einem Laubwald fest, daß der Anteil von trockener Deposition an der Gesamtablagerung während eines Jahres bei Zn bei 20 %, bei SO_2 bei 35 %, bei Pb bei 55 % und bei Mn bei 90 % lag, wobei die Depositionsrate durch Washout im Einzelfall 1 bis 4 Größenordnungen höher lag als die durch Fallout. Berechnet man den Unterschied der Depositionsraten von Aerosolen bei Naß- und bei Trockenabscheidung (Gleichung (1) und Gleichung (102)), indem man für die Ablagerungsgeschwindigkeit den in der Allgemeinen Berechnungsgrundlage (1979) empfohlenen und auch dem statistischen Mittel der Literaturwerte entsprechenden Wert von 0,1 cm/s ansetzt (Jonas und Vogt 1982) sowie die zuvor genannten Werte für I_N und W zugrunde legt, so ergibt sich für den Washout ein um einen Faktor 50 höherer Wert als für den Fallout. Nach Vogt (1970) entfallen bei der Ablagerung von Partikeln mit Durchmessern von einigen μm aus einer den Boden berührenden Abluftfahne mit homogener Aktivitätskonzentration von 100 m Dicke im Jahresdurchschnitt 30 % auf den Washouteffekt, wobei den Berechnungen die in Jülich anzutreffende Niederschlagshäufigkeit von 13 % der Gesamtzeit sowie eine Niederschlagsintensität von 1 mm/h zu Grunde liegt. Bei einer Auswaschhöhe von 1000 m erhöht sich die Washoutabscheidung auf 80 %. Nach Berechnungen von Ahmed (1979) ist bei der atmosphärischen Aktivitätsverteilung die Ausscheidung durch Washout gegenüber der Ausscheidung durch Fallout vernachlässigbar. 88 % des atmosphäri-

schen Aerosols scheiden sich durch Trockendeposition, 9 % durch Washout und 3 % durch Rainout, d.h. durch Auswaschen innerhalb der Wolken unter Bildung von Kondensationskernen, ab.

Nach Messungen von Chamberlain (1960) ist die großräumig ermittelte Deposition von Schwefeldioxid in Großbritannien 5 bis 6-mal so groß wie die durch Niederschlag hervorgerufene, in Regenmeßgeräten registrierte Ablagerung. Legt man für die Berechnung der Trocken- und Naßabscheidung von Schwefeldioxidgasen den auf Seite 61 genannten Washoutfaktor und einen repräsentativen Wert der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Vegetation von 1 cm/s (Kap. 5) zugrunde und berücksichtigt, daß die Niederschlagsdauer 13 % der Gesamtzeit und die durchschnittliche Niederschlagsintensität 0,6 mm/h beträgt, so ergibt sich für die Washoutablagerung ein Anteil von 28 % an der Gesamtablagerung.*

Diese oft unterschiedlichen Aussagen zeigen, daß zwar im aktuellen Fall die Washoutabscheidung erheblich höher als die Falloutabscheidung ist, daß im Langzeitmittel jedoch die Trockendeposition von wesentlicher Bedeutung ist, vielleicht sogar gegenüber dem Washout dominiert. Dies trifft auch für die Ablagerung von Schwefeldioxid zu, so daß die Bezeichnung "Saure Deposition" zutreffender als "Saurer Regen" sein dürfte.

Unter Ablagerung soll im folgenden nur noch der Prozeß der trockenen Deposition verstanden werden.

2.6 Ablagerung und Ausbreitung

Will man die Ablagerung von gasförmigen oder aerosolgebundenen Substanzen in der Nähe von Emittenten bestimmen, so müssen neben den für die Ablagerung zutreffenden Randbedingungen, z.B. Art des Gases, Größe des Aerosols, Art und Beschaffenheit des Untergrundes, Schubspannungsgeschwindigkeit oder relative Feuchte der Luft, auch die Ausbreitungsbedingungen für den Transport der Abluftfahne bekannt sein.

*Der für gleiche Konzentrationen I und $\bar{I}$ nach (1) und (102) berechnete Verhältniswert der Washout- und Falloutablagerung könnte etwas überschätzt worden sein; in Chamberlain (1960) wird z.B. für $\bar{I}$ ein um einen Faktor 2 niedrigerer Wert als für I angesetzt.

In der Ausbreitungsgleichung nach dem Gauß-Modell (Vogt 1970)

$$I(x,y,z) = \frac{Q_0}{2 u \sigma_z \sigma_y \pi} \left(\exp \left(-\frac{y^2}{2 \sigma_y^2} \right) \left(\exp \left(-\frac{(z-H)^2}{2 \sigma_z^2} \right) + \exp \left(-\frac{(z+H)^2}{2 \sigma_z^2} \right) \right) \right) \quad (105)$$

$I(x,y,z)$ zeitintegrierte Luftkonzentration in Bodennähe
am Ort mit den kartesischen Koordinaten x , y und z
 x Ausbreitungsrichtung
 z Höhe
 Q_0 Quellstärke
 u Ausbreitungsgeschwindigkeit (Windgeschwindigkeit
in Emissionshöhe)
 σ_y, σ_z horizontaler bzw. vertikaler Streuparameter

$$\sigma_y = \sigma_y(x) = p_y x^{q_y} \quad (106)$$

$$\sigma_z = \sigma_z(x) = p_z x^{q_z} \quad (107)$$

H Emissionshöhe
 p_y, p_z Ausbreitungskoeffizienten
 q_y, q_z Ausbreitungskoeffizienten

wird totale Reflektion vorausgesetzt. Verluste der Luftkonzentrationen durch chemische Reaktionen, radioaktiven Zerfall, Fallout- und Washoutabreicherung können jedoch berücksichtigt werden, indem die konstante Quellstärke Q_0 durch einen variablen, ortsabhängigen Quellterm $Q(x)$, die sogenannte Wolkenaktivität (Vogt 1970), ersetzt wird, die auf dem Transportweg reduziert wird. Für die Falloutabreicherung bedeutet das, daß die am Boden abgelagerte Aktivität $K(x,y)$ der Abnahme der Wolkenaktivität in Ausbreitungsrichtung gleichkommt, d.h. es gilt

$$\frac{\partial Q}{\partial x} = - \int_{-\infty}^{\infty} K(x,y) dy \quad (108)$$

und nach der Definition der Ablagerungsgeschwindigkeit v_g (Kap. 1)

$$\frac{\partial Q}{\partial x} = - \int_{-\infty}^{\infty} v_g I(x, y, 0) dy \quad (109)$$

Bestimmt man $I(x, y, 0)$ nach Gleichung (105) und setzt den Ausdruck in (109) ein, so ergibt sich nach Ausführung der Integration

$$\frac{\partial Q(x)}{\partial x} = - \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{Q(x)}{\sigma_z(x)} \frac{v_g}{u} \exp \left(- \frac{H^2}{2 \sigma_z^2} \right) \quad (110)$$

und schließlich

$$\int_0^x \frac{dQ}{Q} = - \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{v_g}{u} \int_0^x \frac{dx}{\sigma_z(x) \exp \left(\frac{H^2}{2 \sigma_z^2} \right)} \quad (111)$$

Die Lösung dieser Differentialgleichung lautet

$$Q(x) = Q_0 \exp \left(- \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{v_g}{u} \int_0^x \frac{dx}{\sigma_z(x) \exp \left(\frac{H^2}{2 \sigma_z^2} \right)} \right) \quad (112)$$

Das Verhältnis $Q(x)/Q_0$ wird im folgenden kurz mit Falloutfaktor bezeichnet. Aus diesem Faktor kann man entnehmen, wieviel Prozent des in der Abluftfahne mitgeführten Materials sich in einer bestimmten Entfernung von der Schadstoffquelle unter Berücksichtigung der turbulenten Diffusion abgelagert haben, wodurch Aussagen über die Filterwirkung bestimmter atmosphärischer Grenzflächen gegenüber Schadstoffen erstellt werden können. Aus Gleichung (112) geht hervor, daß in den Falloutfaktor bei vorgegebener Quelldistanz die Windgeschwindigkeit u , der Streuparameter σ_z (auch Ausbreitungsparameter genannt) und die Ablagerungsgeschwindigkeit v_g eingehen. Sowohl der Ausbreitungsparameter als auch

die mittlere Ausbreitungsgeschwindigkeit der Abluftfahne (Windgeschwindigkeit in Emissionshöhe) hängt von der Diffusionskategorie ab, durch die die Intensität der turbulenten Diffusion klassifiziert wird.

Der Faktor für den Falloutverlust wird in Kapitel 7 für den Transport von Partikeln über Gras, Waldbeständen, unbewachsenen Flächen und Wasser sowie für die Ausbreitung von Gasen berechnet und in Zusammenhang mit der Filterwirkung der verschiedenen Arten des Untergrundes gegenüber luftgetragenen Stoffen diskutiert. Grundlage für die Berechnung sind die aus Messungen des Verfassers bestimmten Ablagerungsgeschwindigkeiten für Aerosole und die aus der Literatur abgeleiteten Ablagerungsgeschwindigkeiten für Gase (Kap. 2.4) bzw. deren Mittelwerte (Kap. 5).

Auf die Durchführung der Aerosolablagerungsversuche soll im nächsten Kapitel eingegangen werden.

3 Freilandversuche zur Ablagerung von Aerosolen auf Vegetation und ebenen Oberflächen

Die nachfolgend beschriebenen Experimente wurden vom Verfasser an der Kernforschungsanlage Jülich (KFA) durchgeführt.

3.1 Aerosolerzeugung und Messung von Partikelspektren

"Für monodisperse Aerosole mit Durchmessern von 3,7 bis 17,1 μm kam bei den Freilandversuchen ein nach Strahlenschutzaspekten umgebauter Berglund-Liu-Generator zur Anwendung. Der Partikeldurchmesser der monodispersen Aerosole wurde aus der Arbeitsfrequenz, der Emissionsleistung des Gerätes sowie aus der Konzentration der Tracerlösung berechnet. Die Herstellung polydisperser Aerosolspektren erfolgte mit einem Zweistoffdüsendenerator (Horbert et al. 1976). Das Partikeldurchmesserspektrum der polydispersen Aerosole wurde mit dem optischen Royco-Partikelzähler bestimmt. Zur Kalibrierung mit einem monodispersen Aerosol diente der Berglund-Liu-Generator. Der Durchmesser der polydispersen Aerosole lag zwischen 0,4 und 6,5 μm ." (Jonas und Vogt 1982)

Das Prinzip des Berglund-Liu-Generators beruht darauf, daß ein Flüssigkeitsstrahl durch Schwingungen einer in einen piezoelektrischen Kristall eingebauten Düse in Tropfen gleicher Größe zerlegt wird. Wie experimentelle Untersuchungen von Schneider and Hendricks (1964) ergaben, ist hierfür eine Frequenz aus dem Bereich

$$f = \frac{4 \dot{V}}{\pi A_B d_j^3} \quad (113)$$

f Frequenz

$\dot{V}$ Durchflußrate des Generators (Volumenstrom)

$$3,5 < A_B < 7$$

d_j Düsendurchmesser

erforderlich. Unter der Annahme kugelförmiger Tropfen ergibt

sich mit

$$V_T = \frac{\dot{V}}{f} \quad (114)$$

V_T Volumen des erzeugten Tropfens

der Durchmesser der monodispersen Tropfen zu

$$d_T = \left(\frac{6 \dot{V}}{\pi f} \right)^{1/3} \quad (115)$$

und durch Vergleich mit Gleichung (113) zu

$$d_T = d_j \left(\frac{3}{2} A_B \right)^{1/3} \quad (116)$$

Eine Flüssigkeitspumpe (Abb. 2) drückt die Flüssigkeit durch ein Membranfilter, durch das Verunreinigungen zurückgehalten werden, in eine im Zerstäubungssystem eingebaute Düse. Durch Verschließen eines Abflußschlauches wird die Strömung gestoppt, und der Strahl kann durch die Düse treten und, nachdem man den Frequenzgenerator eingeschaltet hat, in monodisperse Tropfen zerfallen. Nach dem Aufsetzen einer Zerstäubungskappe und eines Trockenzyklinders werden die Aerosole dem Zerstäubungs- und Verdünnungsluftsystem zugeführt. Die Aufgabe der Zerstäubungsluft besteht darin, eine Koagulation der Tropfen zu verhindern. Die Verdünnungsluft nimmt die flüchtige Phase des Lösungsmittels auf. Die Aerosole treten dann in festem Zustand aus einer Trocken- und Neutralisationskammer (Abb. 2).

Die Beziehung zwischen dem Durchmesser des flüssigen Aerosols d_T und dem Durchmesser des festen Aerosols d lautet

$$d = d_T M_f^{1/3} \quad (117)$$

M_f Mischungsverhältnis

$$M_f = \frac{V_f}{V_f + V_{f1}} \quad (118)$$

V_f	Volumen der gelösten Substanz
V_{fl}	Volumen des Lösungsmittels

Näheres zur Inbetriebnahme des Berglund-Liu-Generators, dazu gehörte auch eine Überprüfung der Monodispersität der Tropfen, kann aus Jonas und Vogt (1982) entnommen werden.

Im Gegensatz zum Berglund-Liu-Generator ist eine theoretische Bestimmung des Partikeldurchmessers aus Betriebsdaten des Zweistoffdüsendengenerators nicht möglich.

In Abb. 3 ist der für Ablagerungsversuche entwickelte Generator zur Erzeugung polydisperser Aerosole (Horbert et al. 1976) dargestellt. "Durch Pressluft wird die Tracerlösung angesaugt und in einer Zweistoffdüse zerstäubt. Das zentrale Flüssigkeitsröhrchen wurde gegenüber handelsüblichen Düsen verlängert, wodurch eine Verstopfung durch an der Austrittsstelle abgelagerte Salze vermieden werden kann. In dem der Düse nachgeschalteten Rohrkrümmer schlagen sich durch Impaktorwirkung größere Tropfen nieder, die im Boden des Rohres zusammenlaufen und durch eine Trichteröffnung wieder in die für die Lösung vorgesehene Flasche gelangen. Die Rückhaltung großer Partikel wird durch eine Prallplatte vor der Düsenöffnung verstärkt: Je geringer der Abstand zwischen Prallplatte und Düsenöffnung eingestellt wird, um so kleinere Partikel werden emittiert. Der Abstand der Prallplatte wird durch ein Schraubengewinde von außen variiert. Eine zusätzliche Variation der Aerosolspektren kann durch Änderung der Konzentration der Lösung erreicht werden." (Jonas und Vogt 1982) (Zur Variation des Durchmessers der polydispersen Aerosole durch Änderung der Konzentration der Kupfersulfatlösung siehe auch weiter unten).

Der Durchmesser der Partikel wurde mit dem Royco-Partikelzähler bestimmt, dessen Prinzip auf der Erfassung des von einem Einzelteilchen in Vorwärtsrichtung gestreuten Lichtes beruht. (Näheres hierzu siehe Jonas und Vogt 1982) Die Auswertung der Partikelspektren erfolgte über einen Vielkanalanalysator. Dieser verteilt die

im Royco-Partikelzähler entstanden und mit einem Pulsformer angepaßten elektrischen Impulse je nach ihrer Größe in 511 Kanäle.

"Der Royco-Partikelzähler wurde mit dem Berglund-Liu-Generator kalibriert, der wiederum mit einem Generator für Latexpartikel definierter Größe kalibriert wurde. Der Durchmesser der mit dem Berglund-Liu-Generator erzeugten monodispersen Ölsäurepartikel konnte nach Gleichung (115) und (117) bestimmt werden. Abb. 4 zeigt eine mit dem Royco-Partikelzähler aufgenommene Partikelverteilung. Dem Aerosolspektrum liegen folgende Betriebsdaten des Generators zu Grunde:

Durchflußrate der Lösung	0,34 cm ³ /min
Düsendurchmesser	20 µm
eingestellte Frequenz des Frequenzgenerators	200 KHZ
Konzentration Ölsäure in Isopropanol	1 : 5000
Verdünnungsluftdurchsatz	5,5 m ³ /h
Zerstäubungsluftdurchsatz	1900 cm ³ /min

Nach Gleichung (115) und (117) ergibt sich für die Aerosole ein Durchmesser von 2,2 µm. Die Meßzeit für das Spektrum betrug 800 s. Mit einer Halbwertsbreite von 15 Kanälen kann die Aerosolverteilung als annähernd monodispers bezeichnet werden.

Da die Aktivität des Tracers im Volumen homogen verteilt ist, konnte bei der Bestimmung des Durchmessers polydisperser Aerosole von der volumenbezogenen Verteilungsfunktion ausgegangen und als repräsentativer Durchmesser das Maximum der Verteilungsfunktion zu Grunde gelegt werden. Bei der Darstellung eines polydispersen, mit dem Royco-Partikelzähler aufgenommenen Aerosolspektrums in Abb. 5 wird das von n_j Teilchen in einem Kanal j des Vielkanalanalysators gebildete Volumen $V_j = \frac{\pi}{6} n_j d_j^3$ gegen den Partikeldurchmesser d_j aufgetragen, wobei das maximale Volumen auf 1 normiert wurde. Nach den obigen Ausführungen ergibt sich für das Aerosolspektrum ein repräsentativer Durchmesser von 2,9 µm.

Die Konzentration der Kupfersulfatlösung betrug 4 g/100 ml Wasser. Der Abstand der Prallplatte von der Düsenöffnung war auf 0,9 cm eingestellt." (Jonas und Vogt 1982) Die Zuordnung zwischen Kanallage und Durchmesser ist beim Royco-Partikelzählsystem zwischen 0,5 und 1,3 µm nicht eindeutig, so daß dieser Durchmesserbereich in den Abbildungen 5 und 6 nicht berücksichtigt werden konnte.

"In Abb. 6 wird die kumulative Durchmesser-Volumenverteilung des Spektrums diskutiert, indem das Verhältnis

$$H_i = \sum_{j=1}^i \frac{V_j}{V} \quad 1 \leq i \leq 511 \quad (119)$$

$\frac{V_j}{V}$ Volumen von n_j Teilchen in Kanal j
 Gesamt volumen aller Teilchen

in Abhängigkeit vom Aerosoldurchmesser auf Wahrscheinlichkeitspapier aufgetragen wird. Wie aus der Darstellung hervorgeht, entspricht die Durchmesser- Volumenverteilung einer Normalverteilung. Bei der Anpassung der Verteilung durch eine Gerade ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von 0,996. Der mittlere Durchmesser der Verteilung liegt bei 3,7 µm. Die Standardabweichung σ beträgt 1,0 µm. Dies zeigt, daß das Maximum der Verteilungsfunktion mit 2,9 µm noch im Bereich der Standardabweichung vom Mittelwert der Verteilung liegt, so daß es daher zulässig war, die Bestimmung des repräsentativen Durchmessers der polydispersen Aerosolverteilung auf das Maximum der Verteilung zu beziehen.

Tabelle 29 zeigt, daß mit hinreichender Genauigkeit zwischen aus verschiedenen Lösungen, aber bei gleichem Prallplattenabstand hergestellten polydispersen Partikelspektren die Beziehung

$$\left(\frac{C_i}{C_{i-1}} \right)^{1/3} = \frac{d_i}{d_{i-1}} \quad (120)$$

C_i, C_{i-1} Kupfersulfatkonzentration für ein Aerosolspektrum mit dem repräsentativen Durchmesser d_i bzw. d_{i-1}

gilt. Gleichung (120) erlaubt es, aus den gemessenen Aerosolverteilungen den Partikeldurchmesser bei beliebiger Konzentration der Lösung und gleichem Prallplattenabstand zu bestimmen.

Die Verschiebung des Maximums des Partikelvolumens bei abnehmender Konzentration in Richtung kleiner Teilchen zeigt, daß unmittelbar nach der Erzeugung der Lösungströpfchen der Wassergehalt weitgehend verdampft. Die Resttrocknung von noch nicht vollständig abgedampften Partikeln erfolgt nach Horbert et al. (1976) unmittelbar nach der turbulenten Durchmischung mit der Außenluft.

Im Gegensatz zur Änderung der Spektren durch Variation der Lösungskonzentration konnte durch Steuerung der Impaktorwirkung der Prallplatte eine nur verhältnismäßig geringe Zunahme des Durchmessers erreicht werden: Untersuchungen hierzu wurden mit einer Kupfersulfatkonzentration von 6,7 g/100 ml durchgeführt. Bei einem Prallplattenabstand von 0,9 cm betrug der Partikeldurchmesser 3,4 μm , bei einem Abstand von 2,3 cm und bei fehlender Prallplatte wurden 4,3 μm gemessen. Ähnliche Ergebnisse werden in Horbert et al. (1976) erzielt." (Jonas und Vogt 1982)

3.2 Durchführung der Freilandversuche

"Die Versuche zur Ablagerung sowohl von Jod als auch von Aerosolen wurden auf dem Versuchsfeld der KFA Jülich am Forsthaus Stetternich durchgeführt. Dieses besteht im wesentlichen aus zwei hufeisenförmigen Flächen, die in Parzellen mit verschiedenen Grassorten (Mischung aus Rotschwingel, Fuchsschwanz- und Weidelgras) und Rotklee unterteilt sind (Heinemann et al. 1976).

Die Aktivierung des Kupfersulfates erfolgte in den Reaktoren FRJ-1 oder FRJ-2" (Jonas und Vogt 1982). Die Kupfersulfatlösung wurde im Aktivlabor der Abteilung Sicherheit und Strahlenschutz (ehemals Zentralabteilung Strahlenschutz) zubereitet. Wegen des Umganges mit einem radioaktiven Tracer mußte der Betrieb der Generatoren nach den gültigen Strahlenschutzbestimmungen ausgerichtet werden.

Die Abbildungen 7 und 8 zeigen Fotografien des umgebauten Berglund-Liu-Generators. Einfüllen der aus Stahl angefertigten Spritze und Funktionsablauf wurden durch 2 Ventile, die in Abbildung 8 mit (1) und (2) bezeichnet werden, reguliert. Nach dem Öffnen von Ventil (1) und Schließen von Ventil (2) wird die Spritze mit der in einer Stahlflasche bereitgestellten Kupfersulfatlösung vollgesaugt. Ebenfalls zur Verhinderung von Kontaminationen wurde der zum Schließen des Abflußschlauches bestimmte Stopfen durch einen Absperrhahn ersetzt. Um Kontaminationen des Versuchsfeldes zu verhindern, wurde der Generator mit der Flüssigkeitspumpe in einen Blechkasten gestellt. Zur Vermeidung von Luftblasen innerhalb des Flüssigkeitssystems, die die Ausbildung des Strahles verhindern können, erfolgte im Gegensatz zur Standardausführung des Generators eine senkrechte Installierung der Pumpe. Die Funktionstüchtigkeit des Generators wurde auch dadurch verbessert, daß die Zerstäubungskappe, vor deren Öffnung sich bei inaktiven Laborversuchen Tropfen angesammelt hatten, durch ein Kniestück ersetzt wurde. Vor Versuchsbeginn ordnete man dieses so an, daß die Zerstäubungsluft auf den Flüssigkeitsstrahl auftreffen konnte und dieser in einem Winkel von etwa 30° zur Vertikalen abgelenkt wurde. Vergleichsmessungen ergaben keinen Unterschied zwischen den mit beiden Vorrichtungen erzeugten Aerosolspektren. Die an den Trockenzylinder angebrachte Klappe wurde nur geöffnet, wenn die Funktionstüchtigkeit des Gerätes gewährleistet war und die Emission erfolgen konnte.

Zum Einsatz bei aktiven Versuchen wurde in den Zweistoffdüsen-generator ein Magnetventil zum Ein- und Abschalten der Preßluft eingebaut, das von Ferne bedient werden konnte. Außerdem wurden Rohrkrümmer und Vorratsflasche für die Kupfersulfatlösung aus Stahl angefertigt.

Insgesamt wurden 11 Versuche mit dem Berglund-Liu-Generator und 59 Versuche mit dem Zweistoffdüsengenerator durchgeführt. "Die Emissionshöhe betrug bei beiden Generatoren 1,7 m.

Die Bestimmung der zeitintegrierten Luftkonzentration erfolgte mit den Probenahmestationen, die auch im Rahmen der Ausbreitungs-

experimenten (Geiß et al. 1978) zum Einsatz gekommen sind. Eine Gerätebeschreibung wird in Horbert et al. (1976) vorgenommen." (Jonas und Vogt 1982) Da bei der Definition der Ablagerungsgeschwindigkeit davon ausgegangen wird, daß eine Homogenität des Konzentrationsgradienten zwischen Boden und 1 m Höhe in Entfernung der auszuwertenden Testflächen gegeben ist, wurden die Probenahmestationen in etwa 20 bis 40 m Entfernung vom Generator aufgestellt*, wobei die Wahl der Entfernung auch etwas von der Diffusionskategorie abhing (vgl. Horbert et al. 1976).

"Während der Versuche wurde unmittelbar auf dem Versuchsfeld das Windprofil in 0,5 m, 1,0 m, 2,0 m, 5,1 m, 9,5 m und 15,7 m Höhe gemessen." (Jonas und Vogt 1981) Außerdem wurden bei jedem Versuch vom 700 m vom Versuchsfeld entfernten meteorologischen Turm Windgeschwindigkeit in 30 m u(30), Temperaturgradient ΔT , Strahlungsbilanz ΔS , Sonnenhöhe α_s , Bewölkungsgrad, Diffusionskategorie DK sowie relative Feuchte F und Windrichtung dd übernommen. Die genannten meteorologischen Daten sind in Tabelle 30 (Kap. 3.3) enthalten.

"Durch Abschneiden des Grases auf eine Höhe von etwa 2 bis 4 cm wurde versucht, die Bedingungen zu simulieren, die beim Abweiden der Vegetationsfläche durch Weidetiere entstehen. Die Probenahme der Erdbodenproben beschränkte sich auf eine Tiefe von 1 bis 2 cm. Die Bodenoberflächen wiesen eine ebene Struktur auf." (Jonas und Vogt 1982)

Um auch die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Wasseroberflächen bestimmen zu können, wurde Wasser in Behälter mit einer Grundfläche von $1/4 \text{ m}^2$ und einem Fassungsvermögen von 1 l eingefüllt und der Kupfersulfatemission ausgesetzt.

Bei den Versuchen wurde auch die Ablagerung auf Blättern verschiedener Baumarten (Rotbuche, Hainbuche, Roteiche, Stieleiche, Spitzahorn, Roßkastanie, Sandbirke, Fichte, Waldkiefer, Jap. und Europ. Lärche, Weißtanne) untersucht und mit der an den gleichen Stellen bestimmten Ablagerung auf Gras verglichen. Die Versuche wurden mit Hilfe von belaubten, senkrecht im Boden befestigten Zweigen durchgeführt. Geeignete Bäume für Ablagerungsun-

*In Versuch 64 wurden die Luftkonzentrationen im Buchenwald bis in eine Quelldistanz von ca. 65 m gemessen.

tersuchungen waren auf dem Versuchsfeld der KFA Jülich nicht vorhanden. Zum Vergleich mit der Ablagerung auf Gras wurden die Zweige überwiegend in der Nähe der Probenahmestationen befestigt, an denen auch Grasproben genommen wurden. In einem Versuch konnte auch die Ablagerung von Kupfersulfataerosolen auf Blättern eines an das Versuchsfeld angrenzenden Buchenbestandes untersucht werden (Kap. 1). Die Proben wurden in einem Abstand bis zu ca. 10 m vom Trauf genommen.

Die Auswertung der Luftfilterproben sowie der künstlichen Testflächen erfolgte mit einem automatischen Low-Level-Meßplatz durch Nachweis der β -Aktivität, während die Vegetations-, Boden- und Wasserproben mit Hilfe der Systeme Elvira oder ND 600 γ -spektrometrisch ausgemessen wurden.

Nach Kapitel 2 hängt die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Vegetation von der Trockenmasse ab. Die Trockenmasse ist das Trockengewicht pro Grundflächeneinheit. Als Bezugsgrößen für einen Vergleich zwischen der Ablagerung auf Blättern bzw. Nadeln und Gras können deren Trockengewichte oder Oberflächen angesehen werden.

Das Trockengewicht wurde bei den Versuchen durch Trocknen der Vegetation im Trockenschrank bei einer Temperatur von 100 bis 110°C bestimmt.

Bei den Versuchen wurde von einer Stichprobe von Laubblättern die Blattoberfläche ausgemessen und deren Mittelwert bestimmt. Die Gesamtblattfläche der genommenen Laubproben erhielt man dann durch Multiplikation mit der Blattzahl der Proben. Zur Bestimmung der Nadeloberflächen wurde die Länge und Dicke von ca. 50 Nadeln ausgemessen. Die Gesamtnadeloberfläche der Nadelproben ergab sich durch Vergleich des Frischgewichtes einer Stichprobe von etwa 1000 abgezählten Nadeln mit dem im Aktivlabor der Abteilung Sicherheit und Strahlenschutz (KFA Jülich) gemessenen Gesamtnadelgewicht. Um im Zusammenhang mit einer realistischen Bestimmung des Frischgewichtes eine Verdunstung des in der Vegetation enthaltenen Wassers zu vermeiden, wurden die Probenahmebehälter nach Einfüllen der Proben mit einer Klebefolie abgedeckt. Die Oberfläche des Grases erhielt man durch Ausmessung der von den Grashalmen bedeckten Fläche.

3.3 Dokumentation der Meßergebnisse

In Tabelle 30 werden die meteorologischen Daten für die von Horbert et al. (1976) und vom Verfasser durchgeführten Aerosolablagerungsexperimente (Kap. 3.2) angegeben.

Die Schubspannungsgeschwindigkeit u_* in Tabelle 30 erhält man durch Auswertung des während der Versuche auf dem Versuchsgelände gemessenen Windprofiles. Hierbei wird die Schubspannungsgeschwindigkeit nach Umformung von (8) durch Geradenanpassung aus der Gleichung

$$\ln z = \frac{k u(z)}{u_*} + \ln z_0 \quad (121)$$

z	Höhe
k	Karman-Konstante ($k=0,4$)
$u(z)$	Windgeschwindigkeit in der Höhe z
u_*	Schubspannungsgeschwindigkeit
z_0	Rauhigkeitslänge

ermittelt. Den von Horbert et al. (1976) bestimmten Schubspannungsgeschwindigkeiten zu Aerosolablagerungsversuch 1 und 7 liegen die am Wetterturm der KFA registrierten Windgeschwindigkeitsdaten zu Grunde. Zur Bestimmung der in Tabelle 30 angegebenen Diffusionskategorien wird auf Polster (1969) und Vogt (1970) verwiesen.

Zu den Schubspannungsgeschwindigkeiten, die bei den vom Verfasser durchgeführten Experimenten vorlagen, wurde auch der mittlere Fehler berechnet (Tab. 30). Dieser beträgt im Durchschnitt 11 %. Da, wie die Tabelle zeigt, die Güte der Anpassung in den Einzelversuchen nicht vom Temperaturgradienten abhängig ist, konnte die Schubspannungsgeschwindigkeit nach Gleichung (121) ermittelt werden, die nach Kapitel 2.1 streng genommen nur für eine neutrale Schichtung gilt. (Näheres hierzu siehe auch Kap. 3.4.1)

Zu den von Horbert et al. (1976) ermittelten Schubspannungsgeschwindigkeiten (Versuch 1 bis 10) ist zu erwähnen, daß Fehler-

breiten nicht angegeben werden. (Hierzu siehe auch im nachfolgenden Text)

In den Tabellen 31 und 32 werden Emissionsdaten für alle in Jülich mit dem Berglund-Liu-Generator und dem Zweistoffdüsen-generator durchgeführten Versuche angegeben, d.h. Emissionszeit, Menge der versprühten Kupfersulfatlösung und Stärke der eingesetzten Aktivität. Die Tabellen enthalten außerdem die Betriebsdaten für die Generatoren sowie Angaben über die Größe des bei den Feldexperimenten vorgekommenen Aerosoldurchmessers. Als Betriebsdaten für den Berglund-Liu-Generator und den Zweistoffdüsen-generator, d.h. als Größen, aus denen sich der Durchmesser der emitierten Aerosole bestimmen ließ, können nach Kap. 3.1 Konzentration der Kupfersulfatlösung, Blendendurchmesser, Frequenz und Durchflußrate bzw. Kupfersulfatkonzentration und Prallplattenabstand angesehen werden. Angaben über den Prallplattenabstand bei den Versuchen 1 bis 10 (Horbert et al. 1976) können in Tabelle 32 nicht gemacht werden, da diese Größen in der Arbeit nicht vorliegen.

Die Tabellen 31 und 32 zeigen, daß die Freilandversuche mit polydispersen und monodispersen Aerosolen mit Kupfersulfatlösungen von 0,01 bis 10 g/100 ml bzw. 0,05 bis 8 g/100 ml durchgeführt wurden.

Hierzu ist zu bemerken, daß die Düsen der Generatoren bei zu starken Kupfersulfatlösungen verstopften, da sich das Kupfersulfat dann nicht vollständig im Wasser löste. Um die für die Versuche erforderliche Nachweisempfindlichkeit (max. 50 mCi, Genehmigungswert) zu erhalten, mußte das Kupfersulfat um so stärker aktiviert werden, je kleiner die Konzentration der Lösung festgesetzt war. Eine Bestrahlung von 0,01 g/100 ml H_2O war noch technisch realisierbar.

Nach Tabelle 32 wurden die Aerosole bei den Feldexperimenten mit dem Berglund-Liu-Generator nur mit Blenden erzeugt, deren Durchmesser bei 20, 30 oder 35 μm lag.

Wegen der Empfindlichkeit gegenüber Verunreinigungen wurden Düsen mit Durchmessern kleiner als $20\text{ }\mu\text{m}$ bei den Freilandversuchen mit monodispersen Aerosolen nicht eingesetzt. Düsendurchmesser größer als $40\text{ }\mu\text{m}$ eigneten sich dagegen nicht für eine vertikal nach oben gerichtete Emission des Generators, da die Partikel aufgrund der hohen Sedimentationsgeschwindigkeit dann nicht mehr durch das Luftsystem aus dem Trockenzyylinder getragen werden können.

Mit den Blenden von 20 und $35\text{ }\mu\text{m}$ konnte nach Gleichung (113), (115) und (117) bei gleichbleibendem Mischungsverhältnis nur eine Variation des Partikeldurchmessers von einem Faktor $1,75$ erzielt werden, so daß auch der Durchmesserbereich für monodisperse wie für polydisperse Aerosole (Kap. 3.1) im wesentlichen nur durch Änderung der Kupfersulfatlösung erhalten werden konnte.

Aufgrund dieser Tatsache und der oben erfolgten Angaben über den zur Verfügung stehenden Bereich zur Herstellung der Kupfersulfatlösungen folgt, daß die von den Generatoren erzeugten Durchmesserbereiche bei den Experimenten fast vollkommen ausgeschöpft worden sind.

In den Tabellen (33) und (34) werden die von Horbert et al. (1976) bzw. vom Verfasser ermittelten Ergebnisse zur Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen zu Mittelwerten zusammengefaßt. Dabei wird für jeden Versuch die mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit v_g , der Aerosoldurchmesser d , die Schubspannungsgeschwindigkeit u_* , die relative Feuchte F , die mittlere Trockenmasse des Grases D , die mittlere auf die Trockenmasse normierte Ablagerungsgeschwindigkeit $v_D = v_g/D$, das Verhältnis v_g/u_* bzw. v_D/u_* , die Anzahl der Proben, die Art der Grenzfläche sowie das Datum und die Versuchsnummer angegeben.

Fehlerangaben sind in Horbert et al. (1976), wie bereits gesagt wurde, nicht enthalten. Es kann aber davon ausgegangen werden, daß die Fehler zu den Meßgrößen in Tabelle 33 in derselben Größenordnung liegen wie in Tabelle 34.

Zu der Schubspannungsgeschwindigkeit in Tabelle 34 wird wie in Tabelle 30 der mittlere relative Fehler, der sich bei der Geradenanpassung ergibt, angegeben. Gewichtete Mittelwerte und deren relative Fehler werden in Tabelle 34 durch das Symbol " * " gekennzeichnet. Im übrigen werden die Meßergebnisse in der Weise gemittelt, daß arithmetische Mittelwerte und deren relative Fehler bestimmt wurden. Ein Zeichen " ** " hinter der Angabe des Partikeldurchmessers in der 2. Spalte der Tabelle bedeutet, daß der Versuch mit monodispersen Partikeln durchgeführt wurde.

Auch bei Versuch 62 (Tab. 34) wurde die Kupfersulfatlösung mit dem Berglund-Liu-Generator versprüht. Eine Bestimmung des Aerosoldurchmessers aus den Betriebsdaten des Generators war aber nicht möglich, da ein Defekt am Frequenzgenerator festgestellt wurde. Wegen der undefinierten Größe der Aerosole wird deshalb in Kap. 3.4.1 davon abgesehen, die Ergebnisse dieses Versuches bei der Approximation der in Jülich gemessenen Falloutkonstanten auf Gras durch eine Funktion zu verwerten. Aus der mittleren Ablagerungsgeschwindigkeit für Gras von 0,70 cm/s, der mittleren Trockenmasse von 0,015 g/cm² und der Schubspannungsgeschwindigkeit von 21,4 cm/s (Tab. 34) kann nach Kap. 3.4.1 auf einen bei dem Versuch vorgelegenen mittleren Durchmesser von 5,8 µm geschlossen werden. Dieser Wert wird für Versuch 62 in Tabelle 34 und im folgenden (Tab. 37, 40, 43 und 44) genannt.

Zum Zustand des Grases in Versuch 66 (Tab. 34) ist noch zu bemerken, daß dieses wegen der fortgeschrittenen Jahreszeit schon teilweise braun war. Es lag z. T. eine inhomogene Struktur der Grasoberfläche vor: Grüne Grashalme ragten aus einer Schicht abgestorbenen Grases heraus. Besonderheiten der Vegetationsverhältnisse zu den Versuchen 1 bis 52 sind aus Jonas und Vogt (1981) zu entnehmen.

Einzelergebnisse zur Bestimmung der in der Kernforschungsanlage Jülich gemessenen Aerosolablagerungsgeschwindigkeiten, dazu gehören auch die Resultate von Horbert et al. (1976), werden voraussichtlich zu einem späteren Zeitpunkt in Form eines gesonderten KFA-Berichtes herausgegeben. Diesbezügliche Werte zu den Versuchen 1 bis 52 liegen bereits in Horbert et al. (1976) und Jonas und Vogt (1981) vor.

In den Tabellen 35 bis 46 wird das Verhältnis

$$\begin{array}{l} \frac{\text{abgelagerte Aktivität pro g Trockenmasse Blätter}}{\text{abgelagerte Aktivität pro g Trockenmasse Gras}} \\ \text{und} \quad \frac{\text{abgelagerte Aktivität pro m}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{abgelagerte Aktivität pro m}^2 \text{ Grasoberfläche}} \end{array}$$

für die untersuchten Baumarten Rotbuche, Hainbuche, Roteiche, Stieleiche, Spitzahorn, Roßkastanie, Sandbirke, Fichte, Waldkiefer, Jap. und Europ. Lärche sowie Weißtanne angegeben. Neben den Vergleichsfaktoren werden in den Tabellen die für die Aerosolablagerung relevanten Einflußparameter (Kap. 2) Schubspannungsgeschwindigkeit und Aerosoldurchmesser aufgeführt. Außerdem sind in den Tabellen alle Größen enthalten, die in die Berechnung der Vergleichsfaktoren eingehen, d.h. die Aktivität des Grases und der Blätter sowie deren Trockengewichte und einseitige Oberflächen.

Ein Symbol " * " in den Tabellen 35 bis 44 bedeutet, daß bei der Bestimmung der Vergleichsfaktoren unterschiedliche zeitintegrierte Luftkonzentrationen an den Standorten der Zweige und des Grases berücksichtigt werden mußten und entsprechende Korrekturen anzubringen waren.

Die in Tabelle 35 zuerst aufgeführte Aktivität des Grases wurde aus dem am Standort des Rotbuchenzweiges gemessenen Wert der zeitintegrierten Luftkonzentration und der für den Versuch 49 ermittelten durchschnittlichen Ablagerungsgeschwindigkeit für Gras bestimmt. Eine Zuordnung der gemessenen Aktivität der Blätter zur Aktivität einer bestimmten Grasprobe, wie dies bei der Bestimmung der anderen Vergleichsfaktoren erfolgt ist, war in diesem Fall nicht möglich. Die Vergleichsfaktoren für Buchenblätter im Buchenwald beziehen sich aus dem gleichen Grund auf die vor dem Wald gemessene Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras sowie auf das mittlere Trockengewicht und die mittlere Gesamtoberfläche der Grashalme in Versuch 64. Eventuelle Unterschiede der Schubspannungsgeschwindigkeit im Wald wurden hierbei vernachlässigt.

Zu Tabelle 44 sei noch vermerkt, daß die Nadeln der Lärchenzweige in Versuch 67 und 68 noch nicht ganz ausgetrieben waren (vgl. Kap. 2.4). Die Ablagerungsmessungen fanden am 19. und 27. April statt.

In Tabelle 47 werden für die einzelnen Baumarten die Mittelwerte der Vergleichsfaktoren angegeben. Die Fehlerangaben beziehen sich auf den mittleren relativen Fehler.

Für die Streuung der Vergleichsfaktoren (Tab. 35 bis 46) erhält man ähnliche Werte wie für die Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras. Mit dem größten Fehler ist der Mittelwert der 10 Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras von Versuch 43 behaftet (siehe Tab. 34). Der relative Fehler beträgt 28 %. Diesem Maximalwert steht mit 30 % der Fehler des Mittelwertes der 9 Faktoren zwischen der Ablagerung pro m^2 Weißtannennadeln und der Ablagerung pro m^2 Grasoberfläche (Tab. 47) gegenüber. Den größten mittleren Fehler der Einzelwerte der Ablagerungsgeschwindigkeiten erreichen mit 89 % ebenfalls die Meßdaten aus Versuch 43 (Tab. 34). Den höchsten mittleren quadratischen Fehler der Vergleichsfaktoren für Bäume weisen mit 92 % die oberflächenspezifischen Vergleichsfaktoren von Waldkiefer und Japanischer Lärche auf (Tab. 47).

Eine weitergehende Interpretation der oberflächenspezifischen Vergleichsfaktoren wird in Kap. 3.4.4 gegeben. Auf Resultate der über die Trockenmasse erfolgten Auswertung der Vergleichsmessungen zwischen der Ablagerung auf Gras und Baumblättern wird ebenfalls in Kap. 3.4.4 sowie in Kap. 5 zurückgegriffen.

3.4 Diskussion der Meßergebnisse

3.4.1 Aufstellung einer mathematischen Beziehung zwischen Ablagerungsgeschwindigkeit, Schubspannungsgeschwindigkeit, Trockenmasse und Partikeldurchmesser

Im folgenden sollen die Meßwerte der in Jülich bestimmten Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras zuerst durch eine Gleichung angepaßt werden, in der die in der Literatur wesentlichen Bezugsparameter Schubspannungsgeschwindigkeit, Trockenmasse und Partikeldurchmesser (Kap. 2) enthalten sind.

Für den funktionalen Zusammenhang zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit v_g und den Einflußgrößen Schubspannungsgeschwindigkeit u_* , Aerosoldurchmesser d und Trockenmasse D können aus Kap. 2 unter der Voraussetzung einer neutralen Schichtung folgende Annahmen abgeleitet werden:

$$v_g \sim u_* \quad (122)$$

$$v_g \sim D^\nu \quad (123)$$

$$v_g = f(d) \quad (124)$$

Für die Größe ν ergaben sich bei den Jodablagerungsversuchen nach Bunch (1966), Bunch (1968), Zimbrick and Voillequé (1969) und Heine- mann and Vogt (1980) Koeffizienten von 0,84, 1,0, 0,89 bzw. 0,90. Inwieweit diese Werte für die Aerosolablagerung zutrafen, muß überprüft werden.

Berücksichtigt man die Trockenmasse und nimmt nach den oben- genannten Literaturangaben $v_g \sim D^\nu$, $\nu \approx 1$ an, so kann mit Hilfe von Tabelle 34 festgestellt werden, daß bei 4 Parallelmessungen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf feuchter und trockener Ober- fläche die auf die Trockenmasse normierten Ablagerungsgeschwin- digkeiten gleich waren. Da auch in der Literatur (Chamberlain 1967, Clough 1975) keine signifikanten Unterschiede zwischen der Ablagerung auf trockener und feuchter Vegetationsoberfläche

zu verzeichnen sind, werden im folgenden Ablagerungsgeschwindigkeiten auf feuchtem und auf trockenem Gras gemeinsam angepaßt.

Mit dem durch die genannte Literatur begründeten Wert 1 für den Koeffizienten ν kann nach (122) und (123) für jeden Versuch der Mittelwert des Verhältnisses v_D/u_* gebildet werden und diese Größe in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser doppelt-logarithmisch aufgetragen werden (Abb. 9). "Aus der Darstellung geht hervor, daß sich die Mittelwerte der auf die Schubspannungsgeschwindigkeit und die Trockenmasse normierten Ablagerungsgeschwindigkeiten v_D/u_* von polydispersen und monodispersen Aerosolen, soweit eine Überlappung der Durchmesserintervalle vorkommt, nicht signifikant unterscheiden. Dies erlaubt, auch eine einheitliche Anpassung der Ablagerungsgeschwindigkeit von polydispersen und monodispersen Aerosolen vorzunehmen." (Jonas und Vogt 1982)

Betrachtet man Abb. 10, die Umkehrabbildung zu Abb. 9, so deutet sich an, daß die Abhängigkeit des Partikeldurchmessers von der auf die Schubspannungsgeschwindigkeit und die Trockenmasse normierten Ablagerungsgeschwindigkeit durch ein Polynom 3. Grades in der Form

$$\log d = \alpha_3 \left(\log \left(\frac{v_g}{u_* D} \right) \right)^3 + \alpha_2 \left(\log \left(\frac{v_g}{u_* D} \right) \right)^2 + \alpha_1 \log \left(\frac{v_g}{u_* D} \right) + \alpha_0 \quad (125)$$

$\alpha_3, \alpha_2, \alpha_1, \alpha_0$ Koeffizienten des Polynoms

beschrieben werden kann.

Mit Berücksichtigung von Gleichung (123) lautet der Ansatz

$$\log d = a_3 \left(\log \left(\frac{v_g}{u_* D^\nu} \right) \right)^3 + a_2 \left(\log \left(\frac{v_g}{u_* D^\nu} \right) \right)^2 + a_1 \log \left(\frac{v_g}{u_* D^\nu} \right) + a_0 \quad (126)$$

Paßt man alle Einzelwerte der in Jülich gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras durch diese Funktion an, so ergeben sich für die Koeffizienten die Werte

$$a_3 = 0,12, a_2 = 0,18, a_1 = 0,25, a_0 = 0,79, \nu = 0,74.$$

Gleichung (126) gilt entsprechend der vorgenommenen Definition der Schubspannungsgeschwindigkeit nur für neutrale Schichtungen (Kap. 2). Deshalb wurde zusätzlich die Schubspannungsgeschwindigkeit u_* in Gleichung (126) durch den Ausdruck u_*^{ν} ersetzt und der Koeffizient ν bei festem a_0, a_1, a_2, a_3 und ν für die verschiedenen bei den Feldexperimenten nach Polster (1969) und Vogt (1970) ermittelten Diffusionskategorien nach Pasquill (siehe Kap. 3.2) variiert. Die Summe der Abstandsquadrate zwischen den Meßwerten und den Werten der Gleichung

$$\begin{aligned} \log d = & 0,12 \left(\log \left(\frac{v_g}{u_*^{\nu} D^{0,74}} \right) \right)^3 + 0,18 \left(\log \left(\frac{v_g}{u_*^{\nu} D^{0,74}} \right) \right)^2 \\ & + 0,25 \log \left(\frac{v_g}{u_*^{\nu} D^{0,74}} \right) + 0,79 \end{aligned} \quad (127)$$

war minimal, falls ν bei Diffusionskategorie B den Wert 1,01, bei Diffusionskategorie C den Wert 0,94 und bei Diffusionskategorie D den Wert 1,09 hatte. Hierzu ist zu bemerken, daß die Anzahl der Versuche, die bei den einzelnen Diffusionskategorien durchgeführt wurden, verschieden war. In Diffusionskategorie B konnten 28 Versuche, in Diffusionskategorie C 25 Versuche und in Diffusionskategorie D 10 Versuche eingeordnet werden (Tab. 30). Bei den Versuchen Nr. 39 und Nr. 40 lag die Diffusionskategorie A vor, bei Versuch 70 Diffusionskategorie F. Setzt man jeweils die sich aus den Experimenten ergebenden Mittelwerte von v_g, u_* und D (Tab. 34) in Gleichung (127) ein, so erhält man für die Feldversuche mit Diffusionskategorie A und für den Nachtversuch bei stabiler Wetterlage (Diffusionskategorie F) die gemessene Größe des Partikeldurchmessers, falls ν den Wert 1,00 bzw. 1,26 hat. Rechnet man für den Versuch bei Diffusionskategorie F mit $\nu = 1$, so erhält man anstelle des geforderten Durchmessers von $4,6 \mu\text{m}$ (Tab. 34) einen Durchmesser von $5,1 \mu\text{m}$, so daß bei zusätzlicher Berücksichtigung der Größe des statistischen Fehlers von u_* , der bei 28 % liegt (Tab. 34 und Tab. 30), auch hier keine größeren Abweichungen festgestellt werden können.

Diese Ergebnisse zeigen, daß der Koeffizient ν unabhängig von der Diffusionskategorie in der Nähe von 1 liegt und daß es daher gerechtfertigt war, für die Aerosolablagerung ohne Berücksichtigung der Schichtung eine zur Schubspannungsgeschwindigkeit proportionale Ablagerungsgeschwindigkeit anzunehmen. Ein expliziter Einfluß der Schichtung auf den Ablagerungsprozeß, wie nach theoretischen Überlegungen von Jensen (1981) (Gleichung (11), Kap. 2.1) zu erwarten gewesen wäre, konnte somit zumindestens, was die bei den Feldexperimenten vorgekommenen Schichtungen anbelangt, nicht nachgewiesen werden. Das bedeutet, daß bei gleichen Schubspannungsgeschwindigkeiten unabhängig von der Stabilität der Schichtung die gleichen Ablagerungsgeschwindigkeiten auftreten dürften. Zu der Anpassung wird auch auf Jonas und Vogt (1982) verwiesen.

Durch eine zusätzlich vorgenommene Anpassung, in der von dem Exponentialansatz $v_g \sim u_*^\nu$ ausgegangen wurde, konnte festgestellt werden, daß die in Jülich gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras auch durch die Beziehung

$$\begin{aligned} \log d &= 0,12 \left(\log \left(\frac{v_g}{u_*^{1,13} D^{0,75}} \right) \right)^3 + 0,23 \left(\log \left(\frac{v_g}{u_*^{1,13} D^{0,75}} \right) \right)^2 \\ &+ 0,32 \log \left(\frac{v_g}{u_*^{1,13} D^{0,75}} \right) + 0,84 \end{aligned} \quad (128)$$

beschrieben werden können.

Gleichung (128) zeigt, daß auch hier der Koeffizient ν in der Nähe von 1 liegt. Vergleicht man die sich aus dieser Gleichung ergebenden Exponenten für Schubspannungsgeschwindigkeit und Trockenmasse mit den Werten von Heinemann and Vogt (1980), die bei 1,14 bzw. 0,90 liegen, so erhält man Unterschiede von nur 1 bzw. 20 %.

Die Summe der Abstandsquadrate der 471 Meßwerte beträgt bei der Anpassung nach Gleichung (126) 10,30 und nach Gleichung (128) 10,24. Da somit die in Jülich gemessenen Ablagerungsgeschwindig-

keiten durch den Exponentialansatz $v_g \sim u_*^{\gamma}$ etwas genauer als durch die Form $v_g \sim u_*$ (128) beschrieben werden, wird bei der Berechnung von Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras im folgenden von Gleichung (128) ausgegangen.

In Abb. 11 werden die Meßwerte mit der nach Gleichung (128) bestimmten Ausgleichskurve verglichen. Aus der Abbildung kann man deutlich den funktionalen Zusammenhang zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit und dem Eingangsparameter d ablesen. Der Verlauf der Funktion wird nur für Partikel mit einem Durchmesser von mindestens $1 \mu m$ angegeben; für kleinere Partikeldurchmesser liefert die Ausgleichskurve gegenüber den Meßwerten zu niedrige Werte.

Da die Partikeldurchmesser bei den Experimenten zu groß waren, als daß eine Zunahme der Ablagerungsgeschwindigkeit durch Diffusion zu kleinen Teilchen hin festgestellt werden konnte, zeigt die Anpassung das zwischen $0,1$ und $1 \mu m$ zu erwartende Minimum (Sehmel 1971, Ahmed 1979) nicht. Die Zunahme der Funktion $\log(v_g/u_*D) = f(\log d)$ ist nach Abbildung 11 am stärksten in dem durch Turbulenzablagerung gekennzeichneten Durchmesserbereich zwischen 4 und $6 \mu m$, in dem die Meßwerte auch durch eine besonders große Streubreite gekennzeichnet sind. Bei etwa $6 \mu m$ läßt der Anstieg der Ausgleichskurve nach. Bei großen Teilchen wird die Ablagerung überwiegend durch Sedimentation bestimmt (Kap. 2.2.1). Eine Korrelation zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit und der relativen Feuchte wie etwa bei elementarem (gasförmigen) Jod (Heinemann and Vogt 1980) konnte nicht festgestellt werden. Faßt man die Ablagerung von Partikeln als einen physikalischen Prozeß auf, in dem z.B. Trägheits- und Diffusionseffekte von besonderer Bedeutung sind (Kap. 2.2.1) und physikalisch chemische Effekte, wie z.B. Adsorptionseffekte, keine so große Rolle spielen, so ist eine Beeinflussung der Ablagerungsgeschwindigkeit durch die Luftfeuchtigkeit auch nicht unbedingt zu erwarten.

Nach Einbeziehung des aerodynamischen Durchmessers (77) kann aus Gleichung (128) die Ablagerungsgeschwindigkeit unabhängig von der Dichte und damit der Art des Aerosols bestimmt werden (siehe Kap. 3.4.3).

In Tabelle 48 werden nach Gleichung (128) berechnete Ablagerungsgeschwindigkeiten von Partikeln mit Durchmessern von 1 bis $15\text{ }\mu\text{m}$ angegeben. Den Werten liegt eine nach Hoffman (1973) für Vegetation in der Hauptwachstumsperiode repräsentative Trockenmasse des Grases von 170 g/m^2 zugrunde, was dem Mittelwert bei den Jülicher Ablagerungsversuchen einschließlich Horbert et al. (1976) und Heinemann and Vogt (1980) weitgehend entspricht. Bei der Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeiten wurde auch die Diffusionskategorie berücksichtigt, indem jeweils für die einzelnen Ausbreitungsklassen mittlere oder repräsentative Schubspannungsgeschwindigkeiten als Eingabedaten verwendet wurden. Den Mittelwerten für die Diffusionskategorien A, B, C und D liegen die bei den Jülicher Jod- und Aerosolablagerungsversuchen ermittelten Daten (Heinemann et al. 1976, Tab. 30) zugrunde. In Heinemann et al. (1976) wurde die Schubspannungsgeschwindigkeit in der gleichen Weise wie bei den Aerosolablagerungsexperimenten (Kap. 3.2) bestimmt. Eine ausreichende Anzahl von Daten aus Freilandversuchen zur Bestimmung einer mittleren Schubspannungsgeschwindigkeit bei Diffusionskategorie E und F stand nicht zur Verfügung. Deshalb wurde auf die Arbeit von Jensen (1981) zurückgegriffen. Hiernach ergibt sich für stabile Schichtungen, die bekanntlich überwiegend bei Nacht bei klarem Himmel und niedriger Windgeschwindigkeit auftreten, eine repräsentative Schubspannungsgeschwindigkeit von etwa 17 cm/s . Bei den in Jülich durchgeführten Nachtversuchen (Versuch 12 in Heinemann and Vogt (1980) und Versuch 70 der Aerosolablagerungsexperimente), bei denen Diffusionskategorie F vorherrschte, wurde eine Schubspannungsgeschwindigkeit von $10,7\text{ cm/s}$ bzw. $12,5\text{ cm/s}$ ermittelt (zu letzterem siehe auch Tab. 30 und 34). Für neutrale Schichtungen (Diffusionskategorie D) werden in Jensen (1980) 30 cm/s angegeben, was mit dem in Tabelle 48 zur Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit bei Diffusionskategorie D bemessenen Wert übereinstimmt. Für die Häufigkeit des Auftretens der am Wasserturm der KFA Jülich nach Windgeschwindigkeit in 30 m Höhe und Temperaturgradient zwischen 20 und 120 m bestimmten Diffusionskategorien können folgende Zahlen für den Zeitraum 1975, 1976, 1977 und 1979 genannt werden:

Diffusionskategorie A	:	1 %
Diffusionskategorie B	:	7 %
Diffusionskategorie C	:	12 %
Diffusionskategorie D	:	61 %
Diffusionskategorie E	:	7 %
Diffusionskategorie F	:	12 %

Berücksichtigt man diese statistische Verteilung, so erhält man eine mittlere Schubspannungsgeschwindigkeit von etwa 26 cm/s. Auch für diesen Wert werden in Tabelle 48 entsprechende Ablagerungsgeschwindigkeiten angegeben.

Tabelle 48 zeigt, daß man bei Diffusionskategorie A (stark labile Schichtung) die niedrigsten und bei Diffusionskategorie D (neutrale Schichtung) die höchsten Ablagerungsgeschwindigkeiten zu erwarten hat. Die Werte unterscheiden sich um einen Faktor 2,7. Ursache hierfür sind Unterschiede der Schubspannungsgeschwindigkeiten bei den verschiedenen Diffusionskategorien. Mit einer Schubspannungsgeschwindigkeit von 16,8 cm/s bei stabilen Schichtungen (Diffusionskategorie E und F) (Tab. 48) dürfte auch nachts oder bei Inversionswetterlagen die Ablagerungsgeschwindigkeit relativ niedrig sein. Geht man von einem Partikeldurchmesser von $4\text{ }\mu\text{m}$ aus, so erhält man für stabile Wetterlagen eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,08 cm/s, während man für die tagsüber überwiegend herrschende Diffusionskategorie D bei gleichem Partikeldurchmesser einen um einen Faktor 2 höheren Wert von 0,16 cm/s erwarten kann.

Aus Tabelle 48 geht auch hervor, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit für den Normalbetrieb von Kernkraftwerken, bei dem nach Jonas und Vogt (1982) (Tab. 28) Partikeldurchmesser bis zu höchstens $3\text{ }\mu\text{m}$ zu erwarten sind (siehe auch Alexander 1974), bei allen Diffusionskategorien den Wert 0,1 cm/s unterschreitet. Damit ist die Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen offensichtlich erheblich geringer als von Stäuben aus Steinkohle- bzw. Braunkohlekraftwerken. Nach Bonka (1981) sind nämlich 50 % der aus Steinkohlekraftwerken austretenden Partikel größer als $4\text{ }\mu\text{m}$, davon die Hälfte über $10\text{ }\mu\text{m}$, so daß sich mit der in der Arbeit angegebenen Partikel-

größenverteilung eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 2,6 cm/s ergibt. Bei Braunkohlekraftwerken verschiebt sich das Partikelspektrum allerdings etwas zu kleineren Durchmessern. 50 % der emittierten Partikel sind größer als 1,5 μm , aber 25 % immer noch größer als 6 μm . Es kann deshalb mit einer Ablagerungsgeschwindigkeit von 1,8 cm/s gerechnet werden (Bonka 1981). Auch die in Little and Wiffen (1977) gemessene Ablagerungsgeschwindigkeit von durch Kraftfahrzeuge ausgestoßenem Blei auf Gras entspricht mit einem Mittelwert von 2,3 cm/s (Tab. 22) etwa diesen beiden zuletzt genannten Werten. Während nach Jonas und Vogt (1982) im bestimmungsgemäßen Betrieb von Kernkraftwerken und bei den meisten Störfällen davon ausgegangen werden kann, daß große Partikel durch Filter zurückgehalten werden und nur Aerosole in der Größe von einigen μm in die Atmosphäre gelangen, können bei bestimmten Störfällen jedoch, bei denen die Freisetzung nicht über den Kamin erfolgt, durchaus auch größere Partikel auftreten und zu Ablagerungsgeschwindigkeiten von mehr als 0,1 cm/s führen. Bei einer mittleren Schubspannungsgeschwindigkeit von 26 cm/s ergeben sich dann z.B. für Partikel mit Durchmessern von 5 μm , 10 μm und 15 μm Ablagerungsgeschwindigkeiten von 0,4 cm/s, 4,6 cm/s und 8,5 cm/s. Bei einer Beurteilung der Umweltbelastung durch Radionuklide aus kerntechnischen Anlagen und Kohlekraftwerken muß vor allen Dingen auch beachtet werden, daß im Unterschied zu Kohlekraftwerken sowohl im Normalbetrieb von kerntechnischen Anlagen als auch bei Störfällen elementares Jod emittiert werden kann, für das nach Heinemann and Vogt (1980) (siehe Kap. 5) eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 2 cm/s angesetzt werden muß.

Betrachtet man wieder konventionelle Schadpartikel, so kann durch Extrapolation der Werte in Tabelle 48 bzw. Abbildung 10 festgestellt werden, daß sich für Zementpartikel, deren Durchmesser nach Czaja (1961) und Däßler (1976) die Werte 25 μm bzw. 6 bis 100 μm annehmen (Tab. 28), sehr hohe Falloutkonstanten in der Größenordnung von 10 cm/s ergeben. Für Schwefelsäuretropfen, deren Durchmesser nach Tabelle 28 zwischen 0,6 und 10 μm liegt, dürfte der Bereich zwischen 0,01 und 1 cm/s maßgeblich sein.

Die Ablagerungsgeschwindigkeit von Ruß und Ölnebel auf Gras nimmt, wenn der Partikeldurchmesser ca. $1\text{ }\mu\text{m}$ beträgt (Tab. 28), sehr niedrige Werte an. Es können dann, wie Tabelle 48 zeigt, unter Umständen $0,01\text{ cm/s}$ unterschritten werden.

3.4.2 Vergleich der Ablagerungsgeschwindigkeit von Partikeln auf Klee, Erdboden, Wasser und künstlichen Grenzflächen mit der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras

In Tabelle 49 werden die Mittelwerte der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Klee, Erdboden, Wasser und künstlichen Grenzflächen, d.h. glatte und strukturierte Metalle sowie einfaches Filterpapier, mit den Mittelwerten der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras (Tab. 33 und 34) verglichen.

"Es ist plausibel, daß für die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Klee der gleiche funktionale Zusammenhang hinsichtlich des Aerosoldurchmessers, der Schubspannungsgeschwindigkeit und der Trockenmasse besteht wie für die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras. Deshalb werden bei Parallelmessungen, bei denen Schubspannungsgeschwindigkeit und Aerosoldurchmesser gleich waren, Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras und Klee verglichen, indem das Verhältnis

$$\frac{v_{gKl}^{D_G 0,75}}{v_{gG}^{D_{Kl} 0,75}}$$

bestimmt wird. (Die Indices Kl und G beziehen sich auf Klee bzw. Gras.)

Lagen bei bestimmten Versuchen keine Meßergebnisse der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras vor, so wurde die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Klee den angepaßten Werten der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras (128) gegenübergestellt. Insgesamt wurde in 11 Versuchen die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Klee untersucht, wobei der Aerosoldurchmesser zwischen $1,1$ und $6,5\text{ }\mu\text{m}$

schwankte." (Jonas und Vogt 1982)

Aus Tabelle 49 ergibt sich, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Klee im Durchschnitt um einen Faktor 1,83 größer war als die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras. Berücksichtigt man den Unterschied der beiden Ablagerungsgeschwindigkeiten durch die Einführung eines biologischen Qualitätsfaktors B in Gleichung (128), so ergibt sich für die Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Klee

$$\begin{aligned} \log d &= a_3 \left(\log \left(\frac{v_g}{B u_*^\nu D^\nu} \right) \right)^3 + a_2 \left(\log \left(\frac{v_g}{B u_*^\nu D^\nu} \right) \right)^2 \\ &+ a_1 \log \left(\frac{v_g}{B u_*^\nu D^\nu} \right) + a_0 \end{aligned} \quad (129)$$

$$\begin{aligned} a_3 &= 0,12, \quad a_2 = 0,23, \quad a_1 = 0,32, \quad a_0 = 0,84, \quad \nu = 0,75, \quad \nu = 1,13, \\ B &= 1,83 \end{aligned}$$

B hat für Gras definitionsgemäß den Wert 1 (siehe Gleichung (126) und (128)).

"Im einzelnen wurde nicht untersucht, ob sich die Unterschiede der Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras und Klee aus den unterschiedlichen Blattflächen pro m² Bodenoberfläche oder aus den verschiedenen Orientierungen der Blätter gegenüber der Windrichtung ergeben." (Jonas und Vogt 1982)

Der Vergleich der Ablagerungsgeschwindigkeit auf dem Erdboden, Wasseroberflächen und künstlichen Grenzflächen mit der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras bezieht sich einerseits auf die direkt gemessenen Werte der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras v_{gG} , andererseits auf die Werte der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras, die sich aus den Messungen für eine mittlere Trockenmasse von 0,017 g/cm² ergeben (v_{gG} ($D = 0,017 \text{ g/cm}^2$)). Diese Werte wurden aufgrund der Proportionalität $v_g \sim D^{0,75}$ berechnet. Fanden keine Parallelmessungen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras statt, so wurden die Werte der Ablagerungsgeschwindigkeit

keit auf dem Erdboden und auf künstlichen Grenzflächen ebenfalls mit der Ausgleichskurve für die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras (Gleichung (128)) verglichen, wobei für das Gras eine Trockenmasse von $0,017 \text{ g/cm}^2$ angesetzt wurde. Insgesamt wurden in 14 Experimenten Ablagerungsgeschwindigkeiten auf dem Erdboden, ebenso in 14 Experimenten Ablagerungsgeschwindigkeiten auf künstlichen Grenzflächen und in 4 Versuchen Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Wasseroberflächen bestimmt.

Nimmt man für Gras eine nach Hoffman (1973) repräsentative Trockenmasse von $0,017 \text{ g/cm}^2$ an, so beträgt im Durchschnitt das Verhältnis zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf künstlichen Grenzflächen, Erdboden sowie Wasseroberflächen und jeweils der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras 0,41, 0,40 und 0,23. Für den Erdboden, Wasser und für künstliche Grenzflächen ergaben sich im Mittel Ablagerungsgeschwindigkeiten von $0,035 \text{ cm/s}$, $0,071 \text{ cm/s}$, $0,023 \text{ cm/s}$.

In Versuch 63 und 66 wurde auch an jeweils einer Probenahmestation eine Weißkohlprobe (*Brassica oleracea* var. *capitata*) und eine Grasprobe genommen und die abgelagerte Aktivität verglichen. Es kann festgestellt werden, daß die auf die Trockenmasse normierte Ablagerungsgeschwindigkeit auf den Weißkohlblättern etwa doppelt so hoch wie auf dem Gras gewesen ist, womit sich ein ähnlicher Unterschied wie bei Rotklee ergibt.

3.4.3 Vergleich der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Partikeln auf niedriger Vegetation und ebenen Oberflächen mit theoretischen und semiempirischen Ansätzen und mit gemessenen Literaturwerten

In Abbildung 12 werden die in der KFA Jülich gemessenen Aerosolablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser (77) mit Werten aus den Ansätzen nach Chamberlain (1967), Sehmel (1971) und Davies (1966b) (Kap. 2.1, Kap. 2.3) verglichen. Ablagerungsgeschwindigkeiten aus dem Ansatz nach Chamberlain (1967) wurden für eine Schubspannungsgeschwindigkeit von

25 cm/s berechnet. Zum Vergleich mit den Werten von Sehmel (1971) wurde die in dieser Arbeit für eine Schubspannungsgeschwindigkeit von 34 cm/s berechnete Kurve ausgewählt, da die Schubspannungsgeschwindigkeit dem in Kapitel 3.4.1 bestimmten Jahresmittelwert von 26 cm/s am nächsten kommt. Die aus Davies (1966b) übernommenen Falloutkonstanten beziehen sich auf eine Schubspannungsgeschwindigkeit von 25 cm/s. Dies zeigt, daß es zweckmäßig war, in die Abbildung zum Vergleich mit den Literaturwerten sowohl die für eine Schubspannungsgeschwindigkeit von 25 cm/s als auch die für eine Schubspannungsgeschwindigkeit von 34 cm/s ermittelte Approximationskurve der in Jülich gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten aufzunehmen.

Wie schon in Kapitel 2.1 angedeutet worden ist, liegen Ablagerungsgeschwindigkeiten aus Ansätzen, in denen vollständige Absorption vorausgesetzt ist, zum Teil erheblich über gemessenen Werten. Dies kommt besonders drastisch bei den von Chamberlain (1967) für glatte Flächen ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten zum Ausdruck (Abb. 12). Berücksichtigt man, daß das Verhältnis Ablagerungsgeschwindigkeit auf glatten Flächen zu Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras im Durchschnitt 0,4 beträgt (Tab. 49), so ergibt sich nach Abbildung 12 bei einem aerodynamischen Durchmesser von 2 μm ein Unterschied von mehr als 2 Größenordnungen. Bemerkenswert ist, daß dieser mit zunehmendem Partikeldurchmesser geringer wird und daß ab 20 μm sogar eine Übereinstimmung zu den Jülicher Werten besteht.

Auch die Werte von Sehmel (1971), bei denen ebenfalls eine vollständige Senke für die Ablagerung vorlag (Kap. 2.3), sind größer als die in Jülich gemessenen, wobei sich allerdings längst nicht so große Unterschiede ergeben (Abb. 12). Die für glatte Messingoberflächen von Sehmel (1971) ermittelten Werte sind in dem durch Turbulenzablagerung gekennzeichneten Bereich (Kap. 2.2) etwa um einen Faktor 1,1 bis 5 höher als die Werte, die der Ausgleichskurve entsprechen. Für große Partikel, deren Ablagerung überwiegend durch Sedimentation erfolgt, wird wie bei den Werten von Chamberlain (1967) eine Übereinstimmung zu den bei den Feldexperimenten erzielten Werten gefunden.

Etwas zu niedrig liegen nach Abbildung 12 die von Davies (1966b) für ein glattes Rohr mit einem Radius von 0,635 cm bei einem Druck von 6 atm ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten. Berücksichtigt man wieder den für glatte Flächen um einen Faktor 2,5 zu erwartenden niedrigeren Ablagerungswert, so kann festgestellt werden, daß bei einem aerodyn. Durchmesser von $2\text{ }\mu\text{m}$ die Ablagerungsgeschwindigkeit um einen Faktor 10 niedriger als die in Jülich bestimmten Werte liegt. Für Partikel größer als $6\text{ }\mu\text{m}$ wird dagegen ein Unterschied von einem Faktor 2 nicht mehr überschritten, was auch in dem folgenden Anwendungsbeispiel (Jonas 1981) zum Ausdruck kommt.

Zur Simulation natürlicher Verhältnisse wird eine Luftschicht von 2 m Dicke betrachtet, in der eine mittlere Windgeschwindigkeit von 3 m/s in 1 m Höhe herrscht. Dem Testbeispiel für die Gleichungen (62) bis (70) (Kap. 2.3) sollen weiterhin eine Schubspannungsgeschwindigkeit von 25 cm/s zugrunde liegen, was auch etwa dem bei den Freilandversuchen vorgekommenen Mittelwert entspricht (Tab. 30), sowie die Werte

$$\begin{aligned} d_a &= 9,7 \text{ }\mu\text{m} \\ \nu_L &= 0,15 \frac{\text{cm}^2}{\text{s}} \quad (\text{kinematische Zähigkeit für Luft bei } T = 20^\circ \text{ C (Bauer 1953)}) \\ \rho_s &= 3,606 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} \quad (\text{Dichte für CuSO}_4 \text{ bei } T = 20^\circ \text{ C (Landolt-Börnstein 1971)}) \\ \rho_L &= 1225 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \quad (\text{Dichte für Luft } T = 15^\circ \text{ C (Bauer 1953)}) \\ \eta &= 0,000181 \frac{\text{g}}{\text{cm s}} \quad (\text{dynamische Zähigkeit für Luft bei } T = 20^\circ \text{ C (Bauer 1953)}) \end{aligned}$$

Es ergibt sich eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,1 cm/s.

Orientiert man sich wieder an der aus den Feldexperimenten resultierenden Ausgleichskurve für Gras (Abb. 12), so erhält man mit dem

Faktor von 0,4 für glatte Oberflächen (Tab. 49) einen Vergleichswert von 0,17 cm/s.

Zu dem in Abb. 12 durchgeführten Vergleich der vom Verfasser gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten mit den Literaturwerten ist noch zu bemerken, daß nicht nur die Ablagerung auf verschiedenen Oberflächen untersucht wurde, sondern auch Unterschiede im Verlauf der Funktion $v_g = f(d)$ nicht ausgeschlossen werden können. Betrachtet man aber die Approximationsfunktion der Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras und den Verlauf der für eine glatte Oberfläche von Davies (1966b) ermittelten Funktion (Abb. 12), so kann zumindest eine gewisse Ähnlichkeit festgestellt werden.

Zum Abschluß des Vergleichs der in Jülich ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten mit in der Theorie vorkommenden Werten soll noch auf die von Fisher (1966) aufgestellte Gleichung (Gleichung (19), Kap. 2.1) eingegangen werden. Anwendungen hierzu wurden in Jonas (1978) vorgenommen. Die für geometrische Durchmesser von 1 bis 10 μm ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten auf glatten Flächen lagen, wie in der Literaturstudie ersichtlich ist, zwischen 0,25 und 0,27 cm/s. Dies zeigt, daß die Theorie zur Bestimmung von Aerosolablagerungsgeschwindigkeiten nicht anwendbar ist, da die Resultate im Gegensatz zu im Freiland erzielten Meßergebnissen (Tab. 19 bis 27, Tab. 48) und auch nach theoretischen Überlegungen berechneten Werten (Abb. 12) fast keine Abhängigkeit vom Aerosoldurchmesser aufweisen.

Insgesamt kann festgestellt werden, daß eine zufriedenstellende Übereinstimmung der in Jülich gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten mit Werten aus theoretischen und semiempirischen Ansätzen nur für die Resultate aus Davies (1966b) und Sehmel (1971) erzielt werden konnte, wobei zur Bewertung der Anwendbarkeit der Gleichungen in diesen Arbeiten hinzugefügt werden muß, daß eine Berechnung der Ablagerungsgeschwindigkeit nicht wie bei den in dieser Dissertation entwickelten empirischen Ansätzen (Kap. 3.4.1, Kap. 3.4.2, Kap. 4.5) für verschiedene Oberflächen, sondern nur für glatte Flächen erfolgen kann. Theoretische Ansätze, bei denen

totale Absorption vorausgesetzt wird (Chamberlain 1967, Sehmel 1971), liefern im durch Turbulenzablagerung gekennzeichneten Bereich grundsätzlich zu hohe Werte, während für die Sedimentationsablagerung Ergebnisse erzielt werden, die im Bereich der Resultate der Jülicher Freilandmessungen liegen.

In Jonas (1978) wird auf die Problematik der Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit aus theoretischen Ansätzen näher eingegangen, als dies im Rahmen dieser Dissertation möglich war. Dabei wird festgestellt, daß die in der Literatur angegebenen theoretischen Modelle, auch Ausbreitungsmodelle, zur Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit wegen problematischer Ansätze, vereinfachender Annahmen oder nicht ausreichend bekannter Eingangsparameter nur beschränkt geeignet sind, um die Ablagerung unter natürlichen Verhältnissen zu beschreiben. Aufgrund aller dieser Tatsachen bietet es sich an, für den Vergleich der in Jülich und an anderen Stellen bestimmten Ablagerungsgeschwindigkeiten von Aerosolen im folgenden Meßwerte heranzuziehen. Ausführungen hierzu werden teilweise aus Jonas und Vogt (1982) übernommen.

Im Gegensatz zu den Jülicher Freilandversuchen, bei denen systematisch die in die Ablagerungsgeschwindigkeit eingehenden Parameter bestimmt wurden, werden in der Literatur diese Größen nur zum Teil erfaßt (Kap. 2.4).

Aufgrund von Literaturuntersuchungen (Kap. 2) und eigenen Meßergebnissen (Kap. 3.4.1) konnte angenähert eine Proportionalität zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit und der Trockenmasse einerseits und der Schubspannungsgeschwindigkeit andererseits festgestellt werden; außerdem zeigen die in Jülich und an anderen Stellen (z.B. Chamberlain 1967, Sehmel 1973, Clough 1975) gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten eine starke Abhängigkeit vom Aerosoldurchmesser. Da jedoch nur bei den in Jülich gemessenen Aerosolablagerungsgeschwindigkeiten gezielte Bestimmungen der Vegetationstrockenmasse vorgenommen worden sind und Angaben hierzu in der Literatur fehlen (Kap. 2.4), kann bei dem folgenden Literaturvergleich diese Größe nicht berücksichtigt werden. "Es bie-

tet sich an, aus den Literaturstellen und den Jülicher Messungen (einschl. Horbert et al. 1976) bestimmte Mittelwerte der Verhältnisse v_g/u_* als Funktion des Aerosoldurchmessers aufzutragen und miteinander zu vergleichen." (Jonas und Vogt 1982) Dies geschieht in Abb. 13 für die Ablagerung auf niedriger Vegetation (ausgenommen sind Bäume) und in Abb. 14 für die Ablagerung auf künstlichen Oberflächen, Erdboden und Wasser. Bei der Darstellung in Abb. 13 und 14 werden in der Regel die Werte aus den Tabellen 19 bis 27 übertragen (siehe Kap. 2.4). Ausgenommen sind die Werte von Raynor et al. (1970a), (1970b), (1971) (Abb. 14). Die auf die Schubspannungsgeschwindigkeit normierten Ablagerungsgeschwindigkeiten für diese Literaturstellen wurden aus den Daten in Jonas (1978) ermittelt, die eine detailliertere Darstellung der Literaturwerte beinhalten.

Wie der Aerosoldurchmesser bei den Jülicher Freilandversuchen bestimmt worden ist, kann aus Kap. 3.1 entnommen werden. Nach Tabelle 19, 20, 22 und 23 (Kap. 2.4) sind Partikel mit geometrischen Durchmessern von $1\text{ }\mu\text{m}$, $2\text{ }\mu\text{m}$, $5\text{ }\mu\text{m}$ und $32\text{ }\mu\text{m}$, die in Chamberlain (1967), (1975) vorkommen, monodispers; ebenfalls monodispers sind Partikel mit geometrischen Durchmessern größer als $2\text{ }\mu\text{m}$, die in Tabelle 20 (Kap. 2.4) unter der Literaturstelle Sehmel (1973) zu finden sind, sowie Partikel mit Aerosoldurchmessern von $0,5\text{ }\mu\text{m}$ und $3\text{ }\mu\text{m}$ in Clough (1973), (1975) (Tab. 19 und 20). Der Durchmesser der Zink-Cadmium-Sulfit-Partikel in Clough (1975) (Durchmesser zwischen $3,5$ und $6,5\text{ }\mu\text{m}$, Abb. 13) wurde mit Hilfe der Daten von May and Clifford (1967) erhalten, wonach sich die Aerosolgröße bei einer vorgegebenen Windgeschwindigkeit aus der auf klebrigen Stäben abgelagerten Aerosolmenge bestimmen läßt. Nach Clough (1975) erlaubt es die Methode der Markierung mit Radioaktivität, Partikel gleicher Größe herzustellen, so daß angenommen werden kann, daß die Partikel in Clough (1973), (1975), ausgenommen die Aitkenpartikel (Durchmesser $0,08\text{ }\mu\text{m}$, Abb. 13, Abb. 14) und die heterogenen Aerosole aus der Atmosphäre (Durchmesser $1\text{ }\mu\text{m}$, Filterpapier, Abb. 14), überwiegend monodispers waren. Die Ablagerungsgeschwindigkeiten in Ahmed et al. (1978) (Tab. 19 und 20) wurden ausschließlich mit monodispersen Aerosolen erzielt. Einzelheiten über die Partikelspektren polydisperser Aerosole sind

aus Chamberlain (1967), Raynor et al. (1970a), (1970b), (1971), Clough (1973), (1975) und Sehmel (1973) nicht zu entnehmen. Diese Ausführungen zeigen, daß Unterschiede in der Größenverteilung der Aerosole vorgelegen haben können und daß die Bestimmung des Partikeldurchmessers zum Teil nach unterschiedlichen Methoden erfolgt ist. Diese Tatsachen können Ursachen für die Streuung der in die Abbildungen 13 und 14 aufgenommenen Meßwerte sein. Eine weitere Ursache für die beobachteten Streuungen dürfte sein, daß in den Abbildungen Ergebnisse aus Windkanal- und Freilandmessungen zusammengefaßt werden. Außerdem erfolgt die Darstellung in Abbildung 13 ohne Berücksichtigung der Trockenmasse und des Zustandes der Vegetation.

Wie aus Abbildung 13 hervorgeht, wurde z.B. bei dem Jülicher Freilandversuch mit einem Partikeldurchmesser von $3,2 \mu\text{m}$ ein sehr niedriger Wert der auf die Schubspannungsgeschwindigkeit normierten Ablagerungsgeschwindigkeit erzielt. Zur Versuchszeit herrschte sommerliche Trockenheit, so daß das Gras trocken und hart war.

Die Experimente wurden auch mit verschiedenen Aerosolarten durchgeführt. Hierzu ist zu bemerken, daß die Dichte der bei den Jülicher Freilandexperimenten verwendeten Kupfersulfataerosole mit $3,606 \text{ g/cm}^3$ (Landolt-Börnstein 1971) relativ hoch gegenüber der Dichte der in der Literatur vorkommenden Partikel gewesen ist, die meistens bei 1 g/cm^3 liegt. Dieser Effekt kommt zum Teil in den Werten der Ablagerungsgeschwindigkeiten zum Tragen, die insbesondere für Partikeldurchmesser von ca. $10 \mu\text{m}$ und mehr relativ hoch gegenüber den Literaturwerten sind. Das gleiche trifft auch für den späteren Vergleich der aus den Jülicher Ablagerungsversuchen abgeleiteten Ablagerungsgeschwindigkeiten von größeren Partikeln auf Bäumen mit Literaturwerten (Kap. 4.6, Abb. 17) zu.

Die Abbildungen 13 und 14 zeigen, daß ein Minimum für v_g/u_* im Partikeldurchmesserbereich zwischen $0,1$ und $1 \mu\text{m}$ besteht, was nach Kapitel 2.2.1 wie das Minimum des Abscheidegrades auf wenig wirksame Diffusions-, Interzeptions- und Trägheitseffekte in diesem Bereich zurückzuführen ist. Abbildung 13 deutet auch darauf

hin, daß die Zunahme der Ablagerungsgeschwindigkeit zu großen Teilchen hin bei etwa $10\text{ }\mu\text{m}$ nachläßt. Dieser Effekt kann nach Sehmel (1971) dadurch erklärt werden, daß für Partikeldurchmesser in diesem Bereich die Ablagerung durch turbulente Diffusion nicht mehr zunimmt. In Abbildung 14 ist ein derartiger Verlauf der Funktion $v_g/u_* = f(d)$ nicht erkennbar.

Vergleicht man in Abbildung 13 und 14 die Ergebnisse der Jülicher Feldexperimente mit den von verschiedenen Autoren (Legende der Abbildungen) gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten, so kann insgesamt eine befriedigende Übereinstimmung festgestellt werden. Die Ablagerungsgeschwindigkeit von Pb 203/212 - Aerosolen (Durchmesser zwischen $0,01$ und $0,25\text{ }\mu\text{m}$) ist nach Little and Wiffen (1977) auf vegetationslosem Erdboden um einen Faktor 2,3 bis 3,6 niedriger als auf Gras. Bei den Jülicher Experimenten wurde für Kupfersulfataerosole mit einem mittleren Durchmesser von $3,6\text{ }\mu\text{m}$ ein Unterschied von einem Faktor 2,4 (Tab. 49) festgestellt, so daß die hierbei erzielten Versuchsergebnisse, abgesehen von der verschiedenen Größe und Art der Aerosole, auch von dieser Seite her bestätigt werden können.

Die Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf Getreide dürfte nach der Literaturuntersuchung in Abbildung 13 etwa dem Wert für Gras entsprechen, was auch für Schwefeldioxid (Tab. 54) zutrifft.

3.4.4 Effektivität der Ablagerung auf Blättern von belaubten Zweigen gegenüber Gras

Aussagen über die Effektivität der Ablagerung auf einer bestimmten Blattart gegenüber Gras gewinnt man, indem man die oberflächenspezifischen Aktivitäten in Tabelle 35 bis 46 (Spalte 12) miteinander vergleicht. Man sieht, daß bei Nadelbäumen der Unterschied zur Ablagerung auf Gras offenbar besonders groß in dem durch Turbulenzablagerung gekennzeichneten Durchmesserbereich von 4 bis $5\text{ }\mu\text{m}$ ist, während bei kleinen und ganz großen Partikeln ($1\text{ }\mu\text{m}$ bzw. 7 bis $16\text{ }\mu\text{m}$) verhältnismäßig niedrige Werte vorliegen. Bei Laubbäumen konnten ähnliche Effekte nicht festgestellt werden.

Eine Parameterisierung der Ablagerung auf den Blättern der einzelnen Baumarten wie für die Ablagerung auf Gras (Gleichung (128)) wird wegen der geringen Anzahl der Proben nicht vorgenommen.

Aus Tabelle 35 geht hervor, daß die am Rande des Versuchsfeldes in einem 31jährigen Buchenbestand in einem Abstand bis zu ca. 10 m vom Trauf genommenen Proben (Versuch 64) (Kap. 3.2) ähnliche Unterschiede zum Gras hinsichtlich der pro g Trockengewicht bzw. pro m² Blattfläche aufgenommenen Aktivität aufwiesen wie die Buchenblätter der befestigten Zweige in den anderen Experimenten.

Die Mittelwerte der oberflächenspezifischen Vergleichsfaktoren in Tabelle 47 deuten darauf hin, daß die Ablagerung auf Nadelblättern und kleinen Laubblättern (Birke) größer ist als auf großblättrigem Laub (Spitzahorn, Roteiche, Roßkastanie).

In diesem Zusammenhang sind die Messungen des Einfangwirkungsgrades nach Röbig et al. (1978) zu erwähnen, die zur Bestimmung des Washoutkoeffizienten von Partikeln durchgeführt wurden. Die Meßergebnisse zeigten, daß für bestimmte Teilchendurchmesser der Einfangwirkungsgrad um so größer ist, je kleiner die Tropfen sind. Auch in Jonas (1975) werden bei der Bestimmung des Einfangwirkungsgrades zwischen Eiskristallen und Wassertropfen ähnliche Ergebnisse erzielt, wobei allerdings der Einfangwirkungsgrad wieder abnimmt, wenn die Tropfen zu klein werden. In Ahmed (1979) wird der Einfangwirkungsgrad zwischen Partikeln mit Durchmessern von 1 µm bis 10 µm und zylindrischen Stäben mit einem Durchmesser von 0,2 cm gemessen. Wendet man die in dieser Arbeit angegebenen empirischen Gleichungen für kleinere Stabdurchmesser an, so kann auch hier ein erhöhter Einfangwirkungsgrad festgestellt werden. Der Variation des Stabdurchmessers sind allerdings von der Anwendung der Gleichungen her (Ahmed 1979) Grenzen gesetzt.

Die Effektivität der Ablagerung auf Nadelblättern wird auch in der Arbeit von Jörg (1968) hervorgehoben. Jörg (1968) stellt fest, daß schwebefähige Stäube an Kiefernadeln, deren anatomischer Aufbau durch feine Vertiefungen, wulstige Knoten und sonstige Unebenheiten gekennzeichnet ist, besonders gute An- bzw. Einlagerungs-

flächen finden. Durch die Harzausscheidung kommt es außerdem zu einer dauerhaften Haftung der Stäube.

Eine weitere Ursache für die gegenüber den Laubbäumen höhere Ablagerungseffektivität der in Tabelle 47 aufgeführten Nadelgehölze kann das unterschiedliche Verhalten gegenüber dem Wind sein. Während die Nadeln der Koniferen bei einer Windbewegung überwiegend in einer starren Haltung verbleiben, bewegen sich die Blätter der Laubbäume leicht, so daß der Staub teilweise abfallen kann.

Die stärkste Ablagerung ist nach Tabelle 47 eindeutig auf Lärchen zu verzeichnen. Der Vergleichsfaktor für Europäische und Japanische Lärchen erreicht einen Wert von 10,03 bzw. 11,74. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß die starke Aufnahmebereitschaft für in der Luft enthaltene Stoffe unter Umständen ein Grund für die Empfindlichkeit von Lärchen ist.

Nach Steubing und Kirschbaum (1976) können auf den Blättern um so mehr Staubpartikel haften bleiben, desto größer die Rauigkeit der Blattoberfläche, d.h. deren Behaarung und Unebenheit, ist. Eichenblätter sind besonders glatt und vermögen deshalb nur eine verhältnismäßig geringe Aerosolmenge an sich zu binden. Unter diesem Aspekt können die im Vergleich zu den anderen in Tabelle 47 aufgeführten Laubholzarten niedrigen Mittelwerte der oberflächenspezifischen Vergleichsfaktoren von Rot- und Stieleiche gesehen werden. Die Werte dieser Faktoren, die bei 1,07 bzw. 1,92 liegen, werden nur vom Mittelwert des Spitzblättrigen Ahorns mit 0,83 unterschritten.

Bei der Untersuchung der Ursache für den im Vergleich zu Kiefernadeln geringeren Depositionsfluß auf Traubeneichenblätter erwähnt Bélot (1977), daß die Ablagerung von Partikeln mit Durchmessern von $0,2\text{ }\mu\text{m}$ bis $10\text{ }\mu\text{m}$ auf Vegetation von der transversalen Ausdehnung der Ablagerungsfläche abhängt. Die transversale Ablagerungsfläche des Eichenblattes ist geringer als die der Kiefernadel, was zu einem niedrigeren Ablagerungswert führt.

Der auf die Partikelkonzentration normierte Depositionsfluß pro m^2 Blattfläche ist, wie Windkanalversuche nach B  lot (1977) zeigen, für Traubeneichen um einen Faktor 1,5 bis 10 kleiner als für Kiefern. Stellt man diesen Angaben die Werte der Jülicher Ablagerungsversuche gegenüber und vergleicht die Mittelwerte der oberflächenspezifischen Vergleichsfaktoren in Tabelle 47, so kann für Stieleichen ein um einen Faktor 3,7 kleinerer Wert als für Kiefern festgestellt werden.

Der Einfangwirkungsgrad von Birkenblättern und Tropfen mit Durchmessern von ca. $15 \mu\text{m}$ ist nach den von White and Turner (1970) bei einer Windgeschwindigkeit von etwa 2 m/s durchgeführten Freilandexperimenten um einen Faktor 2 höher als der Einfangwirkungsgrad von Eichenblättern und Tropfen gleicher Größe. Vergleicht man wiederum die Mittelwerte der Verhältnisse Ablagerung pro m^2 Blattf  che zu Aktivität pro m^2 Grasf  che in Tabelle 47, so ergibt sich für Birken ein um einen Faktor 3,7 höherer Wert als für Stieleichen.

Bei den vom Verfasser durchgeführten Freilandversuchen wurde ebenfalls das Verhältnis Ablagerung pro Gramm Trockenmasse Nadeln bzw. Laub zu Ablagerung pro Gramm Trockenmasse des Grases untersucht (Kap. 3.2, Kap. 3.3). Die Faktoren betrugen für Fichten und Spitzahorne im Durchschnitt 3,0 bzw. 2,4, wobei für Ahornbl  tter der niedrigste Wert bei 0,8 lag. Nach Horbert et al. (1976) war die Ablagerung an Gras und Ahornbl  ttern auf die Trockenmasse bezogen annähernd gleich, während zwischen Gras und Fichtennadeln ein Verhältnis von 1 zu 2,3 bestand.

Vergleicht man die Mittelwerte des Verhältnisses abgelagerte Aktivität pro Gramm Trockenmasse Hainbuchenbl  tter bzw. Fichtennadeln zu abgelagerte Aktivität pro Gramm Trockenmasse Gras in Tabelle 47, so kann man feststellen, daß sich auf den Buchenblättern im Durchschnitt eine um einen Faktor 1,3 größere Aerosolmenge als auf den Fichtennadeln niedergeschlagen hatte. Keller (1967) fand bei einer Untersuchung der Bleiablagerung an Straßenrändern, daß die Nadeln von Fichten 114 ppm Blei pro Gramm Trockensubstanz und

die Blätter der Hainbuche 119 ppm Blei aufgenommen hatten; die haarigen Blätter der Haselnuß enthielten 137 ppm. Ein Vergleich der in Jülich gemessenen Ablagerungsfaktoren mit den von Keller (1967) ermittelten Unterschiede der Depositionswerte an Hainbuchen und Fichten ist insofern problematisch, als hier die Ablagerung nicht nur durch den Mechanismus der Trockenabscheidung, sondern auch durch andere Effekte wie Washoutabscheidung und vor allen Dingen Abwaschen des Bleistaubes von den Blättern durch Regen beeinflußt wurde, die bei den beiden Baumarten unterschiedlich verlaufen sein können.

4 Aus den Freilandversuchen abgeleitete Ablagerungsgeschwindigkeiten von Aerosolen auf Bäumen

4.1 Aufstellung einer Gleichung zur Bestimmung des Unterschiedes zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen und auf Gras

Ein erster Schritt zur Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen bestand darin, Vergleichsmessungen zwischen der Ablagerung auf Gras und Blättern vorzunehmen (Kap. 3.2). Die Berechnung des Unterschiedes zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen und Gras lehnt sich dann an Gleichung (89) an. Es wird eine Proportionalität zwischen der Ablagerung auf Bäumen und dem Gesamtblattflächenindex angenommen und das Windprofil im Wald durch den integralen Mittelwert der Schubspannungsgeschwindigkeit beschrieben. Abschattungseffekte werden wie in Gleichung (89) durch einen Abschattungsfaktor berücksichtigt. Unterschiede der Luftkonzentrationen im Kronenraum der Bäume werden vernachlässigt, d.h. es wird angenommen, daß abgesehen von Abschattungseffekten eine gleichmäßige Beaufschlagung der Blätter stattfindet. Nimmt man an, daß der aus den Aerosolablagerungsexperimenten über Gras hergeleitete Potenzansatz $v_g \sim u_*^{1,13}$ (Kap. 3.4.1) auch für Baumbestände Gültigkeit besitzt, so ergibt sich nach diesen Überlegungen bei gleicher Luftkonzentration für das Verhältnis zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen und der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras

$$U_{BG} = \frac{A_1 a_w P_G}{A_2 F_1 p} \left(\frac{u_{*I}}{u_{*G}} \right)^{1,13} \quad (130)$$

U_{BG} Verhältnis zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen und auf Gras

A_1 Aktivität auf Blättern mit der Oberfläche F_1

A_2 Aktivität auf Gras

F_1 Oberfläche der Blätter

P_G Probenahmefläche des Grases

p Abschattungsfaktor

a_w	Oberfläche der Blätter pro m^2 Grundfläche (Gesamtblattflächenindex der Bäume)
u_{*I}	integraler Mittelwert der Schubspannungsgeschwindigkeit in Baumbeständen
u_{*G}	Schubspannungsgeschwindigkeit über Gras

Die Aktivitäten A_1 und A_2 sowie die Probenahmefläche des Grases P_G und die Oberfläche der Blätter F_1 wurden in Freilandversuchen bestimmt (Kap. 3.2). Werte für das Verhältnis u_{*I}/u_{*G} und den Abschattungsfaktor p müssen aus der Literatur entnommen werden. Durch Multiplikation der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras (128) mit nach (130) berechneten Vergleichsfaktoren ergeben sich dann die für Bäume abgeschätzten Ablagerungsgeschwindigkeiten.

Grundsätzlich ist noch zu bemerken: Die Abschätzung der Ablagerungsgeschwindigkeiten für Bäume bzw. Wälder aus Ablagerungsmessungen mit im Boden befestigten, kurz vor Experimentbeginn abgeschnittenen Zweigen (130) erfolgt auf Grund der Tatsache, daß hierbei keine signifikanten Unterschiede zur Ablagerung an natürlichen Baumbeständen am Waldrand festgestellt werden konnten (Kap. 3.4.4).

4.2 Schubspannungsgeschwindigkeit für Wälder

Zur Charakterisierung des Windprofiles in Wäldern (siehe Gleichung (89) und (92)) wurde der integrale Mittelwert der von Mayer (1978) in und über einem Fichtenwald zwischen 1 und 44 m Höhe gemessenen Schubspannungsgeschwindigkeit (Abb. 15) bestimmt, wobei davon ausgegangen wurde, daß der Ablagerungsprozeß auch noch von den Austauschverhältnissen in einem gewissen Bereich der Grenzschicht über dem Wald beeinflußt wird. Die Höhe der Obergrenze der Baumkronen im Ebersberger Forst bei München liegt bei 31 m über Grund (Abb. 15). Der integrale Mittelwert der in Abbildung 15 dargestellten Schubspannungsgeschwindigkeiten beträgt 21,6 cm/s.

Die Windgeschwindigkeit ist annähernd proportional der Schubspannungsgeschwindigkeit. Es ergeben sich hohe Korrelationskoeffizienten zwischen beiden Größen. Korreliert man z.B. die Windgeschwindigkeiten in 2 m Höhe (Heinemann et al. 1976, Jodablagerungsversuche sowie meteorologische Daten zu den Aerosolablagerungsexperimenten in Tab. 30) mit den Schubspannungsgeschwindigkeiten, so erhält man für 94 Wertepaare einen Korrelationskoeffizienten von 0,80. Dieser Wert überschreitet den für eine statistische Sicherheit von 99,9 % geforderten Signifikanzschwellenwert, der bei 0,35 liegt, um mehr als einen Faktor 2.

Die mittlere Windgeschwindigkeit in 50 m über Grund beträgt in Jülich (Kap. 7.1) 4,8 m/s und in München-Riem (Benesch et al. 1978) 4,1 m/s. Es kann außerdem angenommen werden, daß über freiem Gelände in der Nähe des Ebersberger Forstes Windgeschwindigkeiten wie in München-Riem herrschen. Mit der Proportionalität $u_* \sim u$ und der für Jülich über Gras zu erwartenden mittleren Schubspannungsgeschwindigkeit von 26,1 cm/s erhält man dann für Weidegebiete um den Ebersberger Forst eine mittlere Schubspannungsgeschwindigkeit von 22,3 cm/s. Zieht man diesen Wert für einen Vergleich mit der mittleren Schubspannungsgeschwindigkeit in und über dem Fichtenwald heran, die 21,6 cm/s beträgt, so kann festgestellt werden, daß eine Übereinstimmung zwischen beiden Werten gegeben ist. Nach Geiger (1961) und van Eimern (1982) weisen die Schubspannungsgeschwindigkeiten in einem Eichen- und in einem Buchenwald einen ähnlichen Wertevorrat und Verlauf wie in dem Fichtenwald (Ebersberger Forst) auf, so daß auch keine größeren Abweichungen der mittleren Schubspannungsgeschwindigkeiten auftreten dürften.

Bei der Bestimmung von Ablagerungsgeschwindigkeiten für verschiedene Waldgebiete wird angenommen, daß die für einen Wald anzusetzende Schubspannungsgeschwindigkeit unabhängig von Baumart und Baumhöhe, Windgeschwindigkeit über freiem Gelände sowie Ort der Schubspannungsgeschwindigkeit über Gras etwa entspricht (Kap. 4.7).

4.3 Blattflächenindizes

Zur Bestimmung der einseitigen, in Tabelle 50 aufgeführten Blattflächenindizes von Bäumen wurden außer für die Roßkastanie Literaturwerte übernommen.

Der Blattflächenindex für die Rotbuche (Burschel 1977) ergibt sich aus dem Mittelwert der Blattflächen pro ha von 80- bis 120 Jahre alten Bäumen im Solling mit einer Baumhöhe von 20 bis 27 m. Die Größe der Blattoberfläche der Hainbuche wurde aus den Angaben von Geyger (1964) über Eichen- Hainbuchenwälder entnommen, wobei nach Ellenberg (1982) berücksichtigt wurde, daß der Gesamtblattflächenindex für gleiche Bodengüte und Klimaverhältnisse konstant ist und daß für die Hainbuche wegen des höheren Anspruches an den Boden ein größerer Wert für den mittleren Blattflächenindex zu veranschlagen ist als für die Rotbuche. Die Angaben über den Blattflächenindex der Rot- und Stieleiche (Chalupa 1961) stammen aus Messungen an 60- bzw. 85 Jahre alten tschechischen Baumbeständen in einer Höhe von 250 bzw. 240 m über N.N.. Die Blattflächenindizes vom Spitzblättrigen Ahorn und von der Sandbirke in Rauner (1976) beziehen sich auf 15- bis 20 Jahre alte Baumbestände.

Bei den Fichten in Burschel (1977) handelt es sich um 80 Jahre alte, im Solling stehende Bäume mit einer Höhe von 30 m. Der Wert für den Blattflächenindex der Waldkiefer wurde durch Mittelung der Angaben in Geyger (1964) gewonnen. Die in der Nähe von Ithaka gelegene Schonung mit Japanischen Lärchen, für die in Jarvis et al. (1976) ein Blattflächenindex von 4,6 angegeben wird, hatte nach Allen (1968) eine mittlere Bestandeshöhe von 10 m. Der Blattflächenindex für die Europäische Lärche (Takadi 1966) ergibt sich durch Mittelung der Werte für einen 50-, 105- und 210-jährigen Bestand in der Schweiz in einer Höhe zwischen 570 und 1820 m ü. N.N..

Der Blattflächenindex der Roßkastanie wurde abgeschätzt. Die Oberfläche einer Anzahl verschieden großer Blätter einer ca. 12 m hohen, etwa 70 Jahre alten Roßkastanie am Rande des Aachener Stadtwaldes (225 m ü. N.N.) wurde ausgemessen. An 3 verschiedenen Stellen des Baumes wurde die Anzahl der Blätter pro m² Grundfläche be-

stimmt und der Mittelwert gebildet. Bei der anschließenden Abschätzung des Blattflächenindexes waren auch Kahlstellen des Baumes in Betracht zu ziehen.

4.4 Abschattungsfaktoren

Die Bestimmung eines geeigneten Abschattungsfaktors ist insofern problematisch, als der durch die Abschattung von Blättern und Bäumen entstehende Depositionsverlust von mehreren Faktoren (z.B. Partikelgröße, Art der Bäume, Dichte des Bewuchses, Windgeschwindigkeit und Windrichtung) abhängen kann und Zusammenhänge dieser Art in der Literatur nicht oder nur in geringem Maße untersucht worden sind.

Wegen der Abhängigkeit des Interzeptionsverlustes in Wäldern (Interzeption = Verdunstung von Tropfen an der Vegetation) von der Intensität des Niederschlages und wegen der Größe der Regentropfen, deren Durchmesser in der Größenordnung von 1000 μm liegen (Jonas 1981), wird davon abgesehen, Abschattungsfaktoren aus Daten über diesen Vorgang abzuleiten.

Für den verringerten Transport von Partikeln in Nadelbaumbeständen wird im folgenden der von Bélot (1977) (Kap. 2.4) für Kiefernwälder (einseitiger Blattflächenindex 7,5) angegebene Abschattungsfaktor $p = 1,8 \cdot 2 = 3,6$ übernommen.

Zur Bestimmung des Abschattungsfaktors für Laubbäume wird auf die Arbeit von Höfken et al. (1981) zurückgegriffen. Danach ist die Ablagerung auf freistehenden Buchen für Spurenelemente mit Mass-Median-Durchmessern von 2,4 μm um einen Faktor 1,4 größer als auf Buchen in Waldbeständen. Das bedeutet, daß der Faktor p_2 (hierzu s. Gleichung (91)) für Buchen 1,4 beträgt. Nimmt man an, daß der Faktor p_1 (91) für Buchen ebenso wie für Kiefern um 10 % kleiner als p_2 ist, so ergibt sich $p_1 = 1,3$ und $p = p_1 p_2 = 1,8$.

Der Abschattungsfaktor für Nadelwälder ist somit um einen Faktor 2 höher als für Laubwälder. Betrachtet man die Bodenvegetation in

Laub- und Nadelwäldern (z.B. Fichtenwälder), so ist auch für Nadelwälder ein höherer Abschattungsfaktor zu erwarten: Es kann festgestellt werden, daß diese in Laubwäldern üppiger ist, was u.a. auf die höhere Sonneneinstrahlung zurückgeführt werden kann.

Bei der Berechnung der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen wird auf die von Bélot (1977) übernommenen bzw. aus Bélot (1977) (Kap. 2.4) und Höfken et al. (1981) abgeleiteten Abschattungsfaktoren zurückgegriffen, da mit diesen sowohl zwischen der Ablagerung auf Laub- und Nadelbäumen als auch zwischen der Filterwirkung von Einzelbäumen und Baumgruppen unterschieden werden kann. Dieses ist mit den sonst in Erfahrung gebrachten Literaturangaben nicht möglich.

Nach Droppo (1976) schwankt der Einfangwirkungsgrad (collection efficiency) von Partikeln mit Durchmessern zwischen 1,9 und 2,4 μm und Zedernnadeln je nach Abschattung der Nadelblätter zwischen 6 und 0,5 % und der Fallwirkungsgrad (trapping efficiency)

$$C_t = N_P / (X \cdot u \cdot F_1) \quad (131)$$

N_P	Anzahl der eingefangenen Partikel
X	Anzahl der Partikel pro m^3 , multipliziert mit der Expositionsdauer
u	Windgeschwindigkeit
F_1	Fläche der Blätter

von Pollenkörnern und Kornblättern zwischen 3 und 7 %, womit sich für die Abschattung ähnliche Werte ergeben, wie sie zuvor genannt wurden.

Die Abschattungseffekte der Bäume gegenüber dem Strahlungsfluß sind nach Baumgartner (1965) etwas höher. Geht man von dem Nettostrahlungsfluß über den Baumkronen als Bezugsgröße aus, so kann festgestellt werden, daß die Strahlung im oberen Bereich von Fichtenkronen um einen Faktor 2,5 und an der Schattenseite um einen Faktor 15,7 abnimmt.

4.5 Abschätzung von Ablagerungsgeschwindigkeiten im Wald aus den Vergleichsmessungen der Ablagerung auf Blättern und Gras

Bezieht man die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras auf eine repräsentative Trockenmasse von $0,017 \text{ g/m}^2$ (Kap. 3.4.1) und berücksichtigt die minimalen Unterschiede zwischen der Schubspannungsgeschwindigkeit für einen Wald und der Schubspannungsgeschwindigkeit über Gras von 3 % (Kap. 4.2), so erhält man mit der Proportionalität $v_g \sim D^{0,75}$ (128) die Gleichung

$$U_{BGR} = \frac{A_1 a_w P_G D_N^{0,75} 0,97^{1,13}}{A_2 F_1 p D^{0,75}} \quad (132)$$

U_{BGR} Unterschied zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen und auf Gras mit einer Trockenmasse von $0,017 \text{ g/cm}^2$

D_N Trockenmasse des Grases von $0,017 \text{ g/cm}^2$

Für die Abschattungsfaktoren p für freistehende Bäume und Waldbestände oder Baumgruppen gilt $p = p_1$ bzw. $p = p_1 p_2$. Die Werte der Abschattungsfaktoren für Laub- und Nadelbäume wurden in Kapitel 2.4 bzw. 4.4 angegeben. Nach Gleichung (132) können repräsentative Werte für den Unterschied zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen und auf Gras berechnet werden.

In Tabelle 50 werden Mittelwerte der nach Gleichung (132) bestimmten Verhältnisse zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf freistehenden Bäumen bzw. Baumgruppen und Gras angegeben. Eine Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen ergibt sich durch Multiplikation von Gleichung (128) mit diesen Vergleichsfaktoren. Bei diesem Verfahren werden auch evtl. Unterschiede im Verlauf der Funktionen $v_g = f(d)$ nicht berücksichtigt. Nach Abbildung 16 kann allerdings eine Ähnlichkeit des funktionalen Zusammenhanges mit dem Aerosoldurchmesser zwischen der für eine mittlere Schubspannungsgeschwindigkeit von 26 cm/s bestimmten Ausgleichskurve der in Jülich gemessenen Ablagerungsgeschwindig-

keiten auf Gras (128) und der nach Bélot (1977) für eine mittlere Windgeschwindigkeit über dem Wald von 2,5 m/s berechneten integralen Ablagerungsgeschwindigkeit auf einem Kiefernwald festgestellt werden.

Vergleicht man die Werte für geschlossene Waldbestände in Tabelle 50 mit den oberflächenspezifischen Vergleichsfaktoren in Tabelle 47, so kann festgestellt werden, daß Unterschiede der Ablagerung zwischen Laub- und Nadelbäumen sich zum Teil ausgleichen, was auf den gegenüber Laubbäumen höheren Abschattungsfaktor von Koniferen zurückzuführen ist. Die größte Ablagerungsgeschwindigkeit ist auf Fichten zu erwarten. Nach Tabelle 50 ergibt sich für geschlossene Bestände ein um einen Faktor 19,6 höherer Wert als auf Gras. Hierzu ist zu bemerken, daß der Blattflächenindex von Fichten mit 11 auch besonders hoch ist. Unter den Koniferenwäldern weisen Bestände von Kiefern oder Europäischen Lärchen mit einem Faktor von 5,1 bzw. 5,5 die niedrigsten Ablagerungswerte auf. Die Blattflächenindizes dieser Baumarten liegen im Vergleich zu den anderen in der Tabelle aufgeführten Koniferenarten am niedrigsten. In Anbetracht des Blattflächenindex von 8,5 ist der Faktor für die Ablagerung auf Weißtannenbeständen mit 9,0 verhältnismäßig niedrig, was auf die glatten Nadeloberflächen zurückgeführt werden könnte (vgl. Kap. 3.4.4).

Da in den Wäldern der Bundesrepublik Deutschland einschließlich der Stadt Berlin auch ein nennenswerter Anteil von Douglasienbeständen (*Pseudotsuga menziesii caesia*) anzutreffen ist (Tab. 51) und Ablagerungsmessungen für diese Baumart nicht durchgeführt wurden, schätzte man hierfür einen Vergleichsfaktor ab, indem man das arithmetische Mittel der Werte für Fichte und Weißtanne (Tab. 50) bildete. Dabei wurde berücksichtigt, daß einerseits die Douglasie glatte Nadeln besitzt, deren Oberflächen mehr der Weißtanne gleichen, und daß andererseits die Zweige der Douglasie wie bei der Fichte nach oben geneigt und dicht benadelt sind.

Betrachtet man die Ablagerungsgeschwindigkeiten für Laubwälder,

so ist für Birkenwälder der höchste und für Eichenwälder der niedrigste Wert zu erwarten. Mögliche Ursachen hierfür wurden in Kapitel 3.4.4 genannt. Der nach Gleichung (132) berechnete Vergleichsfaktor beträgt für Birkenwälder 16,8 und für geschlossene Rot- und Stieleichenbestände 2,2 bzw. 2,9. Spitzblättriger Ahorn und Roßkastanie werden überwiegend an Straßenrändern, auf Plätzen und in Parkanlagen angepflanzt. Für einzelnstehende Bäume dieser Art ergeben sich nach Tabelle 50 um einen Faktor 2,8 bzw. 7,1 höhere Ablagerungsgeschwindigkeiten als auf Gras. Eine mittlere Ablagerungswirksamkeit unter den Laubbäumen weisen Hainbuchen mit einem Vergleichsfaktor von 7,0 auf. Im Durchschnitt war die Ablagerungsgeschwindigkeit auf den für die Experimente ausgesuchten Laubbaumarten etwa um einen Faktor 2 niedriger als auf den vorgekommenen Koniferenarten.

4.6 Vergleich der Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Bäumen mit Literaturwerten

In Abbildung 17 werden die nach den Gleichungen (128) und (132) für Fichten-, Kiefern- und Eichenwälder ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten und die Literaturwerte für Sachalin-Fichten (*Picea glehnii*) (Chamberlain 1975), Kiefern und Eichen (Bélot 1977) in Abhängigkeit vom Aerosoldurchmesser aufgetragen und miteinander verglichen. Außerdem werden in der Abbildung die von Oura (1953a), Oura (1953b) und von White and Turner (1970) für Laubwälder ermittelten Werte der Ablagerungsgeschwindigkeit der Kurve gegenübergestellt, die sich aus dem Mittelwert der in Tabelle 50 angegebenen Verhältnisse zwischen den Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Laubbäumen (geschlossene Bestände) und der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras ergibt. Die aus den Jülicher Messungen für die einzelnen Baumarten bestimmten Funktionen werden nur für die Durchmesserbereiche dargestellt, für die auch Ergebnisse von Ablagerungsmessungen vorliegen.

Zu den unter "Bélot 1977" (siehe Legende) angegebenen Ablagerungsgeschwindigkeiten für Stieleichen ist zu bemerken:

Ebenso wie für Kiefern werden in Bélot (1977) bzw. Bélot and Gauthier (1975) auch elementare Ablagerungsgeschwindigkeiten von Uraninpartikeln auf Traubeneichen in Windkanalmessungen ermittelt (Kap. 2.4, Tab. 26). Vergleichswerte aus der Literatur für die Ergebnisse der aus den Jülicher Ablagerungsversuchen ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeit auf Stieleichen wurden aus den integralen Ablagerungsgeschwindigkeiten auf dem Kiefernwald (Bélot 1977) abgeleitet, indem nach Chalupa (1961) für Stieleichen ein Blattflächenindex von 3,9 (siehe Kap. 4.3) angenommen wurde und sowohl die Blattflächenindizes und Abschattungsfaktoren als auch die elementaren Ablagerungsgeschwindigkeiten für die Kiefern und Eichen verglichen wurden, deren Werte in Bélot (1977) für Partikeldurchmesser von $0,2\text{ }\mu\text{m}$ bis $10\text{ }\mu\text{m}$ und die in der Höhe zu erwartenden Windgeschwindigkeiten von 1 bis $2,5\text{ m/s}$ angegeben werden (für Partikel mit Durchmessern zwischen 2 und $10\text{ }\mu\text{m}$ siehe auch Bélot and Gauthier 1975).

Berücksichtigt man die geschilderten unterschiedlichen Methoden der Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit (Kap. 2.4) und die verschiedene chemische und physikalische Zusammensetzung der Aerosole, z.B. unterschiedliche Dichten (die in Jülich verwendeten Kupfersulfataerosole haben eine verhältnismäßig hohe Dichte, Kap. 3.4.3), so kann durch Abbildung 17 insgesamt auch eine zufriedenstellende Übereinstimmung zwischen den aus den Versuchen in Jülich abgeleiteten Ablagerungsgeschwindigkeiten und den Literaturwerten festgestellt werden. Abweichungen mit der Tendenz zu kleineren Ablagerungsgeschwindigkeiten zeigen die aus den Messungen von Bélot (1977) abgeleiteten Ergebnisse für Stieleichen. Im Durchmesserbereich zwischen 2 und $10\text{ }\mu\text{m}$ treten Unterschiede zu den Jülicher Werten von einem Faktor 1,5 bis 3 auf.

Nach Slinn (1977) (siehe Kap. 2.3) ergibt sich bei einer Schubspannungsgeschwindigkeit von 50 cm/s und einem Partikeldurchmesser von $5\text{ }\mu\text{m}$, was etwa einer mittleren Partikelgröße bei den Jülicher Aerosolablagerungsexperimenten entspricht, für eine Vegetationsschicht mit großer Höhe und Dichte eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 18 cm/s . Stellt man diesem Wert die für die gleiche Schubspannungsgeschwindigkeit und den gleichen Aerosoldurchmesser in Jülich ermittelte Ablagerungsgeschwindigkeit für

Fichtenwälder gegenüber, so erhält man hierfür in der Tat eine Falloutkonstante von 18,2 cm/s (Tab. 48 und 50). Allerdings ergeben sich nach den theoretischen Überlegungen von Slinn für den gesamten Bereich zwischen 1 und 20 μm Ablagerungsgeschwindigkeiten zwischen 15 und 20 cm/s. Für größere Durchmesser nimmt die Ablagerungsgeschwindigkeit deutlich zu (vgl. Slinn 1977). Ein derartiger Funktionsverlauf steht im Gegensatz zu den Resultaten aus den Versuchen an der KFA Jülich und zu Literaturwerten (Abb. 17).

Nach Ulrich et al. (1977) wird damit gerechnet, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit auf dichten Kronendächern von Bäumen aufgrund der Größe der Biomasse um etwa 3 Zehnerpotenzen höher als auf glatten Flächen liegt. Diese Angabe ist um ca. 1 Größenordnung höher, als nach den Ablagerungsmessungen in Jülich erwartet werden kann.

In Kapitel 4.2 wird nach Mayer (1978) davon ausgegangen, daß die Schubspannungsgeschwindigkeit über Gras etwa dem integralen Mittelwert für einen Wald entspricht. Die größere Rauigkeit von Wäldern gegenüber einer Grasfläche (z.B. z_0 (Gras) = 5 cm und z_0 (Wald) = 6 m) trägt hiernach nicht zu einer Erhöhung der mittleren Schubspannungsgeschwindigkeit und einer damit verbundenen größeren Ablagerung bei. Demgegenüber kommen Sehmel et al. (1973) aufgrund der größeren Rauigkeit von Wäldern zu gegenüber Gras ausgesprochen hohen Ablagerungswerten, was auch für die Angaben zum aerodynamischen Widerstand bei Wäldern in Hosker and Lindberg (1982) (Kap. 5) zutreffen dürfte. Bei einer Beschreibung der Ablagerungsgeschwindigkeit als Funktion der Rauigkeitslänge gelangen Sehmel et al. (1973) zu dem Schluß, daß für das Minimum bei einem Partikeldurchmesser von 0,2 μm ein Wert von 10 cm/s erwartet werden kann. Die Ablagerungsgeschwindigkeiten in Abbildung 17 bei einem Partikeldurchmesser von 0,2 bis 1 μm , die hier die kleinsten Durchmesser sind, liegen jedoch nur zwischen $2 \cdot 10^{-2}$ und $2 \cdot 10^{-1}$ cm/s. Sehmel et al. (1973) berücksichtigen nicht, daß durch die abschirmende Wirkung der Bäume nach Mayer (1978) im Stammesraum und unteren Kronenraum mit einer Verminderung der Windgeschwindigkeit und des Windgeschwindigkeitsgradienten zu rechnen ist, die zu einem verhältnismäßig niedrigen integralen Mittelwert der Schubspannungs-

geschwindigkeit (Kap. 4.2) führt. Auch läßt die Abschätzung den Blattflächenindex (Kap. 4.3) und den verminderten Durchgriff der Partikel, den Abschattungseffekt (Kap. 4.4), unberücksichtigt. Ein Vergleich mit aus den Jülicher Ablagerungsversuchen abgeleiteten Depositionswerten ist wegen der unterschiedlichen Modellvorstellungen somit ausgesprochen problematisch.

Waldron (1971) zitiert für Waldgebiete Ablagerungsgeschwindigkeiten zwischen 1,5 und 20,5 cm/s, womit der mittlere Wertebereich in Abbildung 17 erfaßt wird. Hosker (1973) schließt sich dieser Auffassung an und läßt in sein Depositionsmodell für den Wald (Kap. 7.3) Ablagerungsgeschwindigkeiten von 1 bis 20 cm/s einfließen.

Nach Ulrich et al. (1979) ist die Bindung von Na- und Cl-Partikeln in Fichten- um einen Faktor 1,5 stärker als in Buchenbeständen. In Höfken et al. (1981) wird die Ablagerung von Spurenelementen in einem Waldgebiet in Niedersachsen (Solling) ermittelt, indem die Differenz der oberhalb und unterhalb der Baumkronen gemessenen Konzentrationen bestimmt wird. Die Meßergebnisse zeigen, daß die Deposition im Fichtenwald um einen Faktor 1,6 höher als im Buchenwald liegt. Vergleicht man die in Tabelle 50 für geschlossene Waldbestände angegebenen Werte, die aus den Ergebnissen der Jülicher Ablagerungsuntersuchungen abgeleitet wurden, so ergeben sich für Fichten um einen Faktor 1,7 größere Ablagerungsgeschwindigkeiten als für Buchen.

Die Werte der Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf Gras liegen nach Oura (1953b) um einen Faktor 6 bis 10 niedriger als in Wäldern. Nach Kapitel 4.7 können aus den Jülicher Ablagerungsexperimenten für Waldgebiete in der Bundesrepublik Deutschland und in Berlin Unterschiede zur Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras von einem Faktor 5 bis 17 abgeleitet werden.

Diese Ausführungen zeigen insgesamt, daß die Ergebnisse der Jülicher Ablagerungsexperimente für Bäume bzw. die hieraus abgeleiteten Resultate nicht nur durch die Literaturwerte in Abbildung 17, sondern, wie bereits in Kapitel 3.4.4 deutlich wurde, auch noch durch einige andere Literaturangaben bestätigt werden können.

4.7 Berechnung von Ablagerungsfaktoren und Ablagerungsgeschwindigkeiten für Wälder in verschiedenen Gebieten

Im folgenden werden für Waldgebiete in der Bundesrepublik Deutschland, der Stadt Berlin und in Belgien Ablagerungsfaktoren, d.h. die Verhältnisse zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf den Wäldern und der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras, bestimmt. Anschließend wird angegeben, wie man aus den Ablagerungsfaktoren die Ablagerungsgeschwindigkeiten berechnen kann. Diese werden in Kapitel 7.3 zur Berechnung von Falloutfaktoren herangezogen. Die für das Gebiet Recklinghausen, Gelsenkirchen, Bottrop ermittelten Falloutkonstanten werden auch in Kapitel 6 bei der Bestimmung der Ablagerung atmosphärischer Schwebstoffkonzentrationen im Ruhrgebiet verwendet.

Die Auswahl der Orte erfolgte nach den Kriterien, daß sowohl Gebiete mit dichter Besiedlung und relevanten Luftverunreinigungen als auch das Spektrum der bei den Feldexperimenten (Kap. 3.2) untersuchten Baumarten erfaßt werden sollten. Das Gebiet um Schleiden ist von ausgesprochener Luftreinheit gekennzeichnet, wird aber in die Falloutbestimmung einbezogen, da es geschlossene Hainbuchenbestände aufweist und die Holzartenverteilung insgesamt als repräsentativ für die Nordeifel angesehen werden kann.

Aus Kapitel 4.5 geht hervor, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit in Wäldern stark von der Baumart und damit von der Holzartenverteilung abhängen dürfte. In Tabelle 51 werden die von den Forstämtern bezogenen Angaben der Holzartenverteilung für die Wälder an den einzelnen Orten zusammengestellt.

Es empfiehlt sich, die Ablagerungsgeschwindigkeiten über die Baumarten zu mitteln, d.h. es gilt dann für die Falloutkonstante über einem Waldgebiet am Ort j

$$\bar{v}_{g_j} = \frac{1}{100} \sum_{i=1}^n v_{g_i} p_{ij} \quad (133)$$

- $\bar{v}_{g_j}$ mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit über einem Wald am Ort j
 v_{g_i} Ablagerungsgeschwindigkeit über der Baumart i am Ort j
 p_{ij} Anteil der Grundfläche der Baumart i an der Gesamtfläche des Waldes am Ort j in %
 n Anzahl der Baumarten

Nimmt man nach Kapitel 4.2 an, daß das Verhältnis zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf der Baumart i und der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras vom Ort unabhängig ist, so erhält man entsprechend für das mittlere Verhältnis zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf dem Wald und der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras am Ort j

$$\bar{U}_j = \frac{1}{100} \sum_{i=1}^n U_{BGR_i} p_{ij} \quad (134)$$

- $\bar{U}_j$ Verhältnis zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf dem Wald und der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras am Ort j
 U_{BGR_i} Verhältnis zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf der Baumart i und der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras

In Tabelle 52 werden die nach den Gleichungen (132) und (134) sowie nach der Holzartenverteilung in Tabelle 51 berechneten Verhältnisse angegeben, die wie oben vermerkt auch einfach als Ablagerungsfaktoren bezeichnet werden.

Für Laubbäume und Sträucher, die bei den Experimenten nicht untersucht wurden, wie Sommer- und Winterlinde (*Tilia platyphyllos* bzw. *Tilia cordata*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Robinie (*Robinia pseudoacacia*), Feldulme (*Ulmus carpinifolia*), Bergulme (*Ulmus glabra*), Vogelkirsche (*Prunus avium*), Pappel- und Weidenarten, Roterle (*Alnus glutinosa*), Eberesche (*Sorbus aucuparia*) und Waldhasel (*Corylus avellana*), wurde ein Ablagerungsfaktor von 6,77 angenommen, was dem Durchschnittswert für Laubbäume in

Tabelle 50 entspricht. Es muß aber hinzugefügt werden, daß diese Baumarten unter den in Tabelle 51 aufgeführten Waldbeständen in der Minderzahl auftreten. Auch bei der Bestimmung der Ablagerung in einem Niederwald (Staatswald Monschau) wurde von dem mittleren Ablagerungsfaktor für Laubbäume ausgegangen, wobei aber die verhältnismäßig niedrige Bewuchshöhe durch einen Blattflächenindex von 2,5 gekennzeichnet wurde, der nach Geyger (1964) an der unteren Grenze für Wälder liegt. Bei unbestockten Waldflächen und Blößen (Forstbezirk Oberhausen, Forstbezirk Hamburg-Hausbruch) wurde mit der Ablagerungsgeschwindigkeit für Gras gerechnet.

Wie nach Kapitel 4.5 zu erwarten war, zeigt Tabelle 52, daß sich für Waldgebiete mit hohen Kiefern- oder Eichenanteilen, wie für die Wälder in Hamburg-Hausbruch, Mariental bei Helmstedt, Berlin, Oberhausen, Recklinghausen, Jülich, Schlitz und Nürnberg, verhältnismäßig niedrige Ablagerungsgeschwindigkeiten ergeben. Diese liegen weniger als um einen Faktor 10 über den Werten für Gras. In Gebieten, in denen Fichtenbestände überwiegen, werden dagegen die höchsten Ablagerungsgeschwindigkeiten erreicht. Nach Tabelle 52 sind z.B. die Ablagerungsgeschwindigkeiten für die Wälder der Nordeifel (Münsterwald bei Aachen, Staatswald Monschau, Forstbezirk Schleiden) und den Ebersberger Forst bei München um einen Faktor 14,5 bis 17,3 höher als für Gras. Auch der Staatsforst Solling, der aus einer Mischung von Buchen und Fichten besteht, weist mit einem Ablagerungsfaktor von 15,2 einen recht hohen Wert auf. Die Mischwälder in Hamburg-Eißendorf und Aachen, deren Holzartenverteilung dem in Ellenberg (1978) angegebenen Durchschnitt für die Bundesrepublik Deutschland (42 % Fichten, 27 % Kiefern und Lärchen, 23 % Buchen und 8 % Eichen) nahekommt, sowie der Schwarzwald bei Staufen, in dem mit 25 % ein verhältnismäßig hoher Weißtannenanteil vertreten ist, sind mit Ablagerungsfaktoren von 11,2, 12,6 und 13,4 durch eine mittlere Ablagerungseffektivität gekennzeichnet. Der höchste Ablagerungswert ergibt sich für den Ebersberger Forst bei München, einen fast reinen Fichtenwald. Die Ablagerungsgeschwindigkeit ist nach Tabelle 52 um einen Faktor 17,3 höher als auf Gras. Die niedrigste Ablage-

abungsgeschwindigkeit ist für den Stetterner Forst bei Jülich, einen Laubwald in der Nähe der Kernforschungsanlage, zu erwarten. Die Ablagerungsgeschwindigkeit überschreitet den Wert für Gras nur um einen Faktor 5,4.

In Tabelle 53 werden noch Ablagerungsfaktoren für zwei Wälder aus Eichen und Hainbuchen in Belgien angegeben, deren Blattflächenindizes von Vanseveren (1969) näher untersucht worden sind. Soweit es aus der Arbeit zu entnehmen war, liegen die Laubwälder westlich der Maas nahe der französischen Grenze. Bei der Bestimmung der Ablagerungsfaktoren wurden die von Vanseveren (1969) für die einzelnen Baumarten pro ha Grundfläche ermittelten Blattflächen übernommen. Der höchste Ablagerungsfaktor ergibt sich mit 8,29 für einen Forstbezirk, in dem die Rotbuche überwiegt (Virelles IV). Der niedrigste Wert tritt mit 4,52 in einem Mischwald aus Eichen und Hainbuchen auf (Férage II). Der mittlere Ablagerungsfaktor für die in Tabelle 53 genannten Forstbezirke beträgt 6,05, was dem Wert für den Stetterner Forst, der bei 5,4 liegt, nahekommt.

Für die mittleren Werte der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras am Ort j kann nach Kapitel 3.4.1 und 4.2 angesetzt werden

$$v_{g_j} = v_{g_{Jü}} \left(\frac{u_j}{u_{Jü}} \right)^{1,13} \quad (135)$$

v_{g_j} Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras am Ort j

$v_{g_{Jü}}$ Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras für Jülich

u_j Windgeschwindigkeit am Ort j in 50 m über freiem Gelände

$u_{Jü}$ am Wetterturm der KFA Jülich in 50 m gemessene mittlere Windgeschwindigkeit von 4,8 m/s

Die Ablagerungsgeschwindigkeit $v_{g_{Jü}}$ bezieht sich auf eine Schub-

spannungsgeschwindigkeit von 26,1 cm/s (Tab. 48), die mittleren Verhältnissen entspricht, und auf eine nach Hoffman (1973) für Vegetation in der Hauptwachstumsperiode repräsentative Trockenmasse von 170 g/m² (Kap. 3.4.1).

Mit der Proportionalität zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf einem Wald und der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras erhält man dann für die Ablagerungsgeschwindigkeit über einem Waldgebiet am Ort j

$$v_{g_{Wj}} = \bar{U}_j v_{g_{Jü}} \left(\frac{u_j}{u_{Jü}} \right)^{1,13} \quad (136)$$

$v_{g_{Wj}}$ Ablagerungsgeschwindigkeit über einem Waldgebiet am Ort j

Die Ablagerungsgeschwindigkeiten $v_{g_{Jü}}$ ergeben sich aus Gleichung (128). Die Werte für die $v_{g_{Jü}}$ Windgeschwindigkeiten für die Gebiete Hamburg-Eißendorf, Hamburg-Hausbruch, Helmstedt, Soling, Oberhausen, Recklinghausen, Aachen-Stadt (Aachener Stadtwald), Aachen-Walheim (Münsterwald), Schlitz, Nürnberg, Staufen und München können aus Benesch et al. (1978) abgeleitet werden. Für die Gebiete der Nordeifel (Monschau und Schleiden) kann man die Monatsmittel der am Nürburgring von 1978 bis 1982 in 10 m über Grund gemessenen Windgeschwindigkeiten verwenden, die für 50 m nach der Beziehung (Berg 1958)

$$v_{50} : v_{10} = \sqrt[5]{\frac{50}{10}} \quad (137)$$

v_{50} Windgeschwindigkeit in 50 m
 v_{10} Windgeschwindigkeit in 10 m

korrigiert werden müssen. Zur Bestimmung der mittleren Windgeschwindigkeit für Berlin hat das Meteorologische Institut der Freien Universität Berlin Datenmaterial über die mittlere Häufigkeit der Windgeschwindigkeiten in Berlin-Dahlem von 1953 bis 1972 zur Verfügung gestellt. Die Bestimmung von $\bar{U}_j$ erfolgt gemäß (134) bzw. (132) (s. S. 117 und S. 110).

Werte der sich nach diesem Konzept ergebenden Ablagerungsgeschwindigkeiten können aus Tabelle 57 in Kapitel 7.3 im Zusammenhang mit Falloutfaktoren entnommen werden, die für die in Tabelle 51 und 52 genannten Waldgebiete berechnet werden.

4.8 Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf unbelaubten Bäumen im Winter

Nach Kapitel 2.4 ist die Ablagerung auf den Stämmen und Zweigen der Bäume gegenüber der Ablagerung auf den Blättern von nur geringer Bedeutung. Bélot (1977) warnt aber vor der Annahme, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit auf unbelaubten Bäumen im Winter zu vernachlässigen sei. Durch die im unbelaubten Wald herrschende höhere Windgeschwindigkeit kann eine stärkere Ablagerung auf den Zweigen und Stämmen erfolgen, so daß die Wirkung des fehlenden Laubwerkes ausgeglichen wird. Dieser Effekt dürfte aber überschätzt werden; mit der stärkeren Durchlüftung der Wälder ist möglicherweise eine Abnahme des vertikalen Gradienten der Windgeschwindigkeit im Bereich der Baumkronen bzw. unmittelbar über dem Wald verbunden (Kap. 4.2, Abb. 15), wodurch die Zunahme der Schubspannungsgeschwindigkeit verringert werden dürfte.

Nach Whittaker and Woodwell (1967) ist in einem Laubwald die Oberfläche der Zweige und Stämme pro m^2 Boden etwa um einen Faktor 2 kleiner als der einseitige Blattflächenindex, womit für die Ablagerung im Winterhalbjahr eine um einen Faktor 5 geringere Depositionsfläche zur Verfügung steht als in der Vegetationsperiode. Abschattungen des Depositionsflusses, die im Sommer sowohl durch die Überlappung der Blätter als auch durch die abschirmende Wirkung des Laubwerkes gegenüber den Zweigen auftreten, werden allerdings bei unbelaubten Bäumen ausgeschaltet, so daß ein Ausgleich der Ablagerungsgeschwindigkeiten im Sommer- und im Winterhalbjahr zum Teil erfolgen kann.

Aus den Messungen von White and Turner (1970) (Kap. 2.4) er-

gibt sich sogar kein Unterschied zwischen der Ablagerung von Seesalzaerosolen in einem unbelaubten und einem belaubten Wald. Nach Höfken et al. (1981) ist die Deposition von Spurenelementen in einem Buchenwald allerdings im Sommer 1 bis 3-mal so groß wie im Winter.

5 Ablagerungsgeschwindigkeiten von Gasen
 - Eine zusammenfassende Darstellung der
 Literaturuntersuchungen -

Das Hauptanliegen der vorliegenden Arbeit lag in der wissenschaftlichen Darstellung der Aerosolablagerung durch entsprechende Literaturuntersuchungen, aber besonders durch eigene Experimente. Zur Abrundung dieser Arbeit sollen hinsichtlich der Ablagerung von Gasen an der Vegetation und anderen Probenahmeflächen nur die wichtigsten Literaturwerte angegeben werden.

In Tabelle 54 werden die in der Literatur (Tab. 2 bis 18) angegebenen Werte der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Gasen für verschiedene Grenzflächen zusammengefaßt, indem je nach Umfang des Datenkollektivs und Schwankung der Werte, Mittelwerte der statistischen Verteilung, arithmetische Mittelwerte oder Wertebereiche für die Ablagerungsgeschwindigkeiten angegeben werden. In den Abbildungen 18 bis 24 werden für die verschiedenen Datenkollektive die Häufigkeitsverteilungen dargestellt. Dabei werden mit "a" bzw. "b" die Koeffizienten der Regressionsgeraden bei der Anpassung bezeichnet. "K" ist der Korrelationskoeffizient, und "N" ist die Anzahl der Werte. Die kumulativen Verteilungen liegen, wie die Abbildungen zeigen, überwiegend in Form von Lognormalverteilungen vor. Ausgenommen hiervon sind die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid auf Wäldern, für die mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,98 eine Normalverteilung ermittelt werden konnte (Abb. 20).

Angaben über die experimentellen Bedingungen und Auswertungsmethoden, unter denen die Literaturwerte zustandegekommen sind, können aus Kapitel 2.4 entnommen werden.

Auffallend in Tabelle 54 ist, daß für die Ablagerung von Gasen in Wäldern nicht wie bei Partikeln (Kap. 4.7) immer wesentlich höhere Werte als auf Gras erreicht werden. Hierzu ist zu bemerken:

Die Ablagerung von Gasen auf Vegetation wird nach Kapitel 2.2.2 außer von der molekularen und turbulenten Diffusion von chemischen

Reaktionen der Stoffe auf der Epidermis und im Zellinneren sowie von der durch die Stomata für Pflanzen unterschiedlich erfolgenden Aufnahme der Stoffe in das Blattinnere beeinflusst. Für die Ablagerung von Aerosolen kann man dagegen annehmen, daß es sich hierbei um einen rein physikalischen Prozeß handelt, in dem z.B. Trägheits- und Diffusionseffekte von Bedeutung sind und von biologischen Charakteristiken abhängige Adsorptionseffekte keine nennenswerte Rolle spielen.

Die Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Kiefern ist nach Garland (1977) sogar geringer als auf Gras. Nur für feuchte Waldoberflächen werden die Werte erreicht. Nach Bélot (1977) unterscheidet sich die Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf einem Kiefernwald mit 1,3 cm/s wenig von den Meßwerten für Gras. Diesen Literaturaussagen steht allerdings entgegen, daß der 50-Perzentilwert der Häufigkeitsverteilung der Ablagerungsgeschwindigkeit von SO_2 auf Wäldern (Abb. 20), der sich überwiegend aus Werten für Kiefernbestände zusammensetzt, mit 1,54 cm/s um einen Faktor 2,7 höher ist als der Wert für Gras (Abb. 19), der bei 0,58 cm/s liegt. Berechnungen in Shreffler (1977) ergeben ebenfalls für Wälder um einen Faktor 2 bis 3 höhere Ablagerungsgeschwindigkeiten als auf Gras und niedriger Vegetation, wobei hierfür ein Wert von 1 cm/s genannt wird.

Nach Bélot (1977) ergibt sich auch zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit von elementarem Jod auf Kiefern und Gras kein signifikanter Unterschied. Der in Bélot (1977) angegebene Wert für Kiefernadeln liegt mit 0,90 cm/s nur um einen Faktor 1,2 über dem Mittelwert der Häufigkeitsverteilung für Gras (Abb. 22), der 0,73 cm/s beträgt. Bélot (1977) stellt fest, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod auf Kiefernzweigen unabhängig von der Öffnung der Stomata ist. Dieses Ergebnis wird einerseits dahin gedeutet, daß das Jod vor allen Dingen durch Adsorption auf der Epidermis festgehalten wird und nur ein geringer Teil des Gases in die inneren Blattorgane eindringt. Andererseits wird aber auch bemerkt, daß das Resultat im Gegensatz zu Ablagerungsuntersuchungen auf Bohnenblättern bzw. Gras von Barry and Chamberlain (1963) und von Adams and Voillequé (1971) steht und vermutlich auch durch die relativ hohe Jodkonzentration hervorgeru-

fen wurde. Die Jodkonzentration von $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei seinen Experimenten kann nach B  lot (1977) zur Sättigung im Blattinneren führen, was bei anderen Autoren, die Jodkonzentrationen von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ oder darunter verwenden, nicht eintreten kann.

Besonders hoch ist die von Aldaz (1969) ermittelte Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon auf Wachholdern. Diese liegt mit 2 cm/s um einen Faktor 5,7 über dem Mittelwert der Verteilung in Abbildung 2¹, womit sich ein ähnlicher Unterschied wie für die Ablagerungsgeschwindigkeit von Partikeln in einer Schonung mit Europäischen Lärchen und auf Gras (Tab. 50) ergibt. Der Wert von $0,13 \text{ cm/s}$ für Ozon auf Eichen (Thorne and Hanson 1972) ist allerdings um einen Faktor 2,7 geringer als auf Gras, wozu aber zu bemerken ist, daß es sich hierbei um Labormessungen handelt.

Nach Hosker and Lindberg (1982) ist der aerodynamische Widerstand (Gl. (45), Kap. 2.2) für den Transport von Schadstoffen zu einem 20 m hohen Wald mit einem Wert von $0,03 \text{ s/cm}$ bei neutraler Schichtung je nach Grasdichte und -höhe um einen Faktor 4 bis 8 kleiner als für den Transport zu einer Grasfläche, was bedeutet (siehe Ahmed 1979), daß die der Impulstransportgeschwindigkeit von Wirbeln bei vollständiger Absorption gleichzusetzende Ablagerungsgeschwindigkeit bei Wäldern entsprechend höher als bei Gras liegt. Eine Unterscheidung zwischen der Ablagerung von Aerosolen und Gasen wird nicht getroffen.

Inwieweit die Ablagerung von Gasen auch von der Art der Bäume abhängt, wurde in den in diesem bzw. in Kapitel 2 genannten Literaturarbeiten nicht näher untersucht. Aus Laboruntersuchungen über die Auswirkung von Fluorwasserstoff auf Pflanzen (Thomas 1964) geht hervor, daß die Ablagerung pro Gramm Trockensubstanz auf Lärchen etwa 4 - mal so groß gewesen ist wie auf Kiefern (*Pinus ponderosa*, *Pinus murrayana*, *Pinus strobus*). Dieses Verhältnis würde etwa dem für Aerosole gefundenen Unterschied zwischen der Ablagerung auf Lärchen (*Larix leptolepis*, *Larix decidua*) und Waldkiefern (*Pinus silvestris*) entsprechen. Bei den Jülicher Aerosolablagerungsexperimenten stellte sich heraus, daß das Verhält-

nis Ablagerung pro Gramm Trockenmasse Gras zu Ablagerung pro Gramm Trockenmasse Kiefernadeln im Durchschnitt 2,11 betrug, während sich für die Japanische und Europäische Lärche ein mittlerer Unterschied von einem Faktor 10,23 und 9,28 ergab (Tab. 47).

Bemerkenswert ist, daß Galballi (1971) feststellt, daß offenbar kein Unterschied zwischen der Ablagerung von Ozon auf frischem und trockenem Gras sowie Erdboden besteht und daß diese Aussage durch die Abbildungen 23 und 21 sogar noch insofern bestätigt werden kann, als die Häufigkeitsverteilungen der Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras bzw. Gras und Erdboden nahezu übereinstimmen. Nach Galballi (1971) sind die chemischen Vorgänge, die bei der Ozonablagerung auf dem Erdboden auftreten, bisher noch unbekannt.

Bildet man für die Gase, die für Luftverunreinigungen am meisten von Bedeutung sein dürften (Schwefeldioxid, Fluor, Ozon und Peroxyacetylnitrat), das arithmetische Mittel der Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras, so erhält man nach Tabelle 54 einen Durchschnittswert von 0,41 cm/s, womit nach Tabelle 48 die obere Grenze der mittleren Falloutkonstante für Feinstäube erreicht wird, die nach Däßler (1976) Durchmesser bis zu 5 µm besitzen. Den höchsten und den niedrigsten Wert weisen hierbei die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid mit 0,58 cm/s bzw. von Peroxyacetylnitrat mit 0,17 cm/s auf. Nach Garland and Penkett (1976) verhalten sich die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Ozon und Peroxyacetylnitrat (PAN) bei Gras wie 1 zu 2 und bei Erdböden wie 1 zu 6. Die mittleren Ablagerungsgeschwindigkeiten von Ozon auf Gras und Erdboden unterscheiden sich nach Tabelle 54 von den Werten von PAN für Gras bzw. für den Erdboden um einen Faktor 2,1 bzw. 1,3. Die Ablagerungsgeschwindigkeit von Stickstoffmonoxid (NO) auf Gras ist nach Tabelle 54 mit 0,02 cm/s verhältnismäßig niedrig. Für Stickstoffdioxid (NO₂) ergibt sich ein Wert von 0,38 cm/s (Tab. 54).

Von besonderer Bedeutung für die radioökologische Beurteilung von Emissionen aus kerntechnischen Anlagen ist nach Kapitel 2.4

die Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod auf Gras. In Abbildung 24 werden die in der Literatur angegebenen Ablagerungsgeschwindigkeiten von elementarem Jod auf trockenem Gras in eine statistische Verteilung aufgenommen, wobei von Heinemann and Vogt (1980) ermittelte Werte ausgeschlossen wurden. Als Mittelwert ergibt sich eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 0,76 cm/s. In Heinemann and Vogt (1980) wird dagegen ein für Umweltbelastungsberechnungen anzusetzender Wert von 2 cm/s genannt, der somit um einen Faktor 2,6 höher liegt. Hierzu ist zu bemerken:

Die angegebene Ablagerungsgeschwindigkeit bezieht sich auf eine im Durchschnitt in Mitteleuropa (Standort Jülich) herrschende relative Feuchte von 79 %, eine mittlere Schubspannungsgeschwindigkeit von 25 cm/s, eine repräsentative Trockenmasse des Grases von $0,017 \text{ g/m}^2$ (Kap. 3.4.1) sowie einen Parameter $A = c B$ (siehe Gleichung (76)) von $5,6 \text{ cm}^2/\text{g}$. Angaben über relative Feuchten, Schubspannungsgeschwindigkeiten sowie Vegetationsverhältnisse liegen bei den anderen in der Literatur genannten Ablagerungsgeschwindigkeiten (siehe Tab. 12, 13, 16 und 17) nur lückenhaft vor. Eine gesicherte Aussage über die mittlere Schubspannungsgeschwindigkeit, die den Ablagerungsgeschwindigkeiten in Abbildung 24 zugrunde liegt, kann nicht erstellt werden. Lediglich bei 22 von 55 Werten liegen Angaben hierüber vor. Aus den vorhandenen Daten über das Frischgewicht ergibt sich unter Zugrundelegung des bei den Aerosolablagerungsexperimenten zwischen Frischgewicht und Trockengewicht ermittelten durchschnittlichen Faktors von 3,2 eine mittlere Trockenmasse von $0,012 \text{ g/m}^2$ und aus den Angaben über die relative Feuchte ein Mittelwert von 51 %. Diese Werte sind deutlich niedriger als diejenigen in Heinemann and Vogt (1980) (siehe oben) und führen nach Gleichung (75) (Kap. 2.3) zu einer um einen Faktor 2,3 niedrigeren Ablagerungsgeschwindigkeit.

Außerdem ist festzustellen, daß sich der Mittelwert der Häufigkeitsverteilung der in Jülich und an anderen Stellen gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten von elementarem Jod auf trockenem Gras in Abbildung 22 mit 0,73 cm/s nur um 4 % von dem 50-Perzentilwert in Abbildung 24 unterscheidet, in der die von Heinemann

and Vogt (1980) ermittelten Werte ausgenommen wurden. Bei den Jodablagerungsexperimenten in Heinemann and Vogt (1980) lag im Durchschnitt eine relative Feuchte von 49 %, eine Schubspannungsgeschwindigkeit von 26 cm/s sowie eine Trockenmasse des Grasses von $0,016 \text{ g/m}^2$ vor.

Die in der Allgemeinen Berechnungsgrundlage (1979) mit 2 cm/s für elementares Jod angegebene Falloutkonstante entspricht nach Abbildung 22 und 24 dem 84- bzw. 87-Perzentilwert der Häufigkeitsverteilungen der Literaturwerte.

Diese Ergebnisse zeigen, daß

1. eine gute Übereinstimmung zwischen den in Jülich und an anderen Stellen gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten von elementarem Jod auf trockenem Gras besteht.
2. Der Mittelwert der Häufigkeitsverteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten zur Abschätzung einer geeigneten Falloutkonstante für Emissionen in Mitteleuropa nicht herangezogen werden kann, da die Jodexperimente zwar vielfach unter den maximal überhaupt erreichbaren, aber nicht immer den mittleren Verhältnissen entsprechenden Bedingungen durchgeführt wurden, z.B. bei zu niedriger Luftfeuchtigkeit oder bei zu niedriger Grasdichte.

Aus den Experimenten mit elementarem Jod in Heinemann and Vogt (1980) ergibt sich außerdem, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit auf trockenem Klee um einen Faktor 2 bis 4, auf feuchtem Gras um einen Faktor 2,9 und auf feuchtem Klee um einen Faktor 5 bis 8 höher als auf trockenem Gras ist.

Unter der Berücksichtigung, daß Grasoberflächen oft feucht sind, erhält man für elementares Jod eine repräsentative Ablagerungsgeschwindigkeit von 3 cm/s (Heinemann and Vogt 1980).

Die Ablagerungsgeschwindigkeit von Methyljodid (CH_3J) auf Gras liegt nach Atkins et al. (1967) und Heinemann et al. (1976) um

2 bis 3 Größenordnungen unter den Werten für elementares Jod.

Als wichtiges Resultat der Jodablagerungsexperimente (Heinemann and Vogt 1980) kann weiterhin festgehalten werden, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit von elementarem Jod proportional zur Schubspannungsgeschwindigkeit und zur relativen Feuchte war (Kap. 2). Darüber hinaus ergab sich eine Proportionalität zwischen Ablagerungsgeschwindigkeit und Trockenmasse einerseits und einem biologischen Parameter andererseits, der Art, Zustand und Wachstumsphase der Vegetation charakterisierte (siehe Kap. 2.3 (75) und (76)).

Nach Garland et al. (1973), (1974), Shephard (1974), Payrissat and Beilke (1975) und Garland (1977) ist auch die Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid proportional zur Schubspannungsgeschwindigkeit und nimmt mit der relativen Feuchte zu. Aus der Arbeit von Payrissat and Beilke (1975) geht außerdem hervor.

1. Die Aufnahmebereitschaft von alkalischen Böden gegenüber SO_2 ist groß.
2. Die Ablagerung von SO_2 - Gasen auf Böden, die noch nicht einer SO_2 - Emission ausgesetzt worden waren, ist größer als bei kontaminierten Böden.
3. Die Ablagerung von Schwefeldioxid auf Gras wird auch von der Art des Bodens beeinflußt.

Zum Abschluß dieses Kapitels sollen Ergebnisse der Ablagerungsgeschwindigkeiten für Gase, die sich durch eine statistische Auswertung des aus der Literatur entnommenen Datenmaterials ergeben haben, mit Resultaten aus den theoroetischen Ansätzen in Kapitel 2.1 (Gleichung (14) und (20)) verglichen werden.

Legt man der Berechnung der Ablagerungsgeschwindigkeit eine Windgeschwindigkeit von 3 m/s zugrunde, was dem in 10 m Höhe zu erwartenden Jahresmittelwert in Jülich entspricht (Jonas und Vogt 1982), sowie die in Kapitel 3.4.1 ermittelte mittlere Schubspannungsge-

schwindigkeit von 26,1 cm/s, so erhält man nach Gleichung (14) für Gase eine konservative Ablagerungsgeschwindigkeit von 2,3 cm/s. Dieser Wert liegt nach Tabelle 54 tatsächlich im oberen Bereich für Gase. Zu Gleichung (14) ist aber zu bemerken, daß in diese außer der Schubspannungsgeschwindigkeit und Windgeschwindigkeit keine weiteren Parameter einbezogen werden können.

Bei einer Meßhöhe für die Luftkonzentration von 1 m, einer mittleren Schubspannungsgeschwindigkeit von 26,1 cm/s und einem molekularen Diffusionskoeffizienten von $0,085 \text{ cm}^2/\text{s}$ (Chamberlain 1955) ergibt sich nach Gleichung (20) für die Ablagerungsgeschwindigkeit von elementarem Jod auf horizontalen, ebenen Flächen ein Wert von 1,1 cm/s. Nach Tabelle 54 erhält man für Wasser einen Mittelwert von 1,2 cm/s. Dies zeigt, daß Gleichung (20) nicht, wie in Kapitel 2.1 vorausgesetzt worden ist, allgemein zur Abschätzung konservativer Ablagerungsgeschwindigkeiten auf ebenen Flächen herangezogen werden kann. Für Schwefeldioxid ergibt sich aus Gleichung (20) unter den genannten Voraussetzungen eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 2,3 cm/s, die dem 95-Perzentilwert in Abbildung 18 entspricht und damit als ausreichend konservativ anzusehen ist. An Gleichung (20) ist noch grundsätzlich eine ähnliche Kritik wie an Gleichung (14) anzubringen: Die Ablagerungsgeschwindigkeit kann nur in Abhängigkeit von der Schubspannungsgeschwindigkeit und der Art des Gases bestimmt werden. Die Berücksichtigung weiterer Einflußparameter, wie z.B. relative Feuchte der Luft und PH-Wert des Bodens, der bei Schwefeldioxidexpositionen (Payrissat and Beilke 1975) in Betracht gezogen werden muß, ist nicht möglich.

6 Abgelagerte Schadstoffmengen und die
sich daraus ergebende Filterwirkung
von Grenzflächen

In der Arbeit von Buck et al. (1982) werden Immissionsbelastungen für das Rhein- Ruhrgebiet angegeben. Das ausgewertete Datenmaterial bezieht sich auf die Komponenten Schwefeldioxid, Fluorverbindungen und Schwebstoffe; den Angaben der Konzentrationen liegen die Jahre 1965 bis 1980, 1971 bis 1980 bzw. 1968 bis 1980 zugrunde. Die Ergebnisse dieser Messungen sind für die vorliegende Arbeit deshalb von Interesse, da aus den in Kapitel 3.4.1, 3.4.2, 4.7 und 5 enthaltenen Resultaten der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Aerosolen, Schwefeldioxid und Fluor und den Werten der Immissionsbelastungen auf die Ablagerung der Schadstoffe pro Zeit- und Grundflächeneinheit (Depositionsrate) und damit auf die Filterwirkung von unbewachsenen Flächen, Rasenflächen bzw. Wiesen sowie Waldgebieten geschlossen werden kann.

In Tabelle 55 wird die Ablagerung für die verschiedenen Grenzflächen berechnet. Die den Werten zugrundeliegende Immissionsbelastung bezieht sich auf das Ruhrgebiet, das von den in Buck et al. (1982) erfaßten Meßbereichen ausgewählt wurde, da aus Kapitel 4.7 (Tab. 51) die in den Wäldern dieses Gebietes auftretende Verteilung der Baumarten bzw. zu erwartende Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen bekannt ist. Die in Tabelle 55 angegebenen Immissionsbelastungen ergeben sich aus dem arithmetischen Mittelwert der gemessenen Jahresmittelwerte der genannten Schadstoffkomponenten, wobei zur Bestimmung einer mittleren Konzentration von Fluorverbindungen der Durchschnitt der Meßgebiete Ruhrgebiet-West, Ruhrgebiet-Mitte und Ruhrgebiet-Ost berechnet wurde. Die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid und Fluorverbindungen wurden, wie eingangs schon erwähnt wurde, aus Kapitel 5 übernommen, in dem eine Mittelung der hierzu in Erfahrung gebrachten Literaturwerte vorgenommen wurde. Zur Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwebstoffen wurde auf die vorliegenden Ergebnisse der Jülicher Aerosolablagerungsexperimente zurückgegriffen. Dabei mußte berücksichtigt werden, daß

man im Ruhrgebiet in 50 m über Grund eine mittlere Windgeschwindigkeit von 5,2 m/s (Benesch et al. 1976) erwarten kann, während in Jülich der 50 m-Wert im Durchschnitt bei 4,8 m/s liegt (hierzu siehe auch Kap. 7). Das bedeutet, daß die in Jülich gemessene Ablagerungsgeschwindigkeit in entsprechender Weise nach Gleichung (136) (Kap. 4.7) korrigiert werden mußte. Die Berechnung der Ablagerung von Schwebstoffen erfolgte für Partikel mit Durchmessern von 3 bis 5 μm . Dabei wurde beachtet, daß die obere Grenze für Schwebstoffe (Feinstäube), für die in der Literatur (Däbler 1976) ein Durchmesser von 5 μm angesetzt wird, nicht überschritten wurde. Der Durchmesserbereich lag bei allen Grenzflächen innerhalb des bei den Feldexperimenten untersuchten Bereiches. Die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Aerosolen für den Erdboden und für Wasseroberflächen ermittelte man durch Multiplikation der mittleren Werte der Falloutkonstante für Gras (Gleichung (128), Kap. 3.4.1) mit den für eine Graastrockenmasse von 170 g/m^2 bestimmten Vergleichsfaktoren (Tab. 49). Unterschiede des Verlaufes der Funktionen $v_g = f(d)$ bzw. $v_g = f(u_*)$ werden bei diesem Verfahren nicht berücksichtigt. Der Bestimmung der Ablagerung von Schwebstoffen in Wäldern wurde die in Kapitel 4.7 für den Bereich Recklinghausen, Gelsenkirchen, Bottrop ermittelte Ablagerungsgeschwindigkeit zugrundegelegt, da mit dem Gebiet fast die gesamte Waldfläche des Ruhrgebietes, vom Erholungsgebiet im Süden abgesehen, erfaßt wird und somit die Ablagerungsverhältnisse repräsentativ sein dürften.

Sowohl die für Schwefeldioxid als auch die für Schwebstoffe ermittelten Ergebnisse in Tabelle 55 zeigen, daß die Ablagerung auf Gras und Waldflächen größer als auf Erdboden und Wasseroberflächen ist, so daß offenbar die Filterwirkung von Vegetationsflächen gegenüber Luftverunreinigungen größer ist als die Filterwirkung von unbewachsenen Flächen. Diese Aussage erweist sich jedoch nicht für alle Arten von Schadstoffen als zutreffend. Wie aus den Ausführungen in Kapitel 5 bzw. aus Tabelle 55 zu entnehmen ist, stimmen z.B. die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Ozon auf Gras und Erdboden überein, so daß sich auch keine Unterschiede in der Filterwirkung beider Grenzflächen ergeben. Die größten Werte erhält man nach Tabelle 55, wenn sich Schwefeldioxid oder Schwebstoffe in Wäldern ablagern, wozu aber zu bemerken ist, daß Garland (1977) fest-

stellt, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Kiefern im allgemeinen geringer als auf Gras ist (Kap. 5). Demgegenüber ermittelt Bélot (1973) für die Filterwirkung von Wäldern auch gegenüber Schadgasen ziemlich hohe Werte (siehe Kap. 7.5). Arbeiten über detaillierte Untersuchungen der Ablagerung von Schwefeldioxid für verschiedene Baumarten, wie sie bei den in Jülich durchgeführten Ablagerungsexperimenten für Aerosole vorgenommen wurden, konnten in der Literatur, wie aus den Tabellen 2 bis 7 und aus Kapitel 5 hervorgeht, nicht gefunden werden. Eindeutig ist, daß die Ausfilterung von Schwebstoffen in Wäldern mit zunehmendem Staubburchmesser größer als die Ausfilterung von Schwefeldioxid wird. Bei Immissionsbelastungen von $0,11 \text{ mg/m}^3$ bzw. $0,14 \text{ mg/m}^3$ erhält man nach Tabelle 55 für Schwebstoffe mit Durchmessern von $4 \mu\text{m}$ und für Schwefeldioxid Depositionsraten von $1,27 \text{ kg/ha Tag}$ bzw. $1,47 \text{ kg/ha Tag}$. Bei Partikeln mit Durchmessern von $5 \mu\text{m}$ beträgt die Ablagerung jedoch bereits $4,17 \text{ kg/ha Tag}$ und überschreitet somit den Wert für Schwefeldioxid um mehr als einen Faktor 2. Die Bedeutung von Wäldern bei der Reinigung der Luft von größeren Stäuben wird in Kapitel 7 behandelt, in dem die Abreicherung von Abluftfahnen aus Emissionsquellen berechnet wird. Abschließend ist noch zu bemerken, daß die in Buck et al. (1982) gemessene mittlere Konzentration von Fluorverbindungen mit $0,2 \mu\text{g/m}^3$ um einen Faktor 5 unter dem von der TA Luft (1983) zum Schutz der Vegetation festgelegten Grenzwert lag (hierzu siehe auch Kap. 8.2). Mit einer auf Gras bezogenen Ablagerungsgeschwindigkeit von $0,55 \text{ cm/s}$ kann erwartet werden, daß Rasenflächen und Grünland etwa die gleiche Intensität der Filterwirkung gegenüber Fluor- wie gegenüber Schwefeldioxidgasen aufweisen, für die auf Gras eine Ablagerungsgeschwindigkeit von $0,58 \text{ cm/s}$ ermittelt wurde (Tab. 55). Wegen der geringeren Immissionsbelastung liegt allerdings die Depositionsrate von Fluorverbindungen etwa um einen Faktor 500 unter der von Schwefeldioxid.

7 Falloutfaktoren und Filterwirkung
 von Grenzflächen

7.1 Eingangsparameter und Integrationsgrenzen

Der Faktor für den Falloutverlust wird für den Transport von Partikeln über Gras, Waldbeständen, unbewachsenen Flächen und Wasser sowie für die Ausbreitung von Gasen nach Gleichung (112) (Kap. 2.6) berechnet. Die Abreicherung von Partikeln über Gras wird für die Diffusionskategorien A, B, C, D, E und F bestimmt. Allen übrigen Berechnungen liegen die Ausbreitungsverhältnisse bei Diffusionskategorie D zugrunde, die nach Kapitel 3.4.1 am häufigsten vorkommen. Als Emissionshöhe wird 50 m angesetzt. Diese Höhe liegt über der Obergrenze der meisten Baumkronen.

Die in die Berechnung des Falloutfaktors (112) eingehenden Ausbreitungskoeffizienten p_z und q_z ergeben sich nach Geiß (1982) (vgl. TA Luft 1983). Die Ausbreitungsparameter wurden in der Umgebung der KFA Jülich, in einem von Waldbeständen und Weideland durchzogenen Gebiet, gemessen. Eventuelle Veränderungen der Ausbreitungsverhältnisse in Abhängigkeit von der Rauigkeit des Untergrundes der Abluftfahnen, z.B. über glatten Flächen, Ackerböden und Wasseroberflächen, finden in den Ausbreitungsparametern keine Berücksichtigung.

Die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Partikeln wurden aus eigenen Messungen bestimmt (Kap. 3). Die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Aerosolen auf Gras ergeben sich nach Tabelle 48. Die Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Erdboden und Wasser erhält man durch Multiplikation der in Tabelle 48 angegebenen Werte für Gras mit den Vergleichsfaktoren in Tabelle 49. Falloutkonstanten für die einzelnen Waldgebiete sind aus den Ablagerungsfaktoren in der in Kapitel 4.7 geschilderten Weise abgeleitet worden.

Ablagerungsgeschwindigkeiten für Gase wurden aus der Literatur erhalten (siehe Kap. 1, Kap. 2.4 und Kap. 5). Wegen der genauen Untersuchung der Jodablagerung wird bei der Bestimmung des

Falloutfaktors von elementarem Jod über Gras (Kap. 7.4) von den von Heinemann and Vogt (1980) ermittelten Ergebnissen der Ablagerungsgeschwindigkeit ausgegangen, und zwar wird hierfür ein Wert von 3 cm/s zugrundegelegt, mit dem die Autoren berücksichtigen, daß Grasoberflächen oft feucht sind. Da in den anderen Arbeiten über die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Gasen (Tab. 2 bis 17) eine ähnliche Parameterisierung wie für elementares Jod (Vogt et al. 1973, Heinemann et al. 1976, Heinemann and Vogt 1980) nicht erfolgt ist, beziehen sich die sonstigen in Kapitel 7.4 angegebenen Falloutfaktoren für Gase jeweils auf Mittelwerte oder Einzelwerte der Ablagerungsgeschwindigkeiten aus Tabelle 54, wobei zu bemerken ist, daß Mittelwerte (Kap. 5) und erst recht Einzelwerte nicht immer zu realistischen Werten führen.

Zur Bestimmung der mittleren Ausbreitungsgeschwindigkeiten standen außer bei der Berechnung der Falloutfaktoren für Wälder (Kap. 7.3) die am Wetterturm der KFA Jülich für die einzelnen Diffusionskategorien in 50 m über dem Boden gemessenen Stundenmittel der Windgeschwindigkeiten zur Verfügung, wobei die Werte des Datenkollektivs aus den Jahren 1975, 1976, 1977 und 1979 gemittelt wurden.

In Tabelle 56 werden die Ausbreitungsgeschwindigkeiten zusammen mit den von Geiß ermittelten Ausbreitungskoeffizienten p_z und q_z (Gleichung (112) bzw. (106) und (107), Kap. 2.6) für die Diffusionskategorien A, B, C, D, E und F aufgeführt. Berücksichtigt man die in Kapitel 3.4.1 angegebene Häufigkeitsverteilung für die einzelnen Diffusionskategorien, so erhält man eine mittlere Windgeschwindigkeit von 4,8 m/s. In Kapitel 7.4 und 7.5 wird nur noch mit dieser Windgeschwindigkeit gerechnet. Werte für die Ausbreitungsgeschwindigkeiten über Waldgebieten können aus Tabelle 57 entnommen werden, in der auch die Ergebnisse der Falloutberechnungen für Wälder mitgeteilt werden.

Zur Ermittlung dieser in Kapitel 7.3 verwendeten Ausbreitungs-

geschwindigkeiten ist zu sagen:

Durch einen Vergleich der Windgeschwindigkeiten über einem 30 m hohen Fichtenwald (Mayer 1976) und einem 30 m hohen Buchenwald (van Eimern 1982) mit den komplementären Windgeschwindigkeiten über freiem Gelände (Benesch et al. 1978) konnte festgestellt werden, daß über den Wäldern der 50 m-Wert um einen Faktor 2,0 bzw. 1,6 niedriger liegt als über freiem Gelände. Ausschlaggebend für die Abbremsung des Windes über Waldgebieten dürften die Höhe der Bäume und die Rauigkeit der Baumbestände sein. Über Kiefern- und Eichenwäldern mit Höhen von ca. 15 bis 25 m konnten dagegen nach Garland (1976), Petit et al. (1976) und Geiger (1961) keine verminderten Windgeschwindigkeiten nachgewiesen werden. Im folgenden wird auch über Weißtannen und Douglasien, deren Höhen auf demselben Niveau wie die Obergrenzen der Fichtenkronen liegen, eine Abnahme des Windes um 50 % angenommen. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit über den Wäldern in 50 m über Grund ergibt sich nach diesen Überlegungen nach entsprechender Korrektur der Windgeschwindigkeiten in 50 m über freiem Gelände (hierzu siehe Kap. 4.7).

Wie bereits oben erwähnt wurde, wird auch der Berechnung des Falloutfaktors für Gase (Kap. 7.5) eine Windgeschwindigkeit von 4,8 m/s zugrundegelegt, was auch für die Bestimmung der Abreicherung von elementarem Jod auf einem Kiefernwald bzw. Schwefeldioxid auf Kiefern- und Mischwäldern mit Kiefern zutrifft. Die hierzu benötigte Ablagerungsgeschwindigkeit von elementarem Jod erhält man aus Bélot (1977) (Tab. 54). Die Bestimmung der in den Falloutfaktor eingehenden Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf den genannten Waldarten ergibt sich u.a. aus den Werten von Martin and Barber (1975), Petit et al. (1976), Garland (1977) und Garland (1978) (Abb. 20). Soweit aus diesen Literaturstellen bekannt ist, lagen über den Wäldern, an denen die Ablagerung gemessen wurde, ähnliche Windgeschwindigkeiten vor.

Bei der Definition der Ablagerungsgeschwindigkeit (Gleichung (1), Kap. 1) wird davon ausgegangen, daß eine hinreichend große vertikale Durchmischung der Luft mit den abgeleiteten Stoffen erfolgt

ist, d.h., daß die Konzentration in Höhe des Bewuchses und unmittelbar darüber annähernd eine vertikale Gleichverteilung aufweist (vgl. S. 74). Dies mußte bei der Berechnung von Falloutfaktoren berücksichtigt werden. Es ist üblich, zur Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit über ebenen Flächen und niedriger Vegetation (z.B. Gras und Klee) die Luftkonzentration in 1 m Höhe über dem Boden zu messen (Vogt et al. 1971). Der Bereich der Baumkronen dürfte zwischen ca. 10 und 30 m über Grund liegen. Fordert man, daß die Definition der Ablagerungsgeschwindigkeit nur unter der Bedingung angewendet werden darf, daß die nach Gleichung (105) bestimmten Konzentrationsverhältnisse der Abluftfahnen $\frac{I(x,0,1)}{I(x,0,0)}$ bzw. $\frac{I(x,0,30)}{I(x,0,10)}$, die nach diesen Überlegungen von Bedeutung sein dürften, größer als 0,95 sind, so ergeben sich für die Integrationsuntergrenzen folgende Werte:

Diffusionskategorie A	(Gras)	40 m
Diffusionskategorie B	(Gras)	70 m
Diffusionskategorie C	(Gras)	80 m
Diffusionskategorie D	(Gras)	100 m
Diffusionskategorie E	(Gras)	150 m
Diffusionskategorie F	(Gras)	400 m
mittlere Verhältnisse	(Gras)	100 m
(Diffusionskategorie D, Schubspannungsgeschwindigkeit 26,1 cm/s, Windgeschwindigkeit 4,8 m/s)		
Diffusionskategorie D	(Wald)	400 m

Es ist auch in der Literatur (Hosker 1973, Bélot 1977) üblich, die Falloutabreicherung über Wäldern, deren Ablagerungsfläche oberhalb der Bodenfläche liegt, nach Gleichung (112) (Kap. 2.6) zu berechnen. Der Begriff "auf dem Boden abgelagerte Schadstoff- oder Aktivitätskonzentration" (Gleichung (108), Kap. 2.6) ist allerdings für Wälder ebenso wie für Gras durch "Ablagerung pro Grundflächeneinheit" zu ersetzen.

Der bei mittleren Verhältnissen (Diffusionskategorie D, Schub-

spannungsgeschwindigkeit 26,1 cm/s) zu erwartende Fallout über Gras wird zum Vergleich mit der Abreicherung über Wäldern auch für eine Integrationsuntergrenze von 400 m berechnet (Tab. 58). Aus dem gleichen Grund wird für die Berechnung des Falloutverlustes von Partikelkonzentrationen über unbewachsenen Flächen und Wasseroberflächen sowie für die Bestimmung der Abreicherung von gasförmigen Substanzen eine Integrationsuntergrenze von 400 m gewählt.

Durch die für die Berechnung der Falloutfaktoren vorgenommene Wahl der Entfernungsbereiche sollte die Ausdehnung der verschiedenen Arten des Untergrundes in realistischer Weise berücksichtigt werden. Der Faktor für den Falloutverlust von Partikelkonzentrationen über Wiesen und Wasseroberflächen wird bis zu 10000 m Entfernung von der Emissionsquelle bestimmt. Bei der Berechnung der Abreicherung von partikelhaltigen Abluftfahnen über einigen Waldgebieten in der Bundesrepublik Deutschland und der Stadt Berlin werden je nach Größe der Wälder Entfernungen bis zu 2000, 2500, 3500, 5000, 7500, 8800 und 10000 m betrachtet. Bei dem Aachener Stadtwald, bei dem auch die Form der Grundfläche in Erfahrung gebracht werden konnte, überwiegt die west-östliche Ausdehnung gegenüber der in Nord-Südrichtung. Als Entfernungsbereich für die Falloutberechnung wurde eine Quelldistanz von 5000 m gewählt, die für den Transport von Stäuben bei zonaler Windrichtung (West- oder Ostwinden) realistisch sein dürfte. Die Bestimmung des Fallouts von Gasen erfolgt mit Ausnahme der Ablagerung über unbewachsenen Flächen für Quelldistanzen bis zu 10000 m. Für die Berechnung des Verlustes von Partikel- und Gaskonzentrationen über vegetationsfreier Oberfläche, z.B. Ackerböden, wird ein Endwert von 5000 m angesetzt.

7.2 Falloutfaktoren für Partikel über Gras

In Abbildung 25 bis 30 werden Korrekturfaktoren für den Falloutverlust während des Transportes von Partikeln mit Durchmessern von $7\text{ }\mu\text{m}$, $10\text{ }\mu\text{m}$ und $15\text{ }\mu\text{m}$ über Gras bei Diffusionskategorie A, B, C, D, E und F dargestellt. Als Quelldistanz wird der Bereich zwischen 500 und 10000 m in Ausbreitungsrichtung betrachtet.

In Tabelle 58 sind die Falloutfaktoren für Partikelkonzentrationen mit Aerosoldurchmessern von $4\text{ }\mu\text{m}$, $5\text{ }\mu\text{m}$, $6\text{ }\mu\text{m}$, $7\text{ }\mu\text{m}$, $10\text{ }\mu\text{m}$ und $15\text{ }\mu\text{m}$ enthalten, die bei den Diffusionskategorien A, B, C, D, E und F sowie bei mittleren Verhältnissen (Diffusionskategorie D, Schubspannungsgeschwindigkeit $26,1\text{ cm/s}$, Windgeschwindigkeit $4,8\text{ m/s}$) über Strecken von 2 km, 2,5 km, 3,5 km, 5 km, 7,5 km und 10 km transportiert werden. Zum Vergleich mit der Ablagerung auf Wäldern werden in Parenthese auch Durchschnittswerte angegeben, die sich ergeben, wenn man mit der Falloutberechnung erst in 400 m Entfernung von der Emissionsquelle beginnt. Diese Korrekturfaktoren unterscheiden sich nach Tabelle 57 von den für mittlere Verhältnisse, bei einer Integrationsuntergrenze von 100 m ermittelten Werten um höchstens 3 %.

Die Ergebnisse der Falloutbestimmungen für Gras (vgl. Abbildung 25 bis 30) zeigen, daß im Nahbereich die Ablagerung bei labilen bis neutralen Wetterlagen (Diffusionskategorie B bis D) größer ist als bei stabilen Lagen (Diffusionskategorie E und F). Betrachtet man z.B. die Abreicherung von Abluftfahnen mit Partikeln mit Durchmessern von $15\text{ }\mu\text{m}$ in einer Quelldistanz von 500 m, so ergeben die Berechnungen für Diffusionskategorie A einen Falloutfaktor von 0,96906 und für die Diffusionskategorien B, C, D, E und F Falloutfaktoren von 0,95103, 0,94785, 0,95463, 0,98419 und 0,99981. Wendet man die Gleichung für den Falloutfaktor (112) rein formal an und beginnt mit der Integration direkt hinter der Quelle, so erhält man Falloutfaktoren, die sich von diesen Werten um höchstens 0,5 ‰ unterscheiden, wozu zu bemerken ist, daß dies sogar noch die größten Abweichungen innerhalb des Entfernungsbereiches von 500 bis 10000 m sind, da mit zunehmender Ent-

fernung von der Quelle eine immer größer werdende Übereinstimmung der Flächen unter der zu integrierenden Funktion (Gleichung (112)) erzielt wird. Dies zeigt, daß die Ergebnisse der Falloutfaktoren (Abb. 25 bis 30) für die Abreicherung auf einer Wiese, die direkt hinter der Emissionsquelle beginnt, angewendet werden können und daß man die Ablagerungen in verschiedenen Entfernungen für die einzelnen Diffusionskategorien vergleichen kann, ohne die auf Seite 137 genannten Integrationsuntergrenzen zu berücksichtigen.

Aus den Abbildungen 25 bis 30 geht hervor, daß für größere Entfernungen von der Emissionsquelle (Entfernungen mit 3700 m und mehr) die Ablagerung mit der Intensität der turbulenten Diffusion zunimmt, d.h. bei Diffusionskategorie F, die sowohl durch das größte Verhältnis v_g/u als auch durch den niedrigsten vertikalen Streuparameter σ_z gekennzeichnet ist, kommen die höchsten Werte vor. Geht man von einer Quelldistanz von 5000 m aus, so kann man z.B. aus Tabelle 58 entnehmen, daß für den bei Diffusionskategorie A erfolgenden Transport von partikelhaltigem Material mit Durchmessern von 15 μm ein Verlust durch Fallout von 6,1 % zu erwarten ist. Bei den Diffusionskategorien B, C, D, E und F liegen die entsprechenden Werte bei 14,3 %, 21,6 %, 31,4 %, 32,9 % und 54,9 %. In 10000 m Entfernung von der Emissionsquelle müssen bei der Ausbreitung von Staubkonzentrationen mit Aerosolen der gleichen Größe je nach Diffusionskategorie Falloutverluste von 6,7 %, 16,6 %, 26,1 %, 39,7 %, 45,1 % und 71,0 % in Betracht gezogen werden (Tab. 58).

In Tabelle 59 wird die durch die Gleichung

$$x_{\max} = \left(\frac{q_z}{q_y + q_z} \cdot \frac{H^2}{p_z^2} \right) \frac{1}{2q_z} \quad (138)$$

bestimmte Entfernung angegeben, für die die Konzentration in Bodennähe das Maximum erreicht. Der Wert für den Koeffizienten q_y wurde wiederum aus der TA Luft (1983) übernommen. Die Tabelle zeigt, daß das Maximum in um so größerer Entfernung von der

Emissionsquelle liegt, je stabiler die Schichtung ist. Das hat zur Folge, daß der Falloutverlust bei stabiler Wetterlage, z.B. Diffusionskategorie F (Abb. 30), im Nahbereich verhältnismäßig gering ist, erst ab 1000 m Entfernung von der Emissionsquelle eine deutliche Zunahme erfährt und bei 10000 m noch immer zunimmt, während der Fallout bei labilen Wetterlagen, z.B. Diffusionskategorie A (Abb. 25), in verhältnismäßig kurzen Entfernungen von der Quelle ($x = 1000$ m) einen Sättigungswert erreicht. Dieser wird, wie die Abbildungen 26 bis 29 zeigen, zum Teil schon bei gleicher, fast immer aber bei größerer Quelldistanz von den Werten für die übrigen Diffusionskategorien überschritten.

Aus Tabelle 58 geht auch hervor, daß der Falloutfaktor von Partikeln mit Durchmessern von $4\text{ }\mu\text{m}$ und $5\text{ }\mu\text{m}$ stets über 0,9 liegt und bei Partikeldurchmessern von $6\text{ }\mu\text{m}$ noch mindestens 0,8 beträgt, so daß festgestellt werden kann, daß Wiesenflächen erst für Partikel, deren Ablagerung überwiegend durch Sedimentation erfolgt, in der Funktion eines Staubfilters von Bedeutung sein können. Diese Aussage wird durch die Falloutfaktoren, die sich für eine im Jahresmittel zu erwartende Schubspannungsgeschwindigkeit von $26,1\text{ cm/s}$, eine Windgeschwindigkeit von $4,8\text{ m/s}$ und die am häufigsten vorkommende Diffusionskategorie, Diffusionskategorie D, ergeben, bekräftigt (Tab. 58, Abb. 31). Aus den für eine Integrationsuntergrenze von 100 m bestimmten Werten kann man entnehmen, daß im Durchschnitt die Ablagerung von Partikeln mit Durchmessern von $7\text{ }\mu\text{m}$, $10\text{ }\mu\text{m}$ und $15\text{ }\mu\text{m}$ auf einer Strecke von 10 km bei 11 %, 23 % und 39 % liegt.

Falloutverluste, die größer als 50 % sind, erhält man nach Tabelle 58 und Abbildung 30 nur für den bei Diffusionskategorie F erfolgenden Transport von Partikeln mit Durchmessern von mindestens $10\text{ }\mu\text{m}$. Bezeichnet man als Halbwertsentfernung die Entfernung, bei der die Partikelkonzentration um 50 % abgenommen hat, so ergeben sich nach Abbildung 30 für den Transport von Aerosolen mit Durchmessern von 10 und $15\text{ }\mu\text{m}$ Halbwertsentfernungen von 7600 und 4500 m.

7.3 Falloutfaktoren für Partikel über einigen Waldgebieten in der Bundesrepublik Deutschland und der Stadt Berlin

In Tabelle 57 werden die je nach Größe der Wälder (Kap. 7.1) für verschiedene Entfernungen berechneten Falloutfaktoren zusammen mit den Eingabedaten Partikeldurchmesser, Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras (Jülich), Verhältnis Ablagerungsgeschwindigkeit auf dem Wald zu Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras, Windgeschwindigkeit über freiem Gelände in 50 m u(50), Ablagerungsgeschwindigkeit auf dem Wald und Ausbreitungsgeschwindigkeit in 50 m Höhe u(50) Wald aufgeführt.

Bei der Bestimmung der Falloutfaktoren wird wie auch in Kapitel 7.5 davon ausgegangen, daß die Filterwirkung der Wälder gegenüber den Stäuben voll in Kraft treten kann. Evtl. Verminderungen der Luftkonzentrationen über den Wäldern durch Aufgleitvorgänge der Luftmassen vor den als Hindernis wirkenden Wäldern und horizontale Ablenkungen durch ein seitliches Anblasen werden nicht in Betracht gezogen.

Die Falloutfaktoren werden für Partikel mit Durchmessern von 4 μm , 5 μm , 6 μm , 7 μm und 10 μm bestimmt. Von einer Berechnung der Abreicherung von Partikeln mit Durchmessern von 15 μm wie in Tabelle 58 wird abgesehen, da die Ablagerung auf Bäumen von Partikeln dieser Größe nur für Rotbuchen untersucht wurde.

In Abbildung 32, 33, 34 und 35 werden die Folloutfaktoren für die wesentlichen Waldarten, einen Kiefernwald (Waldgebiete um Berlin) einen Fichten- Buchenmischwald (Staatsforst Solling), einen Mischwald mit nahezu repräsentativer Holzartenverteilung für einen Wald in der Bundesrepublik Deutschland (Aachener Stadtwald) und einen Fichtenwald (Ebersberger Forst bei München) (siehe Kap. 4.7), in Abhängigkeit von der Quelldistanz dargestellt. In die Abbildungen wurden Falloutfaktoren für Entfernungen von 500 m und mehr (zur Integrationsuntergrenze für die Berechnung siehe Kap. 7.1) aufgenommen; die Obergrenze der Entfernungen ist aus den Abbildungen und aus Tabelle 57 zu ersehen.

Die Tabelle zeigt, daß die Filterwirkung der Wälder von der Ablagerungsgeschwindigkeit, der Windgeschwindigkeit in 50 m über Grund und der Größe der Grundfläche abhängt. Über den Waldgebieten ist eine erheblich höhere Abreicherung von Staubkonzentrationen als über Wiesen zu erwarten. Die Rangfolge der Falloutverluste zeigt ein ähnliches Bild wie die Ablagerungsfaktoren in Tabelle 52. Der höchste Wert tritt nach Tabelle 52 auch im Ebersberger Forst, einen fast reinen Fichtenwald (Anteil 81 %) bei München, auf, bei dem zu der starken Ablagerungseffektivität noch die Abbremsung des Windes über den Fichtenbeständen hinzukommt. Der Falloutfaktor für den Transport von Partikeln mit Durchmessern von $10\text{ }\mu\text{m}$ beträgt hier in 8,8 km 0,00080. Das bedeutet, daß in dieser Entfernung in Bodennähe mit einer Verminderung der Partikelkonzentration durch Fallout von einem Faktor 1250 gerechnet werden kann. Bestimmt man für eine Integrationsuntergrenze von 400 m, eine Windgeschwindigkeit von 4,1 m/s und dieselbe Diffusionskategorie den entsprechenden Falloutverlust über Wiesen, so erhält man lediglich eine Abnahme der Luftkonzentration um einen Faktor 1,3. Bei wiederum 8,8 km Entfernung von der Emissionsquelle lauten die Falloutfaktoren für den Ebersberger Forst bei Partikeldurchmessern von $4\text{ }\mu\text{m}$, $5\text{ }\mu\text{m}$, $6\text{ }\mu\text{m}$ und $7\text{ }\mu\text{m}$: 0,81, 0,50, 0,16 und 0,044. An 2. Stelle liegt die Filterwirkung des Staatswaldes Monschau, der mit 71 % den zweithöchsten Fichtenanteil aufweist. Betrachtet man Abluftfahnen mit Partikeln mit Durchmessern von $10\text{ }\mu\text{m}$, so ergibt sich für diesen Wald in einer Entfernung von 7,5 km ein Falloutfaktor von 0,0016. Das Verhältnis Ablagerungsgeschwindigkeit zu Windgeschwindigkeit beträgt hier 0,28 gegenüber einem Wert von 0,29 für den Ebersberger Forst.

Für den Aachener Stadtwald, einen mittelgroßen Wald (1350 ha) mit mittleren Ablagerungsverhältnissen (Kap. 4.7), kann, wie bereits erwähnt wurde, bei zonaler Windrichtung ein Transportweg für Abluftfahnen von 5 km angesetzt werden (Kap. 7.1). Die Falloutfaktoren von Partikeln mit Durchmessern von $4\text{ }\mu\text{m}$, $5\text{ }\mu\text{m}$, $6\text{ }\mu\text{m}$, $7\text{ }\mu\text{m}$ und $10\text{ }\mu\text{m}$ erreichen hier nach Tabelle 57 Werte von 0,91, 0,73, 0,44, 0,24 und 0,04. Die entsprechenden mittleren Falloutfaktoren für Gras betragen nach Tabelle 58 für die gleiche Entfernung

0,99, 0,98, 0,95, 0,92 und 0,83.

Der geringste Fallout ist über dem Stetterbacher Forst, einen fast reinen Laubwald in der Umgebung der Kernforschungsanlage Jülich, zu erwarten, der nach Tabelle 52 und Tabelle 57 auch die geringsten Ablagerungswerte aufweist. Über diesem Wald nimmt die Luftkonzentration von Partikeln mit Durchmessern von $10\text{ }\mu\text{m}$ auf einer Strecke von 2 km nur um einen Faktor 1,8 ab, während der entsprechende Wert über Gras (Tab. 58) bei 1,1 liegt.

Verhältnismäßig gering ist auch die Filterwirkung der Wälder des Ruhrgebietes, in denen überwiegend Laubgehölze und Kiefern angetroffen werden. Die Falloutfaktoren für die Forstbereiche Oberhausen und Recklinghausen liegen über 0,24 bzw. 0,14, was eine Verminderung der Staubkonzentration von weniger als einen Faktor 4 bzw. 7 bedeutet. Ähnliche Reinigungseffekte üben die Kiefernwälder um Berlin und der Lappwald bei Helmstedt aus, ein Mischwald aus Eichen, Buchen, Kiefern und Fichten (Tab. 51). Die Minimalwerte der Falloutfaktoren betragen hier, wie Abbildung 32 und Tabelle 57 zeigen, 0,17 bzw. 0,16.

In Tabelle 60 werden die Halbwertsentfernungen für die einzelnen Waldgebiete angegeben. Aus der Tabelle geht hervor, daß im Ebersberger Forst in einer Entfernung von 7800 m schon für Partikel mit Durchmessern von $5\text{ }\mu\text{m}$, womit nach Däßler (1976) bereits größere Feinstäube erfaßt werden, der 50-Prozentwert der Ausfilterung erreicht wird. Die Berechnung des Fallouts über Gras für mittlere Verhältnisse in Tabelle 58 zeigt, daß innerhalb des Entfernungsbereiches von 10 km nur mit einer Abreicherung von 50 % zu rechnen ist, wenn die in der Konzentration enthaltenen Stäube Durchmesser größer als $15\text{ }\mu\text{m}$ besitzen. Der 50-Prozentwert der Ausfilterung von Partikeln mit Durchmessern von $10\text{ }\mu\text{m}$ ergibt sich zum Teil bereits, wenn die Abluftfahnen einen relativ kurzen Transportweg über den Wäldern zurückgelegt haben. Aus Tabelle 60 ist zu entnehmen, daß die Halbwertsentfernungen für die Abreicherung über den Wäldern in Hamburg-Eißendorf, Aachen-Stadt, Aachen-Walheim (Münsterwald), Monschau, Schleiden, Staufen und Ebersberg bei München sowie über dem Solling unter 1 km liegen.

Die Intensität der Filterwirkung der Wälder gegenüber gröberen Stäuben kann abschließend durch folgendes Beispiel belegt werden: Der mittlere Falloutverlust für den Transport von Partikeln mit Durchmessern von $10\text{ }\mu\text{m}$ über Gras beträgt nach Tabelle 58 bei einer Quelldistanz von 10 km 22 %. Dieser Wert wird nach Abbildung 34 im Aachener Stadtwald, der mittlere Ablagerungsverhältnisse aufweist, bereits in einer Entfernung von 600 m mit einem Falloutfaktor von 0,72 (28 % Falloutverlust) überschritten.

Die Bedeutung von Rasenflächen, Grünland, Hecken, Waldstreifen, Parks und Alleen für die Reinhaltung der Luft durch die Filterwirkung gegenüber gröberen Stäuben wird auch in der Literatur, z.B. Hennebo (1955), Olschowy (1959), Heichel and Hankin (1976) und Zoller (1982) hervorgehoben. Auch Keller und Zuber (1970) unterstreichen die Bedeutung des Waldes als Staubfilter und führen an, daß in 50 m Entfernung von einer Straße nur noch $1/25$ des von Autoabgasen stammenden Bleigehaltes am Straßenrand wiedergefunden wurde, wogegen im Freiland noch $1/10$ bis $1/6$ nachgewiesen werden konnte. Durch das Anpflanzen von Hecken längs von Autobahnen und Straßen ließen sich Bleiverunreinigungen der Kulturen (s. Kap. 8.1.3) wesentlich herabsetzen. Nach Zoller (1982) (Lamp 1947) vermag bereits eine einfache Baumallee den Staubgehalt der Luft, verglichen mit einer baumfreien Straße, auf ein Drittel zu senken (zur Ablagerung an Alleegebäuden s. auch Kap. 9). Herbst (1965) erwähnt, daß dem Wald wegen seiner Filterwirkung auch eine relative Schutzwirkung vor Radionukliden zukommt: Im Frühjahr 1957 durchgeführte Messungen der Feinverteilung von Partikeln aus weltweit verbreitetem radioaktivem Staub von Kernwaffenversuchen ergaben, daß Gräser und Kräuter auf der Westseite von Wäldern im Mittel 5-mal radioaktiver waren als Gräser, die im wesentlichen im Windschatten dieser Wälder wuchsen. Inwieweit dieser Effekt auch von der Abnahme der Windgeschwindigkeit bzw. Schubspannungsgeschwindigkeit und infolgedessen geringeren Ablagerung (Kap. 4.2) beeinflußt wurde und welche Konzentrationsverhältnisse vorgelegen hatten, kann aus der Arbeit nicht entnommen werden. Die Bedeutung des Waldes als Staubfänger wird in Herbst (1965) zusätzlich dadurch belegt, daß auf Messungen hingewiesen wird, bei denen auf senkrecht zur Windrichtung aufgestellten Fangfolien eine bis zu einem Faktor 20 höhere

Radioaktivität als auf horizontal ausgelegten Folien festgestellt werden konnte. Untersuchungen der Stadtluft in Frankfurt und Experimente mit Stäuben (Steubing und Klee 1970) zeigen, daß Nadelgehölze Laubbäumen überwiegend an Staubfangvermögen überlegen sind, was auch immer wieder in den in diesem sowie in Kapitel 3 und 4 durchgeführten Berechnungen zum Ausdruck gekommen ist.

Auch in Hosker (1973) werden Falloutfaktoren für Gras und Wälder nach Gleichung (112) berechnet. Dabei wird nicht wie in dieser Dissertation von eigenen Meßwerten der Ablagerungsgeschwindigkeit ausgegangen, sondern die Falloutfaktoren werden für bestimmte Verhältnisse v_g/u , die nach einer Literaturuntersuchung in Hosker (1973) für die Ablagerung repräsentativ sind, bestimmt. Für die Ausbreitungsparameter verwendet Hosker (1973) den von Smith (1973) aufgestellten Ansatz

$$\sigma_z(x) = F_h(z_0, x) g_h(x) \quad (139)$$

x Quelldistanz
 z_0 Rauigkeitslänge
 $F_h(z_0, x), g_h(x)$ Funktionen

Durch die Funktion $F_h(z_0, x)$ wird die Rauigkeit des Untergrundes explizit berücksichtigt, was durch die Jülicher Ausbreitungsparameter (Kap. 7.1) nicht möglich ist.

Für $g_h(x)$ gilt

$$g_h(x) = \frac{m_1 x^{n_1}}{1 + m_2 x^{n_2}} \quad (140)$$

m_1, m_2, n_1, n_2 Koeffizienten (hierzu siehe Hosker 1973)
 Die Werte für die Koeffizienten m_1, m_2, n_1 und n_2 werden in Hosker (1973) im Gegensatz zu anderen Arbeiten auf dem Gebiet der Ausbreitungsrechnung (vgl. z.B. Geiß et al. 1978) unabhängig von der Emissionshöhe angegeben.

Der Bestimmung der Falloutfaktoren über Gras und Wäldern bei Diffusionskategorie D und einer Emissionshöhe von 50 m wird u.a.

das Verhältnis $v_g/u = 0,005$ bzw. $v_g/u = 0,04$ zugrunde gelegt. Die Berechnung der mittleren Falloutabreicherung von Partikeln mit Durchmessern von $7\text{ }\mu\text{m}$ über Gras bzw. von Partikeln mit Durchmessern von $6\text{ }\mu\text{m}$ über dem Aachener Stadtwald (Tab. 58 und 57) beruht auf ähnlichen Werten für v_g/u . Die Werte der Falloutfaktoren in einer Entfernung von 5 km betragen $0,92$ (Tab. 58) bzw. $0,44$ (Tab. 57), während man hierfür nach Hosker (1973) $0,85$ bzw. $0,30$ erhält. Diese Ergebnisse zeigen, daß die für die Berechnung der Falloutfaktoren über Gras und Wäldern verwendeten Ausbreitungsparameter (Tab. 56) auch in befriedigender Übereinstimmung mit Literaturaussagen stehen.

Dennoch ist darauf hinzuweisen, daß durch die in diesem Kapitel erfolgte Übertragung der von Benesch et al. (1978) ermittelten bzw. sonst in Erfahrung gebrachten Windgeschwindigkeiten (Kap. 4.7) und der aus den Jülicher Ablagerungsexperimenten abgeleiteten Ablagerungsgeschwindigkeiten eine relativ hohe Fehlerbreite der berechneten Falloutfaktoren zu erwarten ist. Auch können orografische Unterschiede des Ausbreitungsverhaltens hierbei nicht berücksichtigt werden, da eine derartige Berechnung der Ausbreitung von Abluftfahnen ausgesprochen problematisch ist. Insbesondere wegen der in den Falloutfaktoren enthaltenen Resultaten von im Freiland durchgeführten Ablagerungsmessungen an den verschiedenen Baumarten bedeuten jedoch die in diesem Kapitel erfolgten Berechnungen einen Fortschritt gegenüber anderen Arbeiten (z.B. Hosker 1973, Bélot 1977).

7.4 Falloutfaktoren für Partikel über Erdböden und Wasseroberflächen

Im folgenden wird die Falloutabreicherung von Partikeln über Ackerböden und Wasser bestimmt. Wie aus Tabelle 49 hervorgeht, wurden Messungen der Ablagerungsgeschwindigkeiten auf diesen Grenzflächen für Partikeldurchmesserbereiche von 3 bis $6,5\text{ }\mu\text{m}$ bzw. 1 bis $5\text{ }\mu\text{m}$ durchgeführt. Um einen Vergleich der Filterwirkungen mit Wiesen und Waldbeständen (Kap. 7.2 und 7.3) zu ermöglichen, wurden die Falloutfaktoren für Partikel mit Durchmessern von 4 bis $10\text{ }\mu\text{m}$ berechnet (Tab. 61).

Tabelle 61 zeigt, daß die Werte der Falloutfaktoren über 0,92 liegen, so daß eine relevante Filterwirkung von Erdböden und Wasseroberflächen nicht in Betracht gezogen werden kann. Für den Transport von Partikelkonzentrationen mit Aerosoldurchmessern von 10 μm über Wasseroberflächen erhält man nach einer Entfernung von 10 km von der Emissionsquelle einen Falloutverlust von 5,6 %. Dies deutet darauf hin, daß auch größere Seen nicht imstande sind, einen wesentlichen Beitrag zur Reinigung von Stäuben zu leisten, deren Größe unterhalb der Sedimentationsgrenze liegt.

Vergleicht man die Werte der Falloutfaktoren in Tabelle 61 mit denen in Tabelle 57 und 58, so kann festgestellt werden, daß hinsichtlich von Stäuben die Filterwirkung von Wasseroberflächen und Ackerböden geringer als von Gras und erheblich niedriger als von Wäldern ist. Betrachtet man z.B. den Transport von Abluftfahnen mit Partikeln mit Durchmessern von 5 μm , so erhält man in einer Entfernung von 5 km von der Emissionsquelle über Ackerböden und Wasseroberflächen einen Falloutverlust von 0,7 bzw. 0,4 %, während die Abreicherung über Wiesen und dem Aachener Stadtwald bei gleicher Quelldistanz im Durchschnitt bei 1,8 bzw. 27,2 % liegt.

7.5 Falloutfaktoren für Gase

In Tabelle 62 werden die mit Hilfe der Ablagerungsgeschwindigkeiten in Tabelle 54 (Kap. 7.1) berechneten Falloutfaktoren angegeben, wobei nur Ablagerungen berechnet werden, die für landschafts-ökologische Fragestellungen, vor allen Dingen die Filterwirkung der Vegetation, von besonderer Bedeutung sein dürften.

Tabelle 62 zeigt, daß die Filterwirkung von Vegetation gegenüber Gasen relativ gering ist. Die für eine Quelldistanz von 10 km berechneten Falloutfaktoren liegen überwiegend über 0,9 und entsprechen damit meistens den Werten, die man für die Abreicherung von Partikelkonzentrationen mit Aerosoldurchmessern von 4 bis 6 μm über Gras erhält. Der höchste Wert wird für die Abreicherung

von Jod über Grasbeständen erreicht. Hier beträgt der Falloutverlust auf einer Strecke von 10 km den niedrigen Wert von 15 % (Tab. 62).

Die Abnahme von Schwefeldioxidkonzentrationen über Wäldern durch Falloutabreicherung liegt nach Tabelle 62 auf einer Strecke von 10 km nur bei 8 %, so daß nach diesen Berechnungen ein wirksamer Schutz vor diesem Schadgas durch Waldbestände bzw. die Anlage von Waldschutzstreifen im allgemeinen nicht zu erwarten ist. Die negativen Auswirkungen der Ablagerung hinsichtlich einer Schädigung der Bäume (Kap. 8.1.2) dürften hier bei weitem überwiegen.

Die Aussage, daß Schwefeldioxidgase nur in geringem Maße von Baumbeständen ausgefiltert werden, wird auch in der Literatur, z.B. Lampadius (1968), Bernatzky (1968), bestätigt. Danach ist eine filternde Wirkung von Schutzpflanzungen für das Schadgas nicht hoch einzuschätzen.

Bélot (1973) erwähnt allerdings, daß die Konzentration von sich stärker ablagernden Schadgasen in Wäldern mit einer Ausdehnung von mehreren Kilometern je nach Wetterlage um einen Faktor 2 bis 10 abnehmen kann. Die Filterwirkung von Wäldern gegenüber staubförmigen Luftverunreinigungen wird jedoch auch in dieser Arbeit für bedeutsamer gehalten als gegenüber Gasen. Legt man für den Transportweg von Abluftfahnen über Wäldern eine Strecke von 10 km zugrunde und schätzt aus den zuletzt genannten Angaben (Bélot 1973) eine Ablagerungsgeschwindigkeit ab, so kommt man zu dem Ergebnis, daß für die Abscheidung von Gasen in Wäldern offenbar auch Werte in der Größenordnung von 10 cm/s erreicht werden können. Dieses Resultat liegt erheblich über dem Wert von 1,54 cm/s, mit dem die obige Falloutabreicherung von Schwefeldioxidkonzentrationen über Kiefernwäldern und Mischwäldern mit Kiefern* berechnet wurde, und ist nur so zu erklären, daß die Ablagerung von Gasen in Wäldern nicht nur von klimati-

* ausgenommen sind hierbei z.B. Fichten- oder Tannenbestände (Tab. 3)

tischen Faktoren, wie Wind- bzw. Schubspannungsgeschwindigkeit und relativer Luftfeuchtigkeit, sowie von der Feuchtigkeit der Blattoberfläche und von jahreszeitlichen Einflüssen abhängt (Kap. 5), sondern auch, was insbesondere für Aerosole zutrifft (Kap. 4), die Art der Bäume maßgeblich sein dürfte. In diesem Zusammenhang ist zu erwähnen, daß Lampadius (1968) die Filterwirkung von Laubbäumen gegenüber Schwefeldioxid für geringer hält als von Nadelbäumen, was auch schon bei Aerosolen (Kap. 3.4.4, Kap. 4, Kap. 7.3) festgestellt wurde.

Die Falloutfaktoren für Gase über Wasser und Erdboden liegen nach Tabelle 62 über 0,9, so daß eine Filterwirkung dieser Grenzflächen (Kap. 7.4) nicht von größerer Bedeutung sein dürfte. Besonders gering ist die Abreicherung von Schwefeldioxid- und Ozonkonzentrationen sowie elementarem Jod über Schnee. Die für eine Quelldistanz von 10 km bestimmten Falloutfaktoren liegen über 0,98, was bedeutet, daß in dieser Entfernung die Gaskonzentrationen aufgrund des Falloutverlustes um weniger als 2 % abgenommen haben.

8 Schädigung von Pflanzen und Böden durch abgelagerte Schadstoffe

8.1 Mögliche Schadwirkung von Gasen und Aerosolen

8.1.1 Vorbemerkungen

Eng verknüpft mit der Frage nach der Ablagerung und Bindung von Schadstoffen an der Vegetation ist die Problematik der Schädigung der Pflanzen durch Einwirkung von zur Luftverunreinigung führenden Substanzen.

Aus ökologischer Sicht kann zwischen sichtbaren und unsichtbaren Schädigungen an Pflanzen unterschieden werden.

Sichtbare Schäden können akut oder chronisch sein. Akute Schäden können bei kurzzeitiger Einwirkung von Konzentrationen mit Spitzenwerten auftreten, während chronische Schäden durch Langzeiteinwirkung niedriger Konzentrationen entstehen können. Unsichtbare, subtile Schäden an Pflanzen können durch Einwirkung sekundärer Faktoren, wie z.B. Krankheits- oder Schädigungsbefall, sichtbar werden.

Im folgenden soll die Schadwirkung von zur Luftverunreinigung führenden Substanzen an Hand derzeitiger Literaturarbeiten behandelt werden. Schwerpunkt dieses Kapitels ist die Beschreibung von Schadbildern. Dabei wird deutlich werden, daß das von den Luftverunreinigungen, insbesondere von Gasen, an Pflanzen hervorgerufene Schadbild zum Teil von der Art der Substanz abhängt. Ausschlaggebend für das Ausmaß der Schädigungen bzw. die Empfindlichkeit der Pflanzen ist ebenfalls die Art des Schadstoffes. Darüber hinaus sind aber Konzentration, Einwirkungsdauer, Umwelteinflüsse und biologische Faktoren, wie z.B. Struktur der Blattoberfläche oder Alter der Pflanzen, von Bedeutung. Auf diese Zusammenhänge wird in Kapitel 8.2 eingegangen, in dem Kriterien für die Empfindlichkeit von Pflanzen gegenüber Luftverunreinigungen genannt werden.

Aerosolgebundene oder gasförmige Luftverunreinigungen können entweder direkt oder über den Boden auf Pflanzen schädigend einwirken. Die Auswirkung von direkt auf den Pflanzen abgelagerten Schadstoffen wird in den Kapiteln 8.1.2 bis 8.1.4 behandelt. Die Problematik der Schädigung der Pflanzen durch auf dem Boden abgelagerte Gase und Aerosole wird in Kapitel 8.1.5 angesprochen.

Die Beschreibung der Schadwirkung von Gasen beschränkt sich nur auf die Substanzen, für die auch Ablagerungsgeschwindigkeiten aus der Literatur in Erfahrung gebracht werden konnten, d.h. auf die konventionellen Schadgase Schwefeldioxid, Fluor, Chlor, Stickstoffdioxid, Ozon und Peroxyacetylnitrat (Kap. 5). Eine Schädigung von Pflanzen durch das ebenfalls in Kapitel 5 (Tab. 54) aufgeführte Stickstoffmonoxid, das auch zu den konventionellen Schadstoffen gehört, braucht nach Linzon (1971) nicht in Betracht gezogen werden.

Zu der Darstellung der Schadwirkung in Kapitel 8.1 ist ebenso wie zu Kapitel 8.2 noch zu bemerken, daß Konzentration und Einwirkungsdauer in der Literatur zum Teil nicht oder nur unvollständig erfaßt sind.

8.1.2 Ablagerung von Gasen auf Pflanzen

Schadgase dringen überwiegend durch die Stomata in das Innere der Pflanzen ein und verursachen eine Schädigung der Assimilationsorgane; an Blättern und Nadeln treten subtile Schädigungen sowie Chlorosen und Nekrosen auf.

Wasserlösliche Schadgase dringen in das Wasser der Zellwände ein. Der Transport von einigen gelösten Schadgasen, z.B. Fluor und Chlor, erfolgt mit dem Transpirationsstrom in die Blattspitzen und Blattränder und kann dort zu vorzeitiger Nekrotisierung führen (siehe weiter unten). Schnellwirkende Schadgase, z.B. Schwefeldioxid, üben unmittelbar nach dem Eindringen in das Innere der Blätter eine Schadwirkung auf die Pflanzenzellen aus, so daß andere

Formen von Nekrosen, z.B. Interkostalnekrosen, entstehen können (näheres hierzu siehe ebenfalls weiter unten).

Bei der Einwirkung von Schadgasen äußern sich chronische Schädigungen überwiegend in Form von Blattchlorosen, während Nekrosen überwiegend bei akuten Schädigungen vorkommen.

Eine bekannte Folgeerscheinung der durch Einwirkung von Schadgasen, z.B. SO_2 , verminderten Photosyntheserate ist nach Keller (1979) die Einschränkung des Wurzelwachstums. Schwefeldioxidgeschädigte Bäume können daher bei Stürmen leicht entwurzeln; ihre Wurzeln sind oft nicht genügend im Boden verankert. Durch schlechte Versorgung der Wurzeln mit durch die Photosyntheserate gebildeten Stoffen kann sich die Anfälligkeit für Krankheitserreger (Wurzelfäule) erhöhen, wodurch die Sturmgefährdung noch verstärkt wird. Auch Mielke (1977) spricht von einem vermehrten Parasitenbefall in rauchkranken Wäldern.

Weitere Auswirkungen von Schadgasen bei Pflanzen sind außerdem Blattabwurf, ohne daß vorher Chlorosen oder Nekrosen auftreten müssen, vorzeitige Alterungserscheinungen und bei Obst- und Gemüsekulturen Ertragsminderungen (Kap. 8.1.3, Kap. 8.1.4).

Lirzon (1971) und Mielke (1977) berichten von akuten Pflanzenschäden durch Schwefeldioxid, die das Palisaden- und Schwammparenchym betreffen. Nach Hindawi (1968) wird das Schwammparenchym oft mehr angegriffen als das Palisadenparenchym. Bei schweren akuten Schädigungen tritt auch eine Plasmolyse der Epidermiszellen auf.

Weißer Flecken auf den Blättern (bleached spots), gebleichte Flächen zwischen den Blattadern oder auch gebleichte Blattränder kennzeichnen nach Hindawi (1968) die durch die SO_2 -Einwirkungen hervorgerufenen chlorotischen Schadbilder. Auch können Vergilbungen der gesamten Blattseite auftreten (Mielke 1977).

Nekrotische Blattverfärbungen umfassen bei SO_2 -Schädigungen ein weites Spektrum: Es gibt elfenbeinfarbige, braune, rotbraune, ja

sogar orangerote Blattnekrosen (Linzon 1971, Mielke 1977). Enthalten die Blätter viel Anthozyane, so gehen die Verfärbungen mehr ins graubraune bis rotbraune über (Garber 1965).

Charakteristisch für Dikotyledonen sind chlorotische oder nekrotische Flecken zwischen den Nebenadern von Blättern, während bei Monokotylen, z.B. bei Getreide, nekrotische Streifen parallel zu den Hauptadern auftreten (Bovay 1972). Nach Linzon (1971) bzw. van Haut und Stratmann (1970) wurden an Koniferen braunrote, nekrotische Verfärbungen der Nadelspitzen und an Laubgehölzen chlorotische Erscheinungen zwischen den Blattrippen oder Interkostalnekrosen beobachtet. Aus den Ausführungen in Linzon (1971) geht hervor, daß durch SO_2 entstandene Blattnekrosen oft lokal begrenzt sind. Die geschädigten Stellen sind von grünen, noch intakten Blattbereichen umgeben. Geschädigte Blattflächen können dann wie z.B. bei Salat oder Spinat aus dem Blatt herausfallen (Fensterbildung).

Nach Keller (1970) vermag Schwefeldioxid auch die Funktion der Stomataöffnungen zu beeinträchtigen. Wenn sich die Spaltöffnungen nicht mehr schließen, kann sich die Transpiration erhöhen, was zu einer Verwelkung und Verdörrung der Pflanzen durch hohen Wasserverlust führen kann.

Als Selbstschutz besitzen Pflanzen nach Bovay und Zuber (1969) die Fähigkeit, das Sulfit-Ion von Schwefeldioxid langsam zu dem 30-mal weniger toxischen Sulfat-Ion zu oxydieren.

Bei der Untersuchung von fluorgeschädigten Kiefern nadeln wurde nach Linzon (1971) eine Erweiterung der Phloem- und Xylemparenchymzellen festgestellt; die Mesophyllzellen zeigten Körnungen und Vakuumbildungen und sanken schließlich vollständig zusammen. Die harzführenden Epithelzellen dehnten sich zum großen Teil aus, so daß die Harzkanäle häufig abgeschnürt wurden. Tondron (1964) berichtet, daß infolge von Fluoreinwirkungen bei Pflanzen anomale Zellteilungen und artspezifische Zelldeformationen

vorkamen. Letztere zeigten sich in waffelförmiger, becherförmiger, girlandeartiger oder auch schirmartiger Form.

Fluorschädigungen äußern sich bei Laub- und Nadelgehölzen in Verfärbungen der Blattränder bzw. Nadelspitzen (Linzon 1971). Die verfärbten, geschädigten Blatteile heben sich deutlich von noch grünen, gesunden Blattbereichen ab. Bei länger andauernder Fluorgaseinwirkung kann nach Linzon (1971) zuerst eine graue oder hellgrüne Verfärbung der Blätter einsetzen, die dann in eine gelbbraune oder rotbraune Farbe übergeht. Tendron (1964) beobachtete bei Nadelgehölzen, daß die an der Nadelspitze beginnende nekrotische Verfärbung im fortgeschrittenen Stadium der Schadgaseinwirkung auf das gesamte Nadelblatt übergriff. Wenn von der Verfärbung etwa ein Drittel oder die Hälfte betroffen war, wurden die Nadeln abgeworfen.

Bei Korn und Gräsern mittleren Alters treten nach Linzon (1971) als erste Anzeichen einer Fluorschädigung chlorotische Flecken an den Blattspitzen und oberen Blatträndern auf. Mit zunehmender Schädigung werden die Flecken und Ränder nekrotisch.

In physiologischer Hinsicht treten nach Mielke (1977) bei chlorgeschädigten Pflanzen die gleichen Schadbilder wie bei der Schwefeldioxideinwirkung auf. Charakteristisch sind hellbraune Verfärbungen bei Eichen und mittelbraune Verfärbungen bei Pfingstrosen, Birnenbäumen und Birken. Die Blätter von chloreschädigten Pappeln nehmen eine silberne Farbe an (Mielke 1977).

Die Chlорfreisetzung in einem Industriebetrieb in Cincinnati (Ohio, USA) führte nach Hindawi (1968) dazu, daß einen Tag nach der Emission bei in der unmittelbaren Umgebung der Fabrik angepflanzten Tomatenstauden und Bäumen einsetzender Blattfall beobachtet werden konnte. Hecken auf dem Fabrikgelände waren fast kahl.

Nach Linzon (1971) und van Haut (1975) äußern sich akute Stick-⁷stoffdioxidschädigungen in Form von Blattnekrosen, die sowohl in Färbung und Schadmuster als auch im Schädigungsablauf mit den

durch Schwefeldioxid verursachten Symptomen übereinstimmen. Charakteristisch sind nach Linzon (1971) weiße oder gelbbraune Färbungen zwischen den Hauptadern der Blätter. Bei schweren Schädigungen nehmen die Blattunterseiten eine graue Farbe an.

Bei der Begasung von Buschbohnen mit Stickstoffdioxid stellten Lopata und Ulrich (1975) fest, daß die Photosynthese stärker als die Atmung beeinträchtigt wurde. Die Einwirkung des Schadgases führte zu einem gehäuften Vorkommen von mitochondrien-tragenden Einstülpungen und zum Auftreten von Filamentstapeln im Stroma. Die Begasungen veränderten die Chloroplastenfarbstoffe spezifisch, so daß bei akuter Schädigung unterschieden werden konnte, ob es sich um Schwefeldioxid- oder Stickstoffdioxidauswirkungen handelte.

Während nitrose Gase nach Linzon (1971) und van Haut (1975) von nur geringer Bedeutung in Hinblick auf eine Schädigung der Pflanzen sind, da die atmosphärischen Konzentrationen, von Ausnahmen abgesehen, unter der Schädlichkeitsgrenze liegen (Kap. 8.2), wirken die vorkommenden Schadstoffbelastungen durch Oxydationsprodukte von Stickstoffoxiden, z.B. Ozon und Peroxyacetylnitrat (PAN), ausgesprochen toxisch.

Ozon beschädigt nach Linzon (1971) vor allen Dingen die Palisadenzellen. Charakteristische Symptome für akute Schädigungen sind nach Leh (1964) die sogenannten "water soaked spots". Diese nekrotischen Flecken, die überwiegend auf der Blattoberseite auftreten, entstehen dadurch, daß einige Parenchymzellen anschwellen und die Epidermiszellen anheben; nach einiger Zeit setzt Exosmose ein; die geschädigten Zellen schrumpfen und sterben ab, so daß es zu punktförmigen Nekrosen oder auch zum Teil zu größeren nekrotischen Bezirken kommt.

Ausmaß und Erscheinungsbild der Schädigung durch Ozongase ist oft unterschiedlich. An Kiefern wurden gleichzeitig kleine silbrige Flecken, größere chlorotische Flecken und Spitzennekrosen beobachtet (Linzon 1971). Das Spektrum der nekrotischen Farben bei Ozonschädigungen von Pflanzen reicht von weiß bis orangerot, wo-

bei der Verfärbung von der Pflanzenart abhängt. Bei Monokotylen und bei Koniferen treten nach Linzon (1971) überwiegend Spitzennekrosen auf. Durch Ozongase an Laub- bzw. Nadelblättern verursachte fleckenartige Schädigungen, sogenannte Ozonflecken, wurden nach Thomas (1964) und Daines et al. (1966) bei Zitronenbäumen, Trauben, Tabak, breitblättrigen Gehölzen und bei Weymouthskiefern (*Pinus strobus*) festgestellt.

Werden Pflanzen mehrerer Stunden lang dem im atmosphärischen Smog enthaltenen Peroxyacetylnitratgas (PAN) ausgesetzt, so bekommen die Blattunterseiten nach Linzon (1971) ein wachsiges oder öliges Aussehen. Das Glänzen kann durch die Reflektions-eigenschaft des Blattes erklärt werden, die sich bei der Schadgaseinwirkung dadurch ändert, daß sich das Schwammparenchym von der Epidermis ablöst und ein luftgefüllter Hohlraum zwischen beiden Blattorganen entsteht. Wirkt das Schadgas 2 bis 3 Tage lang auf die Pflanzen ein, so treten auch bronzierende Blattoberflächen auf (Linzon 1971). Glänzende und bronzierende Blattober- und unterseiten wurden nach Linzon (1971) bei Tomaten, Petunien und Tabak beobachtet. Bei schweren Schädigungen werden insbesondere die Blätter von Monokotylen, Tomaten und Kartoffeln gelegentlich auch von transversalen Bändern nekrotischen Gewebes durchzogen (Linzon 1971).

Nach Leh (1964) verursacht PAN nur im Licht Schädigungen an Pflanzen. Die aus Versuchen mit monochromatischem Licht resultierende Beobachtung, daß PAN in Abhängigkeit von der Wellenlänge des Lichtes unterschiedliche phytotoxische Wirksamkeit besitzt, legt nach Leh (1964) die Vermutung nahe, daß eine photochemische Reaktion zwischen PAN und pflanzlichen Pigmenten stattfindet.

Die Photosyntheseleistung wird durch Ozon, PAN und ozonisierte Olefine vermindert, während die Atmung in Abhängigkeit von der Art und Konzentration des Schadgases eine Steigerung erfährt oder unbeeinflusst bleibt (Leh 1964).

8.1.3 Ablagerung von Aerosolen auf Pflanzen

Stäube können insofern schädigend auf Pflanzen einwirken, als der entstehende Staubüberzug den Lichteinfall behindert, wodurch Wachstumsstörungen auftreten können.

Wenn die Blattoberfläche feucht ist, können wasserlösliche oder flüssige Aerosole durch Diffusion in das Innere der Blätter eindringen und so dort zusätzliche Schäden verursachen.

Aerosole mit alkalischen Hydroxyden können, wie gezeigt werden wird, bei feuchter Blattoberfläche die Gewebe und Zellen der Pflanzen angreifen, ja sogar zum Teil verätzen.

Bei Stäuben mit großer Oberflächenaktivität kann sich die Schadwirkung durch angelagerte Gasmoleküle verstärken.

In Jörg (1968) wird von Störungen des Wachstums von Pflanzen durch abgelagerte Staubpartikel berichtet. Die Mischwaldbestände in der unmittelbaren Umgebung von zwei koks- bzw. ölgespeisten Zentralheizungswerken wiesen Krüppelbildungen und Wachstumsstationen auf. Mikroskopische Untersuchungen von Kiefernadeln ergaben, daß die Stomataöffnungen mit Stäuben zugesetzt waren. Steubing und Kirschbaum (1976) stellten eine Zuwachsverminderung bei Fichten aufgrund abgelagerter Staub- und Rußpartikel fest. Die Stomataöffnungen der Nadeln waren auch hier verstopft. Die Photosyntheseleistung wurde negativ beeinflusst durch den verringerten Zutritt des Lichtes zum Assimilationsparenchym. Schönbeck (1960) weist darauf hin, daß durch Staub und Rußschichten auf den Blättern ohne weiteres 50 % des für die CO_2 -Assimilation nutzbaren Lichtes abgeschirmt werden können. Die Staubschichten können durch schwächere Remission ultraroten Lichtes zu einer Erwärmung der Blätter führen, was sich in Störungen des Wasserhaushaltes äußern kann.

Zu den schwer wasserlöslichen Stäuben gehören Nickel und Zinkoxid. In Linzon (1971) wird festgestellt, daß die Ablagerung von mehreren 100 ppm Nickelpartikeln auf dem Laubwerk von Bäumen Nekrosen so-

wohl am Blattrand als auch zwischen den Blattadern verursachte. Nach Tendron (1964) und Bovay und Zuber (1969) verkümmerten Pflanzen, weil die Stomataöffnungen durch Zinkoxidpartikel verstopft waren.

70 bis 80 % der mit den Kraftfahrzeugabgasen freigesetzten Bleiverbindungen sind nach Keller (1974) wasserlöslich, so daß bei feuchter Blattoberfläche eine Bleiaufnahme in die Blattorgane aufgrund von Diffusion in Betracht gezogen werden muß. In diesem Zusammenhang weist Keller (1974) darauf hin, daß schon geringe Mengen von Bleiionen den Stoffwechsel der Pflanzen zu beeinträchtigen vermögen. Die Peroxidaseaktivität von Pflanzen, die mit Bleiverbindungen besprüht worden waren, wie sie in Fichtennadelproben an Straßenrändern zu finden sind, nahm zu, während der Gehalt an Vitamin C und Provitamin A abnahm. Bei Laborversuchen mit Bleiverbindungen (Steubing und Kirschbaum 1976) wurden an Naturpflanzen allseitig über die Blätter verteilte Pusteln beobachtet, die sich zu größeren Läsionen auszudehnen vermochten. Der cytologische Befund ergab, daß die Zellwände im Palisadenparenchym, vor allen Dingen im Bereich der Stomata, von Wucherungen und Schwarzfärbungen befallen waren. Bei den Experimenten erwies sich das im Wasser ziemlich leicht lösliche Bleinitrat ($\text{Pb NO}_3)_2$ als aggressivste Substanz, gefolgt von Bleichlorid (Pb Cl), Bleibromid (Pb Br) und Bleiacetat ($\text{Pb CH}_3 \text{ COO}$). Physiologisch ist nach Steubing und Kirschbaum (1976) von Bedeutung, daß Bleiionen den nichtzyklischen Elektronentransport in den Chloroplasten behindern, wodurch die Photosyntheserate und die Bildung von Adenosintriphosphorsäure vermindert wird, so daß für den Stoffwechsel weniger Energie zur Verfügung steht.

In Garber (1974) wurden verschiedene landwirtschaftliche und gärtnerische Kulturpflanzen Blei- und Zinkstaubkonzentrationen, wie sie im Hüttenbetrieb vorkommen, ausgesetzt. Durch die zinkhaltigen Stäube wurden besonders bei Buschbohnen Chlorosen an den Blättern, durch die Bleistäube sogar zusätzlich noch Nekrosen verursacht. Ertragsverluste konnten vor allen Dingen bei Tomaten, Kartoffeln, Bohnen und Salat festgestellt werden. Garber (1974) weist darauf hin, daß sich bei hoher Luftfeuchtigkeit aus Zinkstaub lösliche

Zinkverbindungen bilden können, die über die Blätter leicht von den Pflanzen aufgenommen werden können.

Aus einer Studie der Landesanstalt für Immissionsschutz (1980) kann entnommen werden, daß aus einer Zementfabrik in Lengerich emittierte thalliumhaltige Stäube, die zum Teil in Form von nicht leicht wasserlöslichen Verbindungen vorlagen, z.B. als Th Cl (Löslichkeitskoeffizient 0,32 g pro 100 ml Wasser), zu Blattschäden an Bäumen in der Umgebung dieses Werkes führten. Die Blätter von Buchen waren vergilbt. Bei Eschen, Linden und Kastanien wurden rötlich braune oder graubraune Rand- oder Interkostalnekrosen beobachtet. Teilweise traten auch gelblich weiße oder elfenbeinfarbige Blattgewebe auf. Das Schadbild von Eichenblättern war durch punktförmige Nekrosen in den Interkostalfeldern oder ausgeprägte Randnekrosen gekennzeichnet. Gewebepartien zwischen den Blattnerven, z.B. bei der Linde, wiesen auf ein anomales Zellwachstum hin. Bei Laubbäumen wurde Kleinblättrigkeit auf der dem Zementwerk zugewandten Seite beobachtet. Außerdem verloren die Bäume früher als gewöhnlich ihr Laub. Bemerkenswert ist, daß Nadelgehölze nicht geschädigt wurden.

Nach Linzon (1971) führten Schwefelsäuretropfen bei Pflanzen zu punktförmigen Flecken auf den oberen Teilen von feuchten Blättern.

Wie bereits erwähnt wurde (Kap. 8.1.1), sind für Pflanzen abgelagerte Stäube, die in Verbindung mit der Oberflächenfeuchtigkeit Hydroxylionen in beträchtlichen Mengen abgeben, besonders gefährlich. Umfangreiche mikroskopische Blattuntersuchungen zu diesem Aspekt wurden von Czaja (1960) und Czaja (1961) vorgenommen.

Zweige und Blätter von Hainbuchen (*Carpinus betulus*) in der Umgebung eines Kalkwerkes waren nach Czaja (1960) weiß bestäubt. Die Untersuchung der Blätter ergab, daß die Interkostalfelder zwischen den Seitennerven 1. Ordnung gelblich bis braun verfärbt waren. Es war nicht mehr möglich, Chloroplasten zu erkennen. Das Chlorophyll war zersetzt. Auf den Blättern wurde ein PH-Wert von 8 festgestellt. Trotz Regens blieb der weiße Kalkbelag nach Czaja (1960) auf den Blättern haften. Bei der Untersuchung der kalkbestäubten Blätter der Roßkastanie (*Aesculus hippocastanum*) stellte

sich heraus, daß die vorgewölbten Teile der Interkostalfelder zwischen den Seitennerven 1. Ordnung vergilbt waren. Die Chloroplasten im Palisaden- und Schwammparenchym waren ebenfalls vergilbt und außerdem körnig entmischt, zum Teil auch stark deformiert. Teile der Gewebe waren mitunter schon abgestorben (Czaja 1960).

Bei der Untersuchung der Wirkung von Zementpartikeln in der Umgebung eines Zementwerkes stellte Czaja (1961) mikroskopisch fest, daß sich um Eichenblätter, Fichten- und Kiefernadeln zwei Schichten gebildet hatten, eine körnige Schicht, die aus Staubpartikeln mit Durchmessern von 20 μm bis 25 μm bestand (Tab. 28) und eine durch Hydratisation unter Einwirkung der Oberflächenfeuchtigkeit der Pflanzen entstandene glasige Schicht aus Kalziumhydrosilikat. Während die gesamte Oberfläche der Fichten- und Kiefernadeln von dem Zementpanzer umschlossen war, so daß jeglicher Gasaustausch mit der Luft unterbrochen war, zeigten die Eichenblätter diese Schadwirkung nur auf der Oberseite. Die Untersuchungen ergeben außerdem, daß bei Eichenblättern eine Deformation der Chloroplasten und eine Kontraktion des Protoplasmaschlauches vorlag. Die unter dem Palisadenparenchym liegenden Zellen des Schwammparenchyms waren dagegen weniger stark angegriffen. Bei Fichten und Kiefern hatte die Zementeinwirkung das Assimilationsgewebe vollständig zerstört (Czaja 1961).

Zementimmissionen können nach Bovay und Zuber (1969), Linzon (1971) und Mielke (1977) in Verbindung mit alkalischer Toxizität zu Wachstumshemmungen von Pflanzen, Blattchlorosen und -nekrosen sowie zu eingeschränkter Fruchtbildung bei Obstbäumen führen.

Linzon (1971) erwähnt außerdem, daß sich die CO_2 -Umsetzung bei Bohnenblättern, die 2 bis 3 Tage jeweils 8 Stunden lang einer Zementbelastung von 0,6 bis 3,8 g/m^2 ausgesetzt wurden, um 30 % verringerte.

Schönbeck (1960) stellte an mit Zementpartikeln bestäubten Zuckerrüben einen im Vergleich zu unbestäubten Pflanzen vermehrten Befall mit Krankheitserregern der Cercospora - Blattfleckenkrankheit (Cercospora-beticula) fest. Als Ursache hierfür vermutet

Schönbeck (1960) das durch die Schädigung des Assimilationsapparates gestörte physiologische Gleichgewicht der Pflanzen.

Czaja (1961) weist darauf hin, daß auch Sodastaub und Natriumsilikat die lebenden Gewebe und Zellen der Pflanzen angreifen, ja sogar zum Teil verätzen. Bei der Beurteilung der Pflanzenschäden durch Bleiacetylnitrat (Steubing und Kirschbaum 1976) (s. Seite 159) muß ebenfalls eine alkalische Reaktion der in Verbindung mit Wasser entstehenden Lösung in Betracht gezogen werden.

Därlner (1976) weist auf die besondere Gefahr des Auftretens von Rußpartikeln hin, da sie aufgrund ihrer großen Oberflächenaktivität imstande sind, große Mengen von Schadgaspartikeln, z.B. Fluor, zu adsorbieren und mit sich zu führen. Nach Linzon (1971) sind jedoch fluorhaltige Partikel für Pflanzen weniger schädlich als Fluorgase. Hindawi (1968) stellte bei mit fluorhaltigen Partikeln beaufschlagten Obstbäumen eine Ertragsminderung und Wachstumsstörungen fest: Zitronenbäume, die ständig einer Konzentration von 2 bis 3 ppm viele Monate lang ausgesetzt waren, produzierten kleinere Blätter, trugen kleinere Früchte und wuchsen weniger stark als Bäume in fluorfreier Luft. Auch wurde Blatt- und Obstfall beobachtet. In Zusammenhang mit der Adsorptionsfähigkeit diverser Stäube für SO_2 erwähnt Berge (1958), daß in den Sporen von Staubteilchen eingeschlossene Gase bei auftretender Erwärmung der Blätter entweichen können und dann eine schädigende oder sogar zerstörende Wirkung auf das gesamte Blatt, auf bestimmte Gewebe oder auf das Chlorophyll ausüben können.

8.1.4 Ablagerung von mehreren Schadstoffen auf Pflanzen

Bei Experimenten nach Guderian et al. (1977) wurden Gartenkressen, Kohlrabi, Tomaten, Radieschen, Ackerbohnen und Weißklee verschiedenen Schadstoffsubstanzen, und zwar Schwefeldioxid (SO_2), Cadmiumoxid (CdO), Kupferoxid (CuO) und Bleidioxid (PbO_2) ausgesetzt. Die Schädigung der Pflanzen nahm mit der Anzahl der Schadstoffkomponenten zu. Wurden die Pflanzen einer Komponente ausgesetzt, so konnte im Durchschnitt eine Ertragsminderung von 16 % festge-

stellt werden. Bei der Einwirkung von 2, 3 und 4 Schadstoffkomponenten lagen die entsprechenden mittleren Ertragsverluste bei 22, 26 und 30 %. An den Pflanzen traten zum Teil äußerliche Schadensmerkmale in Form von rötlich braunen Blattnekrosen auf, was allerdings von der Luftfeuchtigkeit abhing.

Nach Knabe (1978) steigert Schwefeldioxid die Wirkung von Zink und Cadmium auf Blattorgane, während man bei der Kombination von Ozon und Schwefeldioxid je nach Pflanzenart Synergismus oder Antagonismus feststellte.

Untersuchungen in Linzon (1971) ergaben, daß die Schäden, die ein Gasgemisch von 0,10 ppm Ozon und 0,10 ppm Schwefeldioxid an Kiefernadeln anrichtete, viel größer waren, als wenn nur eines der Gase in derselben Konzentration auf den Baum wirkte. Auch ein Gemisch aus 0,05 ppm Ozon und 0,025 ppm Schwefeldioxid rief nach 6 Stunden bei Kiefernssämlingen Schäden hervor (Linzon 1971). Die Pflanzen wurden nicht geschädigt, wenn sie in gleicher Weise nur einer Ozonkonzentration von 0,05 ppm ausgesetzt waren. Schäden traten dagegen bei der Begasung mit der geringeren Schwefeldioxidkonzentration von 0,025 ppm auf. Im Vergleich zu den übrigen Literaturstellen (siehe Kap. 8.2) ist diese Konzentration allerdings ein für eine SO_2 -Schädigung sehr niedriger Wert.

Wirkt zuerst Schwefeldioxid auf Pflanzen ein und dann Stickstoffdioxid, so tritt nach van Haut (1975) eine Wirkungsverstärkung auf, die sich auch in einer synergetischen Hemmung der Photosyntheserate äußert.

Linzon (1971) stellt fest, daß zusätzliche Untersuchungen angestellt werden müßten, um gesicherte Aussagen über die Schädigung von Pflanzen durch Gasgemische zu erhalten.

Wie aus den Ausführungen dieses Kapitels bisher hervorgegangen ist rufen oft verschiedene Schadstoffe die gleichen Schadsymptome an Pflanzen hervor, so daß bei mehreren Emittenten eine Diagnose über die Ursachen der auftretenden Schäden schwierig ist. Auch können nach Berge (1958) immissionsbedingte Schadensbilder an Pflanzen

identisch sein mit Nährstoffmangel, Pflanzenkrankheit, Schädigungsbefall oder ungünstigen Standorts- bzw. Witterungsbedingungen.

8.1.5 Ablagerung von Gasen und Aerosolen auf dem Erdboden

Auf den Erdboden gelangende Schwefeldioxidgase verbinden sich mit der Bodenfeuchtigkeit zu schwefeliger Säure (H_2SO_3) und Schwefelsäure (H_2SO_4).

Durch eine länger andauernde Versäuerung der Böden können Prozesse beschleunigt werden, bei denen sich bei zunehmender Löslichkeit gelöste Stoffe in untere Bereiche verlagern und zu einer Verdichtung des Unterbodens führen, während der Oberboden locker und nährstoffarm wird. Die biologische Aktivität von Böden in Gebieten mit Baumbeständen kann insofern beeinträchtigt werden, als durch den niedrigen PH-Wert Bodenbakterien absterben können, so daß es in Verbindung mit unzersetztem Fallaub zu einer Rohhumusanreicherung kommt.

Auch HF- und HCl-Gase wirken versäuernd auf den Boden. Sie sind aber in der Umgebung von Emittenten meist nicht angereichert nachweisbar, da sie durch Niederschläge leicht ausgewaschen werden können (Däßler 1976).

Däßler (1976) weist darauf hin, daß sich als Industrieprodukte hauptsächlich Stäube im Boden akkumulieren.

In chemischer oder physikalischer Hinsicht übereinstimmendes oder sogar identisches Staubmaterial kann nach Berge (1958) sehr unterschiedlich auf verschiedene Baumarten einwirken. Ursache hierfür sind nicht immer mechanische, chemische oder biologische Veränderungen des Bodenmaterials nach dem Zusammentreffen mit den Stäuben; oft sind Einflüsse des Unterbodens, der Grundwasser- und Staunässeverhältnisse von gleicher oder noch größerer Bedeutung.

Auf dem Boden abgelagerte Stäube werden nur zum Teil von den Pflanzen über die Wurzeln aufgenommen. Nach Keller und Zuber (1970) und Keller (1974) verfrachten Pflanzen in der Regel nur sehr wenig von in die Wurzeln aufgenommenem Blei in den Sproß. Blei bleibt überwiegend in den Wurzeln stecken. Unter extremen experimentellen Bedingungen sollen nach Keller (1974) allerdings außerordentlich starke Bleiakkumulationen in den Assimilationsorganen nachgewiesen worden sein. Nach Däßler (1976) werden Blei und Arsen nur in geringer Menge, Zink und Kupfer etwas stärker von den Wurzeln der Pflanzen aufgenommen. Nach Garber (1974) konnte festgestellt werden, daß bei gleichem Zink- und Bleigehalt im Boden die in den Blättern von Buschbohnen akkumulierte Zinkmenge das 3- bis 7-fache der von den Blättern aufgenommenen Bleimenge betrug. Aus der Arbeit ist außerdem zu entnehmen, daß Cadmium ebenso wie Zink sehr leicht von den Pflanzen aufgenommen wird, wobei Cadmium wiederum wie auch Kupfer hemmend auf die Zinkaufnahme wirkt. Nach einer Studie der Landesanstalt für Immissionsschutz hat Thallium mit Blei, Cadmium und anderen Schwermetallen die gemeinsame Eigenschaft, daß es von der Pflanze auch über die Wurzeln aufgenommen werden kann, was zu beträchtlichen Anreicherungen im Blattgewebe sowie anderen Pflanzenorganen führen kann.

In der Braunkohleasche enthaltene Kalksubstanzen können die sauren Abgasbestandteile des Bodens neutralisieren, wodurch, wenn die SO_2 -Belastung nicht zu stark ist, die Bodenbeschaffenheit verbessert und der Pflanzenwuchs begünstigt werden kann (Däßler 1976). In Flugaschen sind nach Däßler (1976) außer Kalksubstanzen die Spurenelemente Aluminium (Al), Eisen (Fe), Bor (B), Mangan (Mn), Arsen (As) und Cadmium (Cd) enthalten. Aluminium ruft nach Däßler (1976) bei vielen Pflanzen Phosphatmangel hervor. Pflanzen vertragen Flugasche im Boden um so schlechter, je borempfindlicher sie sind (Däßler 1976). Schädigungen bei Gerste und anderen Feldfrüchten treten nach Däßler (1976) durch die Anreicherung von Aluminium und Mangan im Boden auf. Die Verbrennung von Kohle mit hohem Arsengehalt und anderen Spurenelementen führte nach Hajduk und Ruzicka (1968) zu Umweltschäden, bei denen an

stark kontaminierten Stellen die Vegetation zum Teil völlig verschwand.

Kalium- und Magnesiumoxidemissionen aus Magnesitwerken, z.B. in Österreich, in der Slowakei und in der Sowjetunion verursachten nach Däßler (1976) eine starke Alkalianreicherung der Böden in der Umgebung der Emittenten mit einem PH-Wert bis zu 9. Die genannten negativen Auswirkungen, Schädigung von Ackerpflanzen, Verminderung der Diversität der Arten von Waldpflanzen und schließlich sogar Absterben der Vegetation können durch Störungen bei der Nährstoffaufnahme durch die erhöhte Hydroxylionkonzentration erklärt werden: Die Pflanzen versuchten den Effekt insofern auszugleichen, als sie weniger Anionen aufnahmen. Auch kann nicht ausgeschlossen werden, daß der Boden in seiner Funktion als Austauschkörper beeinflusst wurde, indem er zunehmend Kationen absorbierte.

Kalisalze können zu einer Versalzung der Böden führen, die nach Däßler (1976) nur noch wenigen Pflanzen ein Überleben ermöglicht. Nekrosen wurden bereits bei einem Gehalt von 0,1 % NaCl im Boden beobachtet.

Als Exhalationsprodukte der Hüttenindustrie werden in Däßler (1976) Arsen (As), Blei (Pb), Zink (Zn) und Kupfer (Cu) aufgeführt. Durch Einwirkung von arsen- und bleihaltigen Stäuben kann sich der Bestand an Regenwürmern vermindern. Bodenuntersuchungen in der Umgebung eines Hüttenkombinates haben nach Däßler (1976) gezeigt, daß Regenwürmer in der Ackerkrume bis in eine Entfernung von 600 m von den Emissionsquellen völlig fehlten und noch in 1,5 km in verminderter Anzahl auftraten. Während abgelagerte Blei- und Arsenstäube im Boden nur schädlich für Pflanzen sind, stellen Zink und Kupfer für Pflanzen oft lebensnotwendige Spurenelemente dar und schädigen erst bei wesentlich höheren Mengen (Däßler 1976).

Garber (1974) und Däßler (1976) weisen darauf hin, daß die Schädigung von bestimmten schwermetallhaltigen Stoffen, z.B. Zink und Blei, auf Pflanzen stark vom Boden abhängig ist. Aufgrund der leichten Löslichkeit ist eine negative Wirkung am stärksten auf

sauren Böden, z.B. Sandböden, zu erwarten, während hohe Humus-, Stallmist- und Kalkgehalte in Verbindung mit hoher biologischer Aktivität bzw. geringer Löslichkeit schadmindernd wirken. In diesem Zusammenhang erwähnt Tendron (1964), daß erhöhte Zinkkonzentrationen, die sich auf Böden mit hohem Siliziumgehalt ablagern, das Leben der Pflanzen bedrohen.

Die Blätter von Buschbohnen, die zur Simulation von Hüttenbetriebsverhältnissen auf einem mit einer Bleigabe von 10000 ppm behandelten Boden wuchsen, zeigten nach Garber (1974) rötlich-braune Verfärbungen entlang der Blattnerven; bei neugebildeten Blättern traten starke Chlorosen auf. Bei Experimenten nach Klope (1978) wurde der Boden ebenfalls mit Schwermetallen kontaminiert. Vor allen Dingen Kupfer-, Zink-, Kobalt- und Nickelpartikel riefen an den Blättern von Dikotyledonen Interkostalchlorosen hervor. Quecksilber-, Cadmium- und Arsengehalte von 200 mg pro kg Boden oder Vanadin- und Bleigehalte von 100 bzw. 4000 mg pro kg Boden lösten jeweils bei Buschbohnen schmutzig gelbweiße und wachsartig glänzende Blattflächen aus. Ein Gehalt von 300 mg Nickel pro kg Boden führte bei Weidelgras und Hafer zu gelbweißen Blättern mit intensiv grünen Querstreifen.

Reichern sich Zementstäube im Boden an, so kommt es nach Däßler (1976) zu einer starken Verschiebung der meisten Pflanzennährstoffe. Nach Fortmann (1957) führten Zementstäube in der Umgebung von Zementwerken zu einer Überkalkung von Sandböden und zu Ertragsdepressionen.

8.2 Empfindlichkeit und Ablagerung

- Die Empfindlichkeit von Pflanzen gegenüber Luftverunreinigungen hängt, wie bereits in Kapitel 8.1 gesagt wurde, in starkem Maße von Art, Konzentration und Einwirkungsdauer des Schadstoffes ab.

Nach van Haut (1961), Thomas (1964), Guderian (1966) und Linzon (1971) wirken sich Spitzenwerte von Immissionen besonders nach-

teilig auf Pflanzen aus. Bei Begasungsexperimenten mit Schwefeldioxid traten z.B. nach Linzon (1971) Schädigungen bei Konzentrationen von 0,25 ppm, 0,35 ppm, 0,55 ppm und 0,95 ppm sowie Einwirkungszeiten von 8, 4, 2 Stunden bzw. 1 Stunde auf.

— Darüber hinaus beeinflussen zahlreiche landschaftsökologische Faktoren, z.B. Standortfaktoren, die Immissionsempfindlichkeit, und zwar sind in diesem Zusammenhang nach Berge (1958) zu nennen:

1. klimatische Faktoren, wie Wärme, Feuchtigkeit, Licht und Windgeschwindigkeit
2. orografische Faktoren, wie Lage, Exposition und Neigung
3. edaphische Faktoren, wie physikalische, chemische und biologische Eigenschaften des Bodens
4. biotische Faktoren, wie Einflüsse von anderen Pflanzen, Tieren oder Menschen

Temperaturen von 5° bis 30°C , Windgeschwindigkeiten größer als 0,5 m/s, hohe Luftfeuchtigkeit, ausreichende Belichtung und Wasserversorgung können z.B. das Öffnen der Stomata und das Eindringen von Schadgasen begünstigen und somit eine erhöhte Empfindlichkeit der Pflanzen hervorrufen. Nach Wentzel (1968) sind Schadgaseinwirkungen im Winter weniger bedeutsam als im Sommer. Ebefalls unter dem Aspekt der unterschiedlichen Stomataöffnungen ist zu sehen, daß die Empfindlichkeit von Pflanzen gegenüber Schadgasen, z.B. Schwefeldioxid, einen ausgeprägten Tagesgang mit einem Minimum zur Zeit der Dunkelheit und einem Maximum in den Mittagsstunden (van Haut 1975) aufweist. Demgegenüber schädigen jedoch nach van Haut (1975) gleiche Stickstoffdioxid Dosen die Pflanzen nachts stärker als am Tage. Dies wird in Linzon (1971) dadurch erklärt, daß bei geringer Lichtintensität Nitrat- Reduktionsprozesse nicht aktiv sind; die Pflanzen werden empfindlicher, da sie das NO_2 nicht abbauen

können. Fischer und Brantner (1968) teilen mit, daß schlecht gedüngte und schlecht mit Wasser versorgte Nadelgehölze aufgrund der geringeren Öffnung der Stomata eine höhere Resistenz gegenüber Schadstoffen aufwiesen als gut gedüngte und bewässerte Pflanzen. Nach Linzon (1971) sind Pflanzen nicht nur unter guten Wachstumsbedingungen empfindlich gegenüber Luftverunreinigungen, sondern auch, wenn sie Mangel an Nährstoffen, z.B. Kalium, Phosphor, Magnesium oder Kalk, leiden. In diesem Zusammenhang wird in Zahn (1975) davon gesprochen, daß eine gute Versorgung des Bodens mit Stickstoff die Widerstandsfähigkeit von Pflanzen, insbesondere von zweikeimblättrigen, gegenüber Schwefeldioxid steigert.

— Für die Empfindlichkeit von Pflanzen ist auch die Struktur der Blattoberfläche von Bedeutung.

Tendron (1964) erwähnt, daß Pflanzen, die ein lockeres Parenchym besitzen, sehr empfindlich auf Fluor reagieren. Dagegen sind Pflanzen, deren Blätter behaart oder von einem dicken Häutchen überzogen sind, widerstandsfähiger gegenüber bestimmten Schadstoffen. Die Schwarzkiefer (*Pinus nigra austriaca*), deren Nadel durch eine Kuticula geschützt ist, ist z.B. nach Tendron (1964) wenig anfällig gegenüber Schwefeldioxideinwirkungen. Im Zusammenhang mit der ätzenden Wirkung von kalzium- und siliziumhaltigen Bestandteilen des Zementstaubes bemerkt der Autor jedoch, daß die Stäube auch die Kuticula angreifen und so jegliche Widerstandsfähigkeit beseitigen. Vor allen Dingen Pflanzen mit saftigen Blättern (z.B. Luzerne und Getreide) sind empfindlich gegenüber Schwefeldioxid, während Pflanzen mit fleischigen Blättern und Nadeln hiergegen eine stärkere Resistenz besitzen (Tendron 1964). Pflanzen mit harter Blattoberfläche wurden aufgrund einer Studie der Landesanstalt für Immissionsschutz (1980) weniger von thalliumhaltigen Stäuben geschädigt als Pflanzen mit weichen, haarigen Blättern.

— In der Literatur (z.B. Jörg 1968, Bovay und Zuber 1969, Bovay 1972, Däßler 1976 und Mielke 1977) wird festgestellt, daß im allgemeinen Laubbäume Nadelbäumen, die ihre Nadeln nur alle 3 bis 5 Jahre erneuern, an Rauchhärte überlegen sind.

Ein Überblick über die Widerstandsfähigkeit der bei den Jülicher Aerosolablagerungsversuchen untersuchten Bäume (Kap. 1, Kap. 3.2, Kap. 3.3, Kap. 3.4.4, Kap. 4) wird in Kapitel 8.3 gegeben.

— Die Empfindlichkeit von Pflanzen hängt auch vom Alter ab.

Hindawi (1968), Fischer und Brantner (1968), Linzon (1971) und Mielke (1977) stellen fest, daß bei annuellen dikotyledonen Pflanzen im allgemeinen die chlorophyllführenden Organe mittleren Alters am empfindlichsten und junge, noch wachsende Assimilationsorgane am widerstandsfähigsten gegenüber Schwefeldioxid-einwirkungen sind. Mittelmäßig empfindlich sind die ganz alten Blätter. Für mehrjährige Pflanzen, z.B. Nadelbäume, die ihre Nadeln nach Fischer und Brantner (1968) nur alle 3 bis 5 Jahre wechseln, gelten diese Regeln anscheinend nicht (Fischer und Brantner 1968). Ebenso wie auf Schwefeldioxid reagieren auch Blätter im mittleren Alter am empfindlichsten auf Chlor und Stickstoffdioxid (Hindawi 1968, Mielke 1977). Charakteristisch für PAN-Einwirkungen ist nach Leh (1964), daß nur Pflanzenzellen hiergegen empfindlich sind, deren Entwicklung gerade abgeschlossen ist. Demgegenüber sind gerade alte Blätter bzw. Pflanzen empfindlich gegenüber Ozon. Die Ozonsensibilität wird in Leh (1964) mit dem sich im Laufe der Entwicklung der Pflanze verändernden Zuckergehalt in Verbindung gebracht. Demnach ist offenbar Voraussetzung für die Empfindlichkeit von Pflanzen gegenüber Ozon, daß sich der Zuckergehalt auf einem mittleren Niveau bewegt.

Nachdem allgemeine Kriterien für die Empfindlichkeit von Pflanzen gegenüber Luftverunreinigungen aufgestellt worden sind, soll der Frage nachgegangen werden, bei welchen Konzentrationen Schadstoffe Schäden an Pflanzen verursachen. Anschließend wird der Gesichtspunkt der Ablagerung in die Beurteilung der Empfindlichkeit einbezogen, wobei auf die an Hand von Literatur erarbeiteten (Kap. 5) bzw. durch Experimente erzielten Ergebnisse (Kap. 3. und Kap. 4) zurückgegriffen wird. Die genannten ökologischen bzw. biologischen Faktoren, die die Empfindlichkeit von Pflanzen, wie gezeigt worden ist, u.a. beeinflussen, sollen bei der folgenden Darstellung nicht

mehr berücksichtigt werden, da hierauf in der bearbeiteten Literatur nicht eingegangen wird.

Nach Hindawi (1968) können schon Schäden an den empfindlichsten Pflanzen auftreten, wenn in der Atmosphäre mehrere Stunden lang Schwefeldioxidkonzentrationen von 0,1 bis 0,2 ppm herrschen. In Industriezonen oder städtischen Agglomerationen können nach Bovay und Zuber (1969) Schwefeldioxidkonzentrationen von 1 bis 2 ppm auftreten.

Fluorgase können nach Bovay (1972) bereits bei Konzentrationen von $0,001 \text{ mg/m}^3$ (0,0006 ppm) toxisch auf Pflanzen einwirken, womit sich, wie auch den Ausführungen nach Mielke (1977) zu entnehmen ist, eine im Vergleich zu Schwefeldioxid etwa 100-mal stärkere Toxizität ergibt.

In der Umgebung einer Aluminiumfabrik bei Spokane im Staate Washington (USA) wurden nach Thomas (1964) in einem Beobachtungszeitraum von 8 Stunden mittlere Fluorkonzentrationen von 0,005 bis 0,018 ppm und Höchstkonzentrationen von 0,011 bis 0,147 ppm gemessen. Nach Tabelle 55 betrug die mittlere Immissionsbelastung durch Schwefeldioxid bzw. Fluorverbindungen im Ruhrgebiet in den Jahren 1965 bis 1980 bzw. 1971 bis 1980 $0,11 \text{ mg/m}^3$ (0,04 ppm) bzw. $0,0002 \text{ mg/m}^3$.

Durch die von der TA Luft (1974) festgesetzten Werte für zulässige Schwefeldioxidkonzentrationen wird zum Schutz der Vegetation von Industriebetreibern gefordert, daß ein arithmetischer Mittelwert über die Vegetationsperiode oder über ein Jahr IW1 von $0,14 \text{ mg/m}^3$ (0,05 ppm) und ein sich als 95-Perzentilwert der Summenhäufigkeit des Massenkollektivs ergebender Extremwert IW2 von $0,4 \text{ mg/m}^3$ (0,14 ppm) nicht überschritten wird. Für Fluorwasserstoffemissionen liegen die entsprechenden Werte bei $0,001 \text{ mg/m}^3$ (0,001 ppm) bzw. $0,003 \text{ mg/m}^3$ (0,003 ppm) (TA Luft 1983).

Chlor ist nach Tendron (1964) 3-mal giftiger als Schwefeldioxid. Zur Vermeidung von akuten Pflanzenschäden durch Chlor bzw. Chlorwasserstoff nennt die TA Luft (1983) zulässige Konzentrations-

höchstwerte von $0,3 \text{ mg/m}^3$ (0,09 ppm) bzw. $0,2 \text{ mg/m}^3$ (0,12 ppm).

Van Haut (1975) stellt fest, daß je nach Pflanzenart bei gleicher Einwirkungsdauer die NO_2 -Konzentration 1,5 bis 5-mal höher als die SO_2 -Konzentration sein muß, damit der Umfang der Blattschädigung gleich groß wird. Ausgehend von einer mittleren Verhältniszahl von 1 : 3,5, werden für die Begrenzung von NO_2 -Immissionen zum Schutz der Vegetation folgende Konzentrationswerte vorgeschlagen:

Mittelwert über das
Vegetationshalbjahr

$0,35 \text{ mg NO}_2 \text{ pro}$
 $\text{m}^3 \text{ Luft (0,17 ppm)}$

Mittelwert über
30 Minuten

$0,80 \text{ mg NO}_2 \text{ pro}$
 $\text{m}^3 \text{ Luft (0,39 ppm)}$

Ein großräumig durchgeführtes Meßprogramm in Nordrhein-Westfalen hat nach van Haut (1975) jedoch gezeigt, daß diese Werte um einen Faktor 5 bis 13 unterschritten wurden, so daß nach Aussagen des Autors mit nennenswerten Vegetationsschäden allein durch Stickstoffdioxideinwirkungen kaum zu rechnen sein dürfte. Nach Spierings (1971) sind in Kalifornien allerdings schon NO_2 -Konzentrationen von 1 bis 2 ppm gemessen worden, womit die von van Haut (1975) genannte Toxizitätsgrenze erheblich überschritten wurde. Nach Zahn (1975) liegt die Toleranzgrenze von NO_2 für Pflanzen 2 bis 8-mal höher als für SO_2 . Schädigungen treten bei den empfindlichsten Pflanzen erst bei Konzentrationen zwischen $0,5$ und $0,8 \text{ mg NO}_2/\text{m}^3 \text{ Luft}$ (0,24 bis 0,39 ppm) auf, was den Aussagen von van Haut (1975) nahekommt.

Als Immissionsgrenzwerte IW1 und IW2 für Stickstoffdioxidemissionen werden von der TA Luft (1983) Konzentrationen von $0,08 \text{ mg/m}^3$ (0,04 ppm) und $0,30 \text{ mg/m}^3$ (0,15 ppm) festgesetzt. Damit liegen die von Emittenten einzuhaltenden Höchstwerte niedriger als bei Schwefeldioxidemissionen, obwohl nach van Haut (1975) und Zahn (1975) Stickstoffdioxid für Pflanzen weniger gefährlich als Schwefeldioxid ist. Hierzu ist zu bemerken, daß bei der Festlegung der Stickstoffdioxidgrenzwerte mögliche Reaktionen des Gases zu photo-

chemischen Oxidantien in Betracht zu ziehen waren (Kap. 2.4 und Kap. 8.1.2), deren Toxizitätsschwelle niedriger liegt (siehe weiter unten). Außerdem ist zu beachten, daß in den genannten Arbeiten nur die direkte Wirkung von Stickstoffdioxiden angesprochen wird und Langzeitwirkungen über den Boden nicht betrachtet werden.

Nach Leh (1964) und Linzon (1971) können akute Schäden durch Ozon an empfindlichen Pflanzen (z.B. Spinat, Salat, Tabak, Luzerne, Rotklee, Bohnen und Tomaten) bereits bei kurzfristig, etwa 1/2 Stunde lang wirkenden Konzentrationen von 0,20 bis 0,25 ppm ausgelöst werden, die in Großstadtnähe häufig überschritten werden.

Eine Peroxyacetylnitratkonzentration von 0,015 bis 0,020 ppm ruft bei einer Einwirkungsdauer von 4 Stunden charakteristische Schadsymptome an empfindlichen Pflanzen hervor (Linzon 1971). Eine besonders hohe PAN-Konzentration wurde nach Linzon (1971) mit 0,058 ppm in River Side (Kalifornien) gemessen.

Die mittlere Immissionsbelastung durch thalliumhaltige Stäube lag in der unmittelbaren Nähe eines Zementwerkes in Lengerich zwischen $0,15 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ und $0,34 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Landesanstalt für Immissionsschutz 1980). Nimmt man nach Angaben aus dieser Arbeit (siehe auch Tab. 28) einen Durchmesser von ca $1 \mu\text{m}$ an und geht nach Tabelle 48 von einer mittleren Ablagerungsgeschwindigkeit von $0,01 \text{ cm/s}$ aus, so ergibt sich hieraus eine Staubkonzentration von 17 bis 39 mg/m^3 . Diese Konzentration führte nach Kapitel 8.1.3 zu Vegetationsschäden in der näheren Umgebung des Zementwerkes.

Nach Tabelle 54 ergeben sich für die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schadgasen auf Gras folgende Werte:

Schwefeldioxid	0,58 cm/s
Fluor	0,55 cm/s
Chlor	0,41 cm/s
Stickstoffdioxid	0,38 cm/s
Ozon	0,35 cm/s
Peroxyacetylnitrat	0,17 cm/s

Stützt man sich bei der Beurteilung der relativen Empfindlichkeit von Pflanzen auf diese Werte sowie auf die in diesem Kapitel nach Leh (1964), Tendron (1964), Hindawi (1968), Linzon (1971), Bovay (1972) und van Haut (1975) angegebenen Grenzwerte, bei denen eine Schädigung an empfindlichen Pflanzen zu erwarten ist, so kann festgestellt werden:

Am empfindlichsten reagieren Pflanzen offenbar auf Fluorgas-
einwirkungen, gefolgt von Peroxyacetylnitrat und Chlor, ferner Schwefeldioxid und Ozon, die etwa den gleichen Toxizitätsgrad aufweisen dürften, und Stickstoffdioxid, das somit am ungefährlichsten wäre.

Wie bereits in Kapitel 8.1.1 erwähnt wurde, braucht eine Schädigung von Pflanzen durch Stickstoffmonoxidgase nicht in Betracht gezogen werden. Hierzu ist zu bemerken, daß auch die Ablagerungsgeschwindigkeit des Gases sehr gering ist. Für Gras erhält man nach Tabelle 54 einen Wert von 0,02 cm/s, der um etwa einen Faktor 30 unter dem von Schwefeldioxid liegt.

Die Resultate der Fluorwasserstoffexperimente nach Thomas (1964) zeigen, daß die Schädigung von einigen Bäumen mit der Ablagerungsintensität zunimmt. Wie in Kapitel 5 nachzulesen ist, nahmen Lärchen im Vergleich zu Kiefern (*Pinus ponderosa*, *Pinus murrayana*, *Pinus strobus*) bei gleicher Einwirkungsdauer etwa die 4-fache Fluorwasserstoffmenge auf. Die Zeiten, bei denen an beiden Baumarten Nadelschäden auftraten, verhielten sich im Durchschnitt wie 1 zu 3. Das könnte bedeuten, daß die Lärchen in diesem Fall vergleichsweise etwas unempfindlicher als die genannten Kiefernarten gewesen sind und die insgesamt stärkere Anfälligkeit auf die höhere Ablagerung zurückzuführen war.

Aufgrund der Ergebnisse der Jülicher Aerosolablagerungsexperimente (Kap. 3 und Kap. 4) konnte festgestellt werden, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit von Partikeln mit dem Durchmesser zunimmt, und daß für Bäume die höchsten Werte erreicht werden. Für Zementpartikel mit Durchmessern von 25 μm können demnach durchaus extrem hohe Ablagerungsgeschwindigkeiten in der Größenordnung

von 10^2 cm/s auftreten. Unter diesem Aspekt muß auch die starke Empfindlichkeit von Bäumen gegenüber Zementpartikeln (Kap. 8.1.3) gesehen werden.

Nach einer Studie der Landesanstalt für Immissionsschutz (1980) sind Stiel- und Roteiche weniger empfindlich gegenüber thalliumhaltigen Partikeln als die Rotbuche, die als sehr empfindlich bezeichnet wird. Dieses Ergebnis kann mit der geringeren Ablagerung zusammenhängen. Aus den Resultaten der Jülicher Aerosolablagerungsversuche konnte abgeleitet werden, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf Stiel- und Roteichen im Durchschnitt um einen Faktor 4 bzw. 5 niedriger als auf Rotbuchen war (Tab. 50).

Ebenfalls kann nicht ausgeschlossen werden, daß auch die gegenüber der Waldkiefer größere Empfindlichkeit der Rotbuche hinsichtlich von Thalliumstäuben (Landesanstalt für Immissionsschutz 1980) in der gleichen Weise durch die höhere Ablagerung erklärt werden kann. Zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Waldkiefern und Rotbuchen besteht nach Tabelle 50 im Durchschnitt etwa ein Verhältnis von 1 zu 2. Bemerkenswert ist allerdings, daß die Rotbuche sogar auch empfindlicher gegenüber den thalliumhaltigen Partikeln gewesen ist als die Fichte, obwohl sich auf der Rotbuche nach Kapitel 4.6 und Tabelle 50 nur etwa die Hälfte der Staubmenge abgelagert haben dürfte. Dieses Ergebnis könnte möglicherweise dahin gedeutet werden, daß die Rotbuche wesentlich empfindlicher gegenüber den Stäuben als die Fichte ist.

In Jörg (1968) wird jedoch darauf hingewiesen, daß Laubbäume widerstandsfähiger gegenüber Staubeinwirkungen sind als Nadelhölzer (s. Seite 169), was wiederum auf eine Korrelation zwischen Staubablagerung und Empfindlichkeit von Pflanzen insofern hindeuten könnte, als die Ergebnisse der Jülicher Freilandversuche (Kap. 50) insgesamt gezeigt haben, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolpartikeln auf den untersuchten Laubbäumen im Durchschnitt etwa um einen Faktor 2 niedriger als auf den untersuchten Nadelbäumen war.

8.3 Resistenz der bei den Aerosolablagerungsuntersuchungen vorgekommenen Bäume

Zum Abschluß dieses Kapitels 8 soll über die Resistenz der bei den Aerosolablagerungsexperimenten untersuchten Bäume, Rotbuche, Hainbuche, Roteiche, Stieleiche, Spitzahorn, Roßkastanie, Hänge- oder Sandbirke, Fichte, Waldkiefer, Europäische und Japanische Lärche, Weißtanne (Kap. 1, Kap. 3, Kap. 4) sowie über die Widerstandsfähigkeit der Douglasie gesprochen werden, für die in Kapitel 4.5 auch eine Aerosolablagerungsgeschwindigkeit abgeschätzt wurde. Dabei wird sich auf den Einfluß des Schadgases Schwefeldioxid, das nach Däßler (1976) als Hauptschadstoff in den Industriestaaten Europas bezeichnet wird, sowie auf die Gase Fluor, Chlor, Stickstoffdioxid und Ozon beschränkt.

In Tabelle 63 werden die in der Literatur (Däßler 1976, Ranft 1971, Knabe 1978 und Bossavy 1964) vorhandenen Aussagen über den Empfindlichkeitsgrad der erwähnten Bäume gegenüber den genannten Schadgasen stichwortartig wiedergegeben. In Ranft (1971) wurden 191 verschiedene Gehölze mit einem Alter von 2 bis 6 Jahren in mehreren Durchgängen mit unterschiedlichen Schwefeldioxidkonzentrationen von 0,5 bis 4,0 ppm begast. Die einzelnen Begasungsdurchgänge erforderten eine Zeitdauer von etwa 40 bis über 100 Stunden. Die Bewertung der Empfindlichkeit erfolgte mit einem Punktsystem über den Zeitpunkt des Auftretens erster Schadsymptome, den Umfang der Schädigung bei etwa 2/3 der Einwirkungszeit bzw. bei Versuchsende und das Ausmaß der etwa 3 Tage danach eingetretenen Blatt- oder Nadelschäden; die Resultate der einzelnen Durchgänge wurden gemittelt. Als empfindlichstes Gehölz stellte sich die Waldkiefer mit 4,3 Punkten heraus, am unempfindlichsten war mit 20 Punkten der Kreisförmige Baumwürger (*Celastrus orbicularis*), die Ahornblättrige Platane (*Platanus acerifolia*) und der Japanische Schnurbaum (*Sophora japonica*).

Betrachtet man das Gesamtbild in Tabelle 63, so zeichnet sich ab, daß Rotbuche, Roteiche, Stieleiche, Spitzahorn, Roßkastanie

und Sandbirke, was die weitverbreitetsten Luftverunreinigungen anbelangt, zu den verhältnismäßig wenig empfindlichen Bäumen gehören. Im mittleren Bereich liegen Hainbuche und Japanische Lärche. Besonders empfindlich sind Fichte, Waldkiefer, Europäische Lärche und Douglasie. Am widerstandsfähigsten von den in der Tabelle aufgeführten Bäumen sind offenbar die Eichen und der Spitzblättrige Ahorn, während Fichten, Tannen, Kiefern und die Europäische Lärche etwa im gleichen Maße am empfindlichsten auf die Schadgase reagieren. Letztere Aussage wird in Bossavy (1964) mit Ausnahme der Lärche unterstrichen; der Autor rät ausdrücklich davon ab, in der Nähe von Industriezentren in einem Umkreis von 20 km Parks und Wälder mit Weißtannen, Fichten oder Waldkiefern anzulegen. Definitive Aussagen über die Resistenz der Lärchen liegen in Bossavy (1964) nicht vor.

Auffallend ist, daß sich Waldkiefern nach Knabe (1978) (Tab. 63) empfindlicher gegenüber Fluorwasserstoff erweisen als Lärchen, während sich bei den in Kapitel 8.2 genannten Kiefernarten gerade das Gegenteil gezeigt hat. Hierzu ist zu sagen, daß Thomas (1964) ausdrücklich darauf hinweist, daß die Empfindlichkeit von Kiefern gegenüber Luftverunreinigungen, z.B. Fluor, stark von der Art der Kiefern abhängt, was auch durch die Tabellen über die Rauchhärte-Rangfolge von Waldbäumen in Däßler (1976) belegt werden kann. Außerdem ist von Bedeutung, daß nach Thomas (1964) junge Kiefern nadeln, die sehr fluorwasserstoffempfindlich sind, das Gas wahrscheinlich schneller aufnehmen als ältere Nadeln.

Würde man eine Auswahl von Bäumen für das nähere Umland von Industriegebieten allein nach dem Gesichtspunkt des Ausfilterungsvermögens (Kap. 4, Kap. 6 und Kap. 7) und der Resistenz gegenüber Schadstoffen (Tab. 63) treffen, so deutet sich an, daß offenbar der Rotbuche, der Sandbirke sowie der Japanischen Lärche der Vorzug bei Aufforstungsmaßnahmen zu geben ist. Die Aerosolablagungsgeschwindigkeiten für die beiden zuerst genannten Baumarten liegen nach Tabelle 50 mit einem um einen Faktor 11,3 bzw. 16,8 höheren Wert als für Gras im Vergleich zu den anderen bei den Ablagerungsuntersuchungen vorgekommenen Baumarten an

fünft- bzw. zweithöchster Stelle; die Widerstandsfähigkeit dieser Bäume ist zwar nicht am größten, aber immer noch verhältnismäßig hoch. Der viertgrößte Wert der Ablagerungsgeschwindigkeit ergibt sich nach Tabelle 50 mit einem Faktor von 13,1 für die Japanische Lärche, die immerhin auch noch von einer mittleren Rauchhärte gekennzeichnet ist. Weitere Hinweise für die Landschaftsplanung und -gestaltung werden in Kapitel 9 gegeben.

Die Beurteilung der Empfindlichkeit von Gras gegenüber Schadgasen ist insofern problematisch, als vergleichende Untersuchungen zur Resistenz von Gehölzen nicht in Erfahrung gebracht werden konnten. Aus der Arbeit von Buck (1969) kann jedoch entnommen werden, daß die Schwefeldioxidkonzentration für eine Schädigung von Rotklee um etwa einen Faktor 2 höher liegt als die Toleranzgrenze für Eichen, die, wie bereits erwähnt wurde, zu den widerstandsfähigsten der bei den Ablagerungsuntersuchungen (Kap. 1, Kap. 3, Kap. 4) vorgekommenen Bäumen gehörten. Untersuchungen der Abnahme der Diversität der Arten infolge unterschiedlicher Resistenz von Pflanzen nach Guderian (1966) zeigen, daß Weidelgras sogar noch wesentlich unempfindlicher gegenüber Schwefeldioxid als Rotklee ist, so daß davon ausgegangen werden kann, daß Wiesengräser im allgemeinen widerstandsfähiger als Laubbäume und erst recht widerstandsfähiger gegenüber Schadstoffen als Koniferen sind.

9 Zusammenfassung und Hinweise für die Planung

In der vorliegenden Arbeit wird die Problematik der Ablagerung von Aerosolen und Gasen vertieft und auf biologische und ökologische Fragestellungen übertragen, die insbesondere die Filterwirkung von atmosphärischen Grenzflächen betreffen, aber auch die hierdurch entstehende Schädigung der Vegetation einbeziehen.

Zur Bestimmung der Ablagerung von Aerosolen führte der Verfasser eine umfangreiche Reihe von Freilandversuchen an der KFA-Jülich durch. Um die abgelagerte Partikelkonzentration und die zeitintegrierte Luftkonzentration (Gleichung (1), Kap. 1) empfindlich messen zu können, wurden die bei diesen Feldexperimenten verwendeten Kupfersulfataerosole radioaktiv markiert. Für polydisperse Aerosole mit mittleren Durchmessern von $0,4 \mu\text{m}$ bis $6,5 \mu\text{m}$ kam ein Zweistoffdüsendenerator (hierzu siehe auch Horbert et al. 1976) zum Einsatz. Zur Herstellung monodisperser Aerosole mit einer Größe von 4 bis $17 \mu\text{m}$ diente ein nach Strahlenschutzaspekten umgebauter Berglund-Liu-Generator. Das Partikeldurchmesserspektrum der polydispersen Aerosole wurde mit dem Royco-Partikelzähler, einem optischen Partikelzählgerät, gemessen. Der Durchmesser der monodispersen Aerosole wurde aus der Arbeitsfrequenz des Berglund-Liu-Generators, der Emissionsleistung des Gerätes sowie aus der Konzentration der Tracerlösung berechnet. Dies war nach Kalibrierung des Generators mit einem Generator für Latexpartikel mit definierter Partikelgröße möglich.

Die Kenntnis der Ablagerung von Gasen wurde aus Literaturhinweisen entnommen.

Als ein wichtiges Resultat der Ablagerungsexperimente auf Gras kann festgehalten werden, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit (auf die Partikelkonzentration normierter Depositionsfluß) vom Aerosoldurchmesser abhing und sowohl von der Trockenmasse als auch von der Windgeschwindigkeit bzw. Turbulenz in der bodennahen Luftschicht beeinflußt wurde. Die Meßergebnisse konnten recht gut durch ein Polynom in der Form

$$\log d = \sum_{i=0}^3 a_i \left(\log \left(\frac{v_g}{u_*^p D^p} \right) \right)^i \quad (141)$$

d	Partikeldurchmesser
a ₀	= 0,84
a ₁	= 0,32
a ₂	= 0,23
a ₃	= 0,12
p	= 1,13
v	= 0,75
v _g	Ablagerungsgeschwindigkeit
u _*	Schubspannungsgeschwindigkeit
D	Trockenmasse

beschrieben werden (Kap. 3.4.1). Bei einer mittleren Schubspannungsgeschwindigkeit von 26 cm/s und einer für Vegetation in der Hauptwachstumsperiode repräsentativen Trockenmasse des Grases von 0,017 g/cm² erhält man demnach für Partikel mit Durchmessern von 4 µm, 5 µm, 6 µm und 10 µm Ablagerungsgeschwindigkeiten von 0,14 cm/s, 0,44 cm/s, 1,2 cm/s und 4,6 cm/s. Dies zeigt, daß die Ablagerungsgeschwindigkeit in dem durch Turbulenzablagerung gekennzeichneten Bereich zwischen 4 und 6 µm um fast eine Größenordnung zunimmt und daß bei größeren Durchmessern, bei denen die Ablagerung überwiegend durch Sedimentation erfolgt, der Anstieg der Ablagerungsgeschwindigkeit nachläßt. Aus den Messungen der Schubspannungsgeschwindigkeit auf dem Versuchsfeld der KFA-Jülich (Tab. 30 und Heinemann et al. 1976) und den Angaben in Jensen (1981) geht hervor, daß man bei stabilen Wetterlagen (Diffusionskategorie E und F) Schubspannungsgeschwindigkeiten von 10 bis 17 cm/s erwarten kann, während man bei neutraler Schichtung (Diffusionskategorie D) mit einem durchschnittlichen Wert von 30 cm/s rechnen kann (hierzu siehe auch Klug 1963). Mit der Proportionalität zwischen Ablagerungsgeschwindigkeit und Schubspannungsgeschwindigkeit in Gleichung (141) bedeutet dies, daß bei der tagsüber überwiegend herrschenden Diffusionskategorie D die Ablagerungsgeschwindigkeit im Durchschnitt etwa um einen Faktor 2 niedriger sein dürfte als bei stabilen Lagen, die überwiegend nachts bei Inversionswetterlagen bei niedriger Windgeschwindigkeit auf-

treten.

Die Ergebnisse der Ablagerungsversuche auf Gras zeigen außerdem, daß die in der "Allgemeinen Berechnungsgrundlage (1979)" für den Betrieb von Kernkraftwerken mit 0,1 cm/s angesetzte Falloutkonstante ausreichend konservativ ist. Nach Jonas und Vogt (1982) kann davon ausgegangen werden, daß im Normalbetrieb und bei Störfällen, bei denen die Freisetzung über den Kamin erfolgt, Aerosoldurchmesser bis zu höchstens 3 µm auftreten. Die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Partikeln dieser Größe liegen nach Kapitel 3.4.1 bei allen Diffusionskategorien unter 0,1 cm/s. Bei Störfällen können jedoch auch größere Aerosole in die Atmosphäre gelangen und zu Ablagerungsgeschwindigkeiten über 0,1 cm/s führen. Die Falloutkonstante von Partikeln aus Braunkohle- und Steinkohlekraftwerken ist nach Bonka (1981) mit 1,8 cm/s bzw. 2,6 cm/s erheblich höher als für den Normalbetrieb von Kernkraftwerken. Bei der Beurteilung der Umweltbelastung von Kernkraftwerken muß allerdings auch die Emission von elementarem Jod in Betracht gezogen werden, für das sich nach Heinemann and Vogt (1981) auf trockenem Gras eine Ablagerungsgeschwindigkeit von 2 cm/s ergibt. Einen ähnlichen Wert ermittelten Little and Wiffen (1977) für Blei aus Motorabgasen. Die auf Gras bezogene mittlere Falloutkonstante betrug hier 2,3 cm/s. Ausgesprochen hohe Ablagerungsgeschwindigkeiten ergeben sich nach Kapitel 3.4.1 für Zementpartikel, deren Durchmesser nach Czaja (1961) bei 25 µm liegt. Die Extrapolation der Ablagerungsgeschwindigkeiten in Abbildung 10 bzw. Tabelle 48 führt zu Werten in der Größenordnung von 10 cm/s. Unter dem Aspekt der starken Ablagerung muß auch die in Kapitel 8.1.3 beschriebene verheerende Schadwirkung von Zementpartikeln an Bäumen gesehen werden.

Da auf dem Versuchsgelände der KFA für Ablagerungsexperimente geeignete Bäume fehlten, wurde die Ablagerung auf Blättern und Nadeln von Bäumen (Rotbuche, Weißbuche, Roteiche, Stieleiche, Spitzahorn, Roßkastanie, Sandbirke, Fichte, Waldkiefer, Jap. und Europ. Lärche, Weißtanne) überwiegend mit Hilfe von senkrecht im Boden befestigten, kurze Zeit vor Versuchsbeginn abgeschnitte-

nen Zweigen untersucht. In einem Experiment konnte auch die auf Blättern eines an das Versuchsfeld angrenzenden 31jährigen Buchenbestandes abgelagerte Aktivität gemessen und über die Oberfläche mit der Aktivität auf Gras verglichen werden. Die im Buchenwald genommenen Laubproben wiesen ähnliche Unterschiede zum Gras auf wie die Blätter der befestigten Buchenzweige (Kap. 3.4.4). Mit den in der Literatur (Chalupa 1961, Geyger 1964, Jarvis et al. 1976, Rauner 1976, Takadi 1976, Bélot 1977, Burschel 1977, Höfken et al. 1981) angegebenen Blattflächenindizes und Abschattungsfaktoren sowie mit dem aus den Messungen in Mayer (1978) bestimmten integralen Mittelwert der Schubspannungsgeschwindigkeit für einen Fichtenwald wurden in Kapitel 4 Ablagerungsgeschwindigkeiten für Wälder abgeschätzt. Die Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen in einem Wald ist baumartbedingt. Die größte Ablagerungsgeschwindigkeit ist in einem Fichtenwald zu erwarten, dessen Blattflächenindex mit 11 auch besonders hoch liegt: Die Ablagerungsgeschwindigkeit ist um einen Faktor 20 höher als auf Gras. Unter den Koniferenwäldern weisen Bestände mit Kiefern oder Europäischen Lärchen mit einem Faktor 5 bzw. 6 die niedrigsten Ablagerungswerte auf. Hierzu ist zu bemerken, daß die Blattflächenindizes dieser Baumarten im Vergleich zu den anderen untersuchten Nadelgehölzen auch am niedrigsten liegen. In einem geschlossenen Roteichen- und Stieleichenbestand kann man nur mit einer um einen Faktor 2 bzw. 3 höheren Ablagerungsgeschwindigkeit als auf Gras rechnen, was auf die glatten Blattoberflächen und die damit verbundene relativ geringe Haftung des Aerosols zurückgeführt werden könnte. Die Ablagerungsgeschwindigkeit auf Buchenwäldern liegt um einen Faktor 1,7 niedriger als auf Fichtenwäldern und überschreitet somit den Wert für Gras um einen Faktor 11.

Setzt man nach Kapitel 3.4.1 für Partikel mit Durchmessern von einigen μm eine mittlere auf Gras bezogene Falloutkonstante von $0,1 \text{ cm/s}$ an, so ergibt sich nach diesen Abschätzungen, daß für Wälder Werte in der Größenordnung von 1 cm/s durchaus realistisch sein dürften. Für Klee resultieren aus den Feldexperimenten um einen Faktor 1,8 höhere, für künstliche Oberflächen (glatte und strukturierte Metalle, einfaches Filterpapier), Erdboden und Wasser um einen Faktor 2,5, 2,4 bzw. 4,3 niedrigere Ablagerungsge-

schwindigkeiten als für Gras (Tab. 49). Das bedeutet, daß bei einer mittleren Schubspannungsgeschwindigkeit von 26 cm/s und einer angenommenen Schadstoffkonzentration von 1 mg/m^3 von folgenden Depositionsraten K ausgegangen werden kann:

Gras	K = 0,86 kg/ha Tag
Wald	K = 8,64 kg/ha Tag
Klee	K = 1,55 kg/ha Tag
glatte Flächen	K = 0,35 kg/ha Tag
Ackerboden	K = 0,35 kg/ha Tag
Wasser	K = 0,20 kg/ha Tag

Die direkt gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten von Aerosolen auf Gras, vegetationslosem Ackerboden und künstlichen Oberflächen, stehen, soweit ein Vergleich möglich ist, in befriedigender Übereinstimmung zu Literaturangaben (Kap. 3.4.3). Auch die für einige der untersuchten Baumarten ermittelten Ablagerungsgeschwindigkeiten werden, soweit auch hierzu Angaben vorliegen, durch die Literatur gestützt (Kap. 4.6). Für einige andere der bei den Freilandversuchen vorgekommenen Bäume lassen sich Literaturwerte nicht finden. Der Vergleich mit Literaturangaben ist hier insofern besonders wichtig, weil eine Bestimmung der Filterwirkung von Wäldern (Kap. 7.3) mit den Annahmen in Kapitel 4 (Gl. (130) und Gl. (132)) zu hypothetisch gewesen wäre.

Wegen der stärkeren Ablagerung kommt Baumbeständen in Form von Wald, Waldstreifen, Baumgruppen, Baumreihen und Hecken sowie Einzelbäumen eine größere Bedeutung bei der Ausfilterung von Stäuben zu als Grünland bzw. Rasenflächen und erst recht unbewachsenen Flächen (hierzu siehe auch Kap. 3.4.2 und 3.4.4). Die hohe Ablagerungswirksamkeit in einem Wald wird besonders deutlich, wenn man hierfür die Abreicherung von Grobstaubkonzentrationen berechnet und mit der über Grasbeständen vergleicht. Der mittlere Falloutverlust einer Partikelkonzentration mit Aerosoldurchmessern von $10 \mu\text{m}$ bei einem 5 km langen Transport über dem Aachener Wald, einem Mischwald mit nahezu repräsentativer Holzartenverteilung für einen Wald in der Bundesrepublik Deutschland (18 % Eichen, 29 % Buchen, 5 % Birken, 38 % Fichten und

10 % Kiefern), beträgt nach Kapitel 7.3 96 %. Berechnet man den mittleren Falloutfaktor für Gras, so erhält man für die gleiche Entfernung lediglich einen Verlust von 17 % (Kap. 7.3). Die entsprechenden Werte der mittleren Falloutverluste, die bei einem Transport von aerosolgebundenen Abluftfahnen mit Durchmessern von 10 μ m über unbewachsenen Böden und Wasser auftreten, liegen nach Tabelle 57 unter 10 %, was bedeutet, daß Ackerböden und Seen erst recht nicht imstande sind, einen wesentlichen Beitrag zur Reinigung der Luft von Stäuben zu leisten, deren Größe unterhalb der Sedimentationsgrenze liegt.

Die hohe Ablagerungswirksamkeit von Bäumen in verschiedener Anordnung und ausreichender Dichte (vgl. Kap. 4) trägt auch zu einem Schutz von landwirtschaftlichen Kulturen vor Luftverunreinigungen, z.B. schwermetallhaltigen Partikeln, bei.

Für die Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schadgasen auf Gras ergeben sich nach Kapitel 5 und 8 folgende gemittelte Literaturwerte:

Schwefeldioxid	0,58 cm/s
Fluor und Fluorwasserstoff	0,55 cm/s
Chlor	0,41 cm/s
Ozon	0,35 cm/s
Peroxyacetylnitrat	0,17 cm/s

Die aus der Literatur für Kiefern- und Mischwälder mit Kiefern erhaltene mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid, das nach Däßler (1976) als Hauptschadstoff in den Industriestaaten Europas bezeichnet wird, beträgt nach Tabelle 54 1,54 cm/s und überschreitet somit den Wert für Gras um einen Faktor 2,7 und den Wert für unbewachsenen Boden, der bei 0,39 cm/s liegt, sogar um einen Faktor 3,9. Berechnet man nach Kapitel 7 jedoch mit der Ablagerungsgeschwindigkeit von 1,54 cm/s sowie mit einer Windgeschwindigkeit von 4,8 m/s den mittleren Falloutverlust von Schwefeldioxidkonzentrationen über Wäldern bei Diffusionskategorie D, so erhält man hierfür auf einer Strecke von 10 km nur einen Falloutverlust von 8 %. Die Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon auf Wachol-

dern beträgt 2 cm/s (Tab. 54), was unter den zuletzt genannten Bedingungen auch nur zu einem Falloutverlust von 10 % führen würde. Bélot (1973) nennt allerdings höhere Werte der Fall-outabreicherung von Schadgasen über Wäldern bzw. Bäumen, worauf in Kapitel 7.5 näher eingegangen wird.

Literaturarbeiten über Messungen der Ablagerung in Abhängigkeit von verschiedenen Baumarten, wie sie in dieser Arbeit für Aerosole vorgenommen wurden, wären an dieser Stelle auch für Gase wünschenswert gewesen. Aus der Sicht des Verfassers könnten überhaupt weitere Untersuchungen dazu beitragen, zusätzlich Aufschluß über den Zusammenhang zwischen dem Ablagerungsverhalten der verschiedenen luftverunreinigenden Gase und der Schädigung an Bäumen zu geben.

Berücksichtigt man die in Kapitel 8.1.2 geschilderte Schädigung von Schwefeldioxid und Ozon hinsichtlich der Assimilationsorgane der Pflanzen, so kommt man nach S. 184 und Kap. 7.5 zu dem Ergebnis, daß ein wirksamer Schutz vor den erwähnten Gasen allein durch Aufforstungsmaßnahmen im allgemeinen nicht zu erwarten ist und die negativen Auswirkungen der Ablagerung hier überwiegen dürften. Kommen jedoch nicht zu hohe Schadgaskonzentrationen vor und sind auch Grobstaubemissionen in Betracht zu ziehen, so kann unter Berücksichtigung des Resistenzverhaltens der Bäume hinsichtlich der auftretenden Schadstoffe entschieden werden, welche Anpflanzungen zur Reinhaltung der Luft vorgenommen werden sollen. Diese Empfehlung wird auch im Hinblick darauf ausgesprochen, daß in der Literatur, z.B. Beck (1969), die Schädigung staubförmiger Aerosole, wie Lichtentzug und Bodenvergiftung (Kap. 8.1.3 und 8.1.5), allgemein als geringer angesehen wird als von Gasen.

Würde man eine Auswahl von Bäumen allein unter dem Aspekt der Ablagerungswirksamkeit und der Resistenz gegenüber den wesentlichsten Schadgasen Schwefeldioxid, Fluor, Chlor, Stickstoffdioxid und Ozon treffen, so deutet sich nach Kapitel 8.3 an, daß der Rotbuche, der Sandbirke sowie der Japanischen Lärche der Vorzug bei Aufforstungsmaßnahmen im näheren Umland von Industrie-

gebieten zu geben ist. Die Aerosolablagerungsgeschwindigkeiten für diese Baumarten liegen mit einem um einen Faktor 11, 17 und 13 höheren Wert als auf Gras verhältnismäßig hoch gegenüber den anderen bei den Freilandexperimenten untersuchten Baumarten, und die Bäume sind dennoch, wie Tabelle 63 zeigt, relativ widerstandsfähig gegenüber den genannten Schadgasen. Aus standortskundlichen, forstwirtschaftlichen und landschaftsgestalterischen Gründen sollten jedoch auch andere Baumarten in die Überlegungen einbezogen werden, z.B. Eichen. Das Ausfilterungsvermögen dieser Baumart ist zwar verhältnismäßig gering (siehe oben); die Widerstandsfähigkeit ist aber besonders groß.

Bäume in der Stadt gewinnen im Zeitalter großer Verkehrsdichte und zunehmender Industrialisierung wegen der starken Filterwirkung gegenüber Schadstoffen eine immer größere lufthygienische Bedeutung und sollten bei der Planung eine maximale Berücksichtigung finden. Messungen der Schwermetallkonzentration in der Stadtluft von Los Angeles nach Davidson (1977) haben gezeigt, daß in dieser Partikel mit aerodynamischen Durchmessern von 0,05 bis 40 μm mit Konzentrationsmaxima bei 1 μm und über 10 μm enthalten waren (Tab. 28), so daß nach Kapitel 7 in Stadtgebieten z.B. mit einer stärkeren Ausfilterung von Aerosolen dieser Art durch Vegetation, vor allen Dingen durch Bäume, gerechnet werden kann. Die an Einzelbäumen pro Grundflächeneinheit abgeschiedene Aerosolmenge ist sogar noch größer als in einem Wald, da sich nach Kapitel 4.4 für einzelnstehende Laub- und Nadelbäume um einen Faktor 2 bzw. 1,4 geringere Abschattungsfaktoren ergeben. Nach Tabelle 50 und Kapitel 3.4.2 erhält man für freistehende Bäume unter Zugrundelegung der von Mayer (1976) in bzw. über einem Fichtenwald gemessenen Schubspannungsgeschwindigkeiten je nach Baumart um einen Faktor 3 bis 39 bzw. 7 bis 96 höhere Ablagerungsgeschwindigkeiten als auf Grünland bzw. Rasenflächen und vegetationsfreien Flächen. Diese Werte dürften aber noch unterschätzt werden; mit der stärkeren Belüftung von Straßen- oder Alleegebäuden oder auch locker strukturierten Baumbeständen in Parkanlagen ist eine höhere Schubspannungsgeschwindigkeit als in einem Wald verbunden.

Ein wichtiger Aspekt für die innerstädtische und stadtnahe Grünplanung könnte außerdem sein, daß auf den Rasenflächen von Grünanlagen mit Bäumen, durch die stärkere Rauhigkeit des Geländes bedingt, unter bestimmten Voraussetzungen eine höhere Ablagerungswirksamkeit als auf baumlosen Grünflächen zu erwarten ist (hierzu siehe z.B. Bélot 1973). Nach Bélot (1973) sind jedoch weitere Untersuchungen erforderlich, um in diesem Zusammenhang den Einfluß der Rauhigkeit auf die Schadstoffverteilung zu klären.

Von Bedeutung für die Lebensbedingungen von Bäumen in Stadtgebieten sind Bodenart und -typ, Temperatur, Feuchtigkeit des Bodens bzw. Wasseraufnahme der Bäume sowie relative Feuchtigkeit der Luft (Meyer 1982).

Ein zu hoher pH-Wert des Bodens kann zu einer erschwerten Versorgung der Bäume mit Nährstoffen (Kap. 8.1.5) und zu einer eingeschränkten Pilzvielfalt im Boden führen, als deren Folge die Vitalität der Bäume vermindert werden kann. Um teilweise eine Annäherung an den Nährstoffkreislauf im Wald zu erreichen, empfiehlt es sich nach Meyer (1982), Straßenbäume in Bankbeete zu pflanzen, die mit das Falllaub festhaltenden Bodendeckern besetzt sind. Straßenbäume, die südlich von hohen Wänden wachsen, sind zusätzlich durch die reflektierte Strahlung besonders hohen Temperaturen ausgesetzt. Ebenfalls können sich dunkle Oberflächen mit geringer Wärmeleitfähigkeit, z.B. Schwarzdecken, bei Sonneneinstrahlung stark aufheizen. In diesem Zusammenhang wird erwähnt, daß sich die Ahornblättrige Platane als widerstandsfähiger gegenüber hohen Temperaturen gezeigt hat als der Spitzblättrige Ahorn. Zur Vermeidung von Wasserdefiziten sind ausgedehnte und auch tiefreichende Wurzelsysteme, wie sie z.B. bei Ahornblättrigen Platanen anzutreffen sind, sowie wirkungsvolle Wasserleitungsbahnen im Stamm von Vorteil. Eine dichte Behaarung der Blattunterseite trägt zur Senkung der Transpirationsrate in Trockenperioden bei. In der Kuticula zusätzlich eingelagerte Wachse reduzieren bei einigen Baumarten, z.B. bei der Blauen Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* var. *glauca*), die Permeabilität für Wasser und ermöglichen somit auch die Anpflanzung an trockenen Standorten. Die Rotbuche, die einen hohen Anspruch an den Boden stellt, be-

anspricht zusätzlich eine hohe relative Feuchtigkeit der Luft und eignet sich daher für Stadtgebiete weniger.

Zu den Bäumen mit vorteilhaften Eigenschaften für die städtische Umwelt gehört u.a. die Sandbirke, die wegen ihrer hohen Ablagerungseffektivität (siehe Seite 186) auch für die Ausfilterung der Stadtluft empfohlen werden kann. Außerdem wären hier noch andere Baumarten zu nennen, z.B. die Rotblühende Roßkastanie (*Aesculus carnea* 'Briotii'), in der Annahme, daß hierfür ähnliche Ablagerungsgeschwindigkeiten wie bei der Gemeinen Roßkastanie (*Aesculus hippocastanum*) (siehe Tab. 50) zu erwarten sind. Wegen der vielfältigen Standortfaktoren und Eigenschaften der Baumarten (s. Seite 187) wird in dieser Dissertation davon abgesehen, noch weitere hinsichtlich der Aerosolablagerung untersuchte Baumarten aufgrund ihrer Filterwirkung für die Grünplanung in Städten zu empfehlen.

Lockere Vegetationsstrukturen tragen nicht nur zur Erhöhung der Ablagerung und damit zu einer stärkeren Ausfilterung von Luftschadstoffen gegenüber im Bereich von Baugebieten versiegelten Flächen bei, vielmehr führen sie auch zu einer besseren stadtklimatischen Belüftung, die sich in Kaltluftzuführung bzw. Warmluftableitung äußert und vor allen Dingen im Sommer das Leben der Stadtbewohner angenehmer gestaltet. In Stadt- und Ballungsgebieten kommt es auf Grund der Veränderung des Wärmehaushaltes in den Tages-, besonders aber in den Nachtstunden zum Teil zu sehr großen Überwärmungen (Horbert 1980), während im unbebauten Umland durch die Transpiration der Vegetation und die nächtliche Energieabstrahlung bzw. Kaltluftbildung am Boden eine Temperaturerniedrigung bzw. stärkere Abkühlung festzustellen ist. Dies gilt auch für innerstädtische Freiräume und Parkanlagen, vor allen Dingen dann, wenn diese eine größere Ausdehnung besitzen. Nach Horbert und Kirchgeorg (1980) betrugen die gemessenen Temperaturdifferenzen zwischen dem inneren Bereich des in der Innenstadt von Berlin gelegenen Landschaftsparkes Tiergarten und den südwestlichen, besonders aber den nördlich angrenzenden Ballungsgebieten Moabit und Wedding, bis zu 7°C. Der 212 ha große Tiergar-

ten zeichnet sich durch eine lockere Baumstruktur aus und ist von Rasenflächen verschiedener Größe durchsetzt. Bei nicht zu schwachen Austauschbedingungen wurde ein Eindringen der kühleren Luftmassen des Tiergartens in die überwärmten Randzonen beobachtet, was allerdings von der Durchlässigkeit der Randbebauung abhing.

Ein weiterer Vorteil von Baumanpflanzungen liegt in der Schallpegelminderung. Besonders günstig scheinen in diesem Zusammenhang nach Mitscherlich (1975) ganzrandige, wenig gebuchtete, breite Blätter zu wirken, während schmale Blätter und Nadeln von nur geringer Bedeutung sind und sich daher für Schutzpflanzungen weniger eignen. Für die Lärminderung durch Einzelblätter, die 80 % eines Prüfquadrates bedeckten, werden folgende Angaben genannt (Mitscherlich 1975):

Bergahorn	(<i>Acer pseudoplatanus</i>)	6,8	dB
Spitzahorn	(<i>Acer platanoides</i>)	4,7	dB
Roteiche	(<i>Quercus rubra</i>)	4,4	dB
Traubeneiche	(<i>Quercus petraea</i>)	4,4	dB
Sommerlinde	(<i>Tilia platyphyllos</i>)	4,4	dB
Großblütiger Rhododendron	(<i>Rhododendron grandiflorum</i>)	3,9	dB
Rotbuche	(<i>Fagus silvatica</i>)	3,2	dB
Baumweide	(<i>Salix alba</i>)	1,7	dB
Waldkiefer	(<i>Pinus silvestris</i>)	0,1	dB

Bäume sind auch zusätzliche Sauerstofflieferanten. Nach Mitscherlich (1975) kann man annehmen, daß bei dem jährlichen Zuwachs an Derbholz und Reisig einer 100jährigen Parkbuche mit einer Höhe von 25 m und einem Stammdurchmesser von 50 cm 168 kg Sauerstoff freigesetzt werden, was $\frac{2}{3}$ des Jahresbedarfes eines Menschen entspricht.

Diese Ausführungen zeigen, daß Bäume und Grünflächen wegen ihrer Filterwirkung gegenüber Luftschadstoffen, insbesondere staubförmigen Verunreinigungen, und wegen ihres Erholungswertes von größter Bedeutung für die Gesundheit einer überwiegend

in Industrie- und städtischen Ballungszonen lebenden Bevölkerung sind und in erheblichem Maße zur Verbesserung der Lebensqualität beitragen. Die Aufgabe, Vegetationsflächen durch Verminderung von Schadstoffemissionen zu schützen und soweit wie möglich auszubauen, wird somit zu einer zwingenden Notwendigkeit. Nicht zuletzt dürfte die zukünftige Entwicklung unserer Zivilisation in entscheidender Weise davon abhängen, ob und inwieweit es gelingt, die an unsere Zeit gestellten ökologischen Anforderungen zu erfüllen.

10 Literaturverzeichnis

- ADAMS, D.R. and VOILLEQUE, P.G. (1971): Effect of stomatal opening on the transfer of iodine-131 from air to grass. Health Phys. 21, 771-775
- AHMED, A., PORSTENDÖRFER, J., RÖBIG, G. (1978): Dry deposition of monodisperse particles on simulated grass surfaces. Atmospheric pollution 1978. Proceedings of the 13 th International Colloquium, Paris, France, April 25-28, M.M. Benario (Ed.), Studies in Environmental Science, Vol. 1, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Printed in The Netherlands
- AHMED, A. (1979): Untersuchungen zur Aerosoldeposition an Oberflächen. Dissertation Universität Gießen
- ALDAZ, L. (1969): Flux measurements of atmospheric ozone over land and water. J. Geophys. Res. 74, 6943-6946
- ALEXANDER, R.E. (1974): Applications of Bioassay of Uranium. WASH-1251, UC-41, U.S. Atomic Energy Commission
- ALLEN, L.H. (1968): Turbulence and Wind Speed Spectra within a Japanese Larch Plantation. J. App. Met. 7, 73-78
- ALLEN, M.D. and NEFF, R.D. (1975): Measurements of deposition velocity of gaseous elemental iodine on water. Health Phys. 28, 707-715
- Allgemeine Berechnungsgrundlage (1979): Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition durch radioaktive Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer (Richtlinie zu § 45 StrlSchV) GMBI 1979, 21, 371-435

- ANGELETTI, L. (1972): La contamination des Parturages par l' Iode 131. 1 ère Partie: Vitesse de dépôt de l' iode 131. Rapport établi au C.E.A., Centre d' Etudes Nucléaires de Fontenay aux Roses, France, Departement de la Protection Sanitaire Association, No. 003-63-10 PSAF
- ATKINS, D.H.F., CHADWICK, R.C. and CHAMBERLAIN, A.C. (1967): Deposition of radioactive methyl iodide to vegetation. Health Phys. 13, 91-92
- BARRY, P.J. and CHAMBERLAIN, A.C. (1963): Deposition of iodine onto plant leaves from air. Health Phys. 9, 1149-1157
- BAUER, F. (1953): Linkes Meteorologisches Taschenbuch. Akademische Verlagsgesellschaft Leipzig, Geest und Portig, K.G.
- BAUMGARTNER, A.: The heat, water and carbon dioxide budget of plant cover: methods and measurements. Methodology of plant eco-physiology, Proceedings of the Montpellier Symposium, Edited by Eckard, F.E., Arid Zone Research, Unesco, Paris, No. 25, 495-512
- BECK, G. (1969): Immissionsschutzanpflanzungen. Neue Landschaft 4/69, 163-173
- BELOT, Y. (1973): Recherches toxicologiques et écologiques. Agriculture, Paris, No. 366, 175-177
- BELOT, Y., BOURREAU, J.C., DUBOIS, M.L. et PAULY, C.S. (1974): Mesure de la vitesse de captation du dioxyde de soufre sur les feuilles des plantes au moyen du soufre- 34. Isotope Ratios as Pollutant Source and Behaviour Indicators, FAO/IAEA, Nov. 18-22, Vienna, Austria (IAEA-SM-191-18)
- BELOT, Y. and GAUTHIER, D. (1975): Transport of micronic particles from atmosphere to foliar surfaces. Heat and Mass Transfer in the Biosphere. I. Transfer Process in Plant Environment (Edited by de Vries, D.A. and Afgan, N.H.), Wiley, New York, 583-591

- BELOT, Y. (1977): Etude de la captation des polluants atmosphériques par les végétaux. Rapport CEA-R-4786, Département de Protection, Centre d' Etudes Nucléaires de Fontenay-aux-Roses
- BENESCH, W., DUENSING, G., JURKISCH, G. und ZÖLLNER, R. (1978): Die Windverhältnisse in der Bundesrepublik Deutschland in Hinblick auf die Nutzung der Windkraft. Ber. des Deutschen Wetterdienstes Nr. 147, Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach am Main
- BERG, H. (1948): Allgemeine Meteorologie, Dümmler Verlag, Bonn
- BERGE, H. (1958): Immissionsschäden an landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturen. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg
- BERNATZKY, A. (1968): Schutzpflanzungen zur Luftreinigung und Besserung der Umweltbedingungen. Baum-Zeitung 2, Nr. 3, 37-42
- BONKA, H. (1981): Fallout- und Washoutfaktor für Aerosole und Jod für einen Vergleich der Strahlenexposition durch radioaktive Emissionen aus Kernkraft- und Kohlekraftwerken. Vortrag im Seminar Radioökologie und Strahlenschutz, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes Berlin
- BOSSAVY, J. (1964): Les différents échelles de sensibilité des végétaux aux pollutions atmosphériques. Revue Forestière Française 3, 228-233
- BOVAY, E. und ZUBER, R. (1969): Über die Wirkung luftverunreinigender Stoffe auf Pflanzen. Schweizerische landwirtschaftliche Monatshefte Bern 47, 11, 502-507
- BOVAY, E. (1972): The effects of air pollutions on plants, animals and soil. Nature in Focus 13, 6-8

- BRENK, H.D. and VOGT, K.J. (1981): The Calculation of Wet Deposition from Radioactive Plumes. Nuclear Safety 22,3,1981
- BRIMBLECOMBE, P. and SPEDDING, D.J. (1974): The Absorption of Low Concentrations of Sulphur Dioxide into Aqueous Solutions. Tellus 26, 272-276
- BUCK, M. (1969): Untersuchungen über die Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen. Proceedings of the European Congress on the influence of air pollution on plants and animals. 1. Wageningen, April 22 to 27, 1968, pp. 53-73
- BUCK, M., IXFELD, H. und ELLERMANN, K. (1982): Die Veränderung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren im Rhein- Ruhr- Gebiet. Staub- Reinhalt. Luft 42, 2, 51-58
- BUNCH, D.F. (1966) Controlled Environmental Radioiodine Tests. Progress Report Number two - IDO-12053
- BUNCH, D.F. (1968): Controlled Environmental Radioiodine Tests. Progress Report Number three - IDO-12063
- BURSCHEL, P. (1977): Der Wald in seiner Umwelt. Rettet den Wald (Herausgeber: Stern, H.), Kindler Verlag, 94-109
- BUSCH, N.E. (1973): On the Mechanics of Atmospheric Turbulence. Workshop on Micrometeorology (Edited by Haugen, D.A.), American Meteorological Society, 1-66
- BUSINGER, J.A. (1973): Turbulent Transfer in the Atmospheric Surface Layer. Workshop on Micrometeorology (Edited by Haugen, D.A.), American Meteorological Society, 67-100

- CAWSE, P.A. and PEIRSON, D.H. (1972): An Analytical Study of Trace Elements in the Atmospheric Environment. AERE-R-7134, Health Physics and Medical Division, Atomic Energy Research Establishment, Harwell, Berkshire
- CAWSE, P.A. (1974): A Survey of Atmospheric Trace Elements in the U.K.: 1972-73. AERE-R-7669, AERE Harwell, Oxfordshire, England
- CAWSE, P.A. (1975): A Survey of Atmospheric Trace Elements in the U.K.: Results for 1974. AERE-R-8038, AERE Harwell, Oxfordshire, England
- CAWSE, P.A. (1976): A Survey of Trace Elements in the U.K.: Results for 1975. AERE-R-8398, AERE Harwell, Oxfordshire, England
- CHALUPA, V. (1961): Příspěvek k poznání listové produkce bukových a dubových porostů. Práce Výzkum. Úst. Lesn. ČSSR No. 23, 35-62
- CHAMBERLAIN, A.C. (1953): Experiments on the Deposition of Iodine 131 Vapour onto Surfaces from an Airstream, Phil. Mag. 44, 1145-1153
- CHAMBERLAIN, A.C. (1955): Aspects of travel and deposition of aerosol and vapour clouds. AERE-HP/R-1261
- CHAMBERLAIN, A.C. (1960): Aspects of the deposition of radioactive and other gases and particles. Auszug aus "Aerodynamic Capture of Particles" (Edited by Richardson, E.G.), Pergamon Press, New York
- CHAMBERLAIN, A.C. (1966): Transport of Gases to and from Grass and Grass-like Surfaces, Proc. Roy. Soc. A, 290, 236-265
- CHAMBERLAIN, A.C. and CHADWICK, R.C. (1966): Transport of iodine from atmosphere to ground. Tellus 18, 226-237

- CHAMBERLAIN, A.C. (1967): Transport of Lycopodium spores and other small particles to surfaces. Proc. Roy. Soc. A, 296, 45-70
- CHAMBERLAIN, A.C. (1975): The Movement of Particles in Plant Communities. Vegetation and the Atmosphere, Vol. 1 Principles (Edited by Monteith, J.L.), Academic Press, London, New York, San Francisco, 155-203
- CLINE, J.F., WILSON, D.O., HUNGATE, F.P. (1965): Effect of Physical and Biological Conditions on Deposition and Retention of ^{131}I on Plants, Health Phys. 11, 713-717
- CLOUGH, W.S. (1973): Transport of particles to surfaces. J. Aerosol Science 2, 227-234
- CLOUGH, W.S. (1975): The deposition of particles on moss and grass surfaces. Atmos. Env. 9, 1113-1119
- CRAIG, D.K., KLEPPER, B.L. and BUSCHBOM, R.L. (1976): Deposition of various plutonium compound aerosols onto plant foliage at very low wind velocities. Atmosphere-Surface Exchange of Particulate and Gaseous Pollutants (1974), Proceedings of a Symposium held at Richland, Washington, Sept. 4-6, 1974, Coordinators R.J. Engelmann et al., Printed in the United States of America, ERDA Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee, January 1976, pp. 244-263
- CRECILIOUS, E.A., ROBERTSON, D.E., ABEL, K.H., COCHRAN, D.A. and WEIMER, W.C. (1978): Atmospheric deposition of ^7Be and other elements on the Washington coast. Pacific Northwest Laboratory Annual Report for 1977 to the DOE Assistant Secretary for Environment: Ecological Sciences, PNL-2500 Pt 2, Batelle, Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA, 7.25-7.26
- CZAJA, A.Th. (1960): Die Wirkung von zerstäubtem Kalk und Zement auf Pflanzen. Qualitas Plant. et Mat. Vegetab. VII, 184-212

- CZAJA, A.Th. (1961): Zementwirkung auf Pflanzen. Die Entstehung der Zementkrusten. Qualitas Plant. et Mat. Vegetab. VIII, 201-238
- DAESSLER, H.G. (1976): Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Ursachen - Wirkungen - Gegenmaßnahmen. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena (Reihe "Umweltforschung")
- DAINES, R.H. et al. (1966): Pflanzen zeigen spezifische Luftverunreinigungen an. Naturwiss. Rundschau 19, H.9, S. 376
- DANA, M.T. (1970): Scavenging of soluble dye particles by rain. Precipitation Scavenging AEC Symposium Ser. 22, 137-147
- DANA, M.T. (1971): Washout of soluble dye particles. Pacific Northwest Laboratory Annual Report for 1970 to the USAEC Division of Biology and Medicine, Vol. II, Physical Science, Part 1, Atmospheric Sciences, 63-67, BNWL-1551 (II,1), Batelle, Pacific Northwest Laboratories, Richland, WA
- DANNEVIK, W.P., FRISELLA, S., GRANAT, L. and HUSAR, R.B. (1976): SO₂ measurements in the St. Louis region. 3rd Symposium on Atmospheric Turbulent Diffusion and Air Quality. Raleigh N.C. U.S.A.
- DAVIES, C.N. (1966a): Aerosol Science, Academic Press, London and New York
- DAVIES, C.N. (1966b): Deposition of aerosols from turbulent flow through pipes. Proceedings of the Royal Society of London, Series A, 289, 235-246
- DAVIDSON, C.I. (1977): The Deposition of Trace Metal-Containing Particles in the Los Angeles Area. Powder Technol. 18, 117-126

- DAVIDSON, C.I., CHU, L., GRIMM, T.C., NASTA, M.A. and QUAMOOS, M.P. (1981): Wet and dry deposition of trace elements onto the Greenland ice sheet. *Atmos. Env.* 15, 8, 1429-1437
- de BARTOLI, M. and GAGLIONE, P. (1972): Variability of the Wash-out ratio for some Fallout Radionuclides, Joint Research Center of the European Community, Ispra Establishment, Ispra Italy, IAEA-SM-181/25
- de WYS, J.N., HILL, A.C. and ROBINSON, E. (1978): Assessment of the fate of sulfur dioxide from a point source. *Atmos. Env.* 12, 633-639
- DOWLAND, H. and ELIASSEN, A. (1976): Dry deposition on a snow surface. *Atmos. Env.* 10, 783-785
- DROPPO, J.G. (1976): Dry deposition processes on vegetation canopies. *Atmosphere-Surface Exchange of Particulate and Gaseous Pollutants (1974)*, Proceedings of a Symposium held at Richland, Washington, Sept. 4-6, 1974, Coordinators R.J. Engelmann et al., Printed in the United States of America, ERDA Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee, January 1976, pp. 104-111
- DROPPO, J.G. and DORRAN, J.C. (1978): Dry deposition of gaseous pollutants from coal - fired power plants. Pacific Northwest Laboratory Annual Report for 1977 to the DOE Assistant Secretary for Environment: Atmospheric Sciences, PNL-2500, PT 3, Pacific Northwest Laboratory, Batelle, Richland, WA, pp. 1.27-1.29
- ELLENBERG, H. (1978): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*, Ulmer Verlag, Stuttgart
- ELLENBERG, H. (1982): *Mündliche Mitteilung von den Botanischen Anstalten der Universität Göttingen*
- ENGELMANN, R.J. (1965): The calculation of precipitation scavenging. USAEC Report BNWL-77, Batelle Northwest Laboratory

- ENGELMANN, R.J. (1966): Calculation of precipitation scavenging of particulates and gases from the atmosphere. Nuclear Safety 7, 3, 354-364
- ENGELMANN, R.J. (1970): Scavenging Prediction using Ratios of Concentrations in Air and Precipitation. Precipitation Scavenging, CONF-700601
- ERIKSON, E. (1960): The yearly circulation of chloride and sulfur in nature, Meteorological, Geochemical and Pedological Implications Part II, Tellus 12, 63-109
- FISCHER, G. und BRANTNER, H. (1968): Studien über die Bedeutung von Luftverunreinigungen für den Raum Graz. 2. Mitt.: Die Bedeutung der Luftverunreinigung für land- und forstwissenschaftliche Kulturen. Arch. f. Hygiene u. Bakteriologie 152, Nr. 5/6, S. 393-399
- FISHER, H.L. (1966): Deposition velocities of aerosols and vapours on Pasture Grass. Report UCRL-14702, TID 4500 UC-48
- FORTMANN, H. (1957): Beitrag zur Einwirkung von Staub aus Zementwerken auf Pflanzen und Boden. Inaugural - Dissertation, Hohe Landwirtschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich Wilhelms-Universität Bonn, Landwirtschaftsverlag GmbH, Hilstrup (Westf.)
- FOWLER, D. (1978): Dry deposition of SO_2 on agricultural crops. Atmos. Env. 12, 369-373
- FRIEDLANDER, S.K. and JOHNSTONE, H.F. (1957): Ind. Engng. Chem. 49, 1151
- FRITSCHEN, L.J. and EDMONDS, R. (1976): Dispersion of fluorescent particles into and within a Douglas Fir forest. Atmosphere-Surface Exchange of Particulate and Gaseous Pollutants (1974), Proceedings of a Symposium held at Richland, Washington, Sept. 4-6, 1974, Coordinators R.J. Engelmann et al., Printed in the United States of America, ERDA Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee, January 1976, pp. 280-301

- FUCHS, N.A. (1964): The Mechanics of Aerosols, translated by C.N. Davies, Pergamon Press
- FUQUAY, J.J. (1957): Meteorology as Related to Waste Disposal and Weapons Tests, HW-47721 A, Hanford Laboratories, General Electric Company, Richland, WA
- GALBALLI, I. (1971): Ozone profiles and ozone fluxes in the atmospheric surface layer. Quart. J. R. Met. Soc. 97, 18-29
- GARBER, K. (1965): Immissionsschäden an Pflanzen, Techn. Überwach. 6, 4, 125-126
- GARBER, K. (1974): Schwermetalle der Luftverunreinigung - Blei - Zink - Cadmium. Beeinflussung der Vegetation. Staub - Reinhaltg. Luft 34 (1), 1-7
- GARLAND, J.A., CLOUGH, W.S. and FOWLER, D. (1973): Deposition of Sulphur Dioxide on Grass, Nature, 242, 256-257
- GARLAND, J.A., ATKINS, D.H., READINGS, C.J. and CAUGHEY, S.J. (1974): Deposition of gaseous sulphur dioxide to the ground. Atmos. Env. 8, 75-79
- GARLAND, J.A. (1976): Dry deposition of SO₂ and other Gases. Atmosphere-Surface Exchange of Particulate and Gaseous Pollutants (1974), Proceedings of a Symposium held at Richland, Washington, Sept. 4-6, 1974, Coordinators R.J. Engelmann et al., Printed in the United States of America, ERDA Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee, January 1976, pp. 212-217
- GARLAND, J.A. and PENKETT, J.S. (1976): Absorption of Peroxy Acetyl Nitrate and Ozone by Natural Surfaces. Atmos. Env. 10, 1127-1131

- GARLAND, J.A. (1977): The dry deposition of sulphur dioxide to land and water surfaces. Proc. R. Soc. Lond. A 354, 245-268
- GARLAND, J.A. and BRANSON, J.R. (1977): The deposition of sulphur dioxide to pine forest assessed by a radioactive tracer method. Tellus 29, 445-454
- GARLAND, J.A. (1978): Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere. Atmos. Env. 12, 349-362
- GARLAND, J.A. and DERWENT, R.G. (1979): Destruction at the ground and the diurnal cycle of concentration of ozone and other gases. Quart. J. R. Met. Soc. 105, 169-183
- GEIGER, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. F. Vieweg u. Sohn, Braunschweig
- GEISS, H., VOGT, K.J., EHRLICH, H.G. und POLSTER, G. (1978): Neuere Ergebnisse von Ausbreitungsexperimenten mit 50 und 100 m Emissionshöhe. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz
- GEISS, H. (1982): Mündliche Mitteilung von der Kernforschungsanlage Jülich, Abteilung Sicherheit und Strahlenschutz
- GEYGER, E. (1964): Methodische Untersuchungen zur Erfassung der assimilierenden Gesamtoberfläche von Wiesen. Berichte des geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule Stiftung Rübel, 35. Heft, Bericht über das Jahr 1963, Redaktion H. Ellenberg, Zürich
- GIFFORD, F.A. and PACK, D.H. (1962): Surface deposition of airborne material. Nuclear Safety 3 (4), 76-89
- GRAEDEL, T.E. and FRANEY, J.P. (1974): Field measurements of submicron aerosol washout by rain. Precipitation Scavenging, ERDA Symposium Series 41, 503-523

- GRASS, A.J. (1971): Structural Features of Turbulent Flow over Smooth and Rough Boundaries. J. Fluid Mech. 50, 233
- GUDERIAN, R. (1966): Reaktionen von Pflanzengemeinschaften des Feldfutterbaues auf Schwefeldioxideinwirkungen. Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Essen, H. 4, S. 80-100
- GUDERIAN, R., KRAUSE, G.H.M. und KAISER, H. (1977): Untersuchungen zur Kombinationswirkung von Schwefeldioxid und schwermetallhaltigen Stäuben auf Pflanzen. Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Essen, H. 40, S. 23-30
- HAJDUK, J. und RUZICKA, M. (1969): Das Studium der Schäden an Wildpflanzen und Pflanzengesellschaften verursacht durch die Luftverunreinigung. Proceedings of the European Congress on the influence of air pollution on plants and animals. 1. Wageningen, 22.-27.4.1968
- HALES, J.M. (1972): Fundamentals of the Theory of Gas Scavenging by Rain. Atmos. Env. 6, 635-659
- HAWLEY, C.A. (1964): Controlled Environmental Radioiodine Tests. National Reactor Testing Station, IDO-12035
- HAWLEY, C.A. (1966): Controlled Environmental Radioiodine Tests at the National Reactor Testing Station. 1965, Progress Report, IDO-12047
- HEICHEL, G.H. and HANKIN, L. (1976): Roadside coniferous wind-breaks as sinks for vehicular lead emissions. J. Air Pollution Control Assoc. 26, 8, 767-770
- HEINEMANN, K., VOGT, K.J., ANGELETTI, L. (1976): Untersuchungen zur Ablagerung und Desorption von Jod auf Vegetation. Jül-1287

- HEINEMANN, K. and VOGT, K.J. (1980): Measurements of the deposition of iodine onto vegetation and of the biological half-life of iodine onto vegetation. Health Phys. 39, 463-474
- HENNEBO, D. (1955): Staubfilterung durch Grünanlagen. VEB Verlag Technik, Berlin
- HERBST, W. (1965): Filter- und Schutzwirkung des Waldes gegen radioaktive und andere Beimengungen der Atmosphäre. Forst- und Holzwirt 20 (10), 216-220
- HILL, A.C. (1971): Vegetation: a sink for atmospheric pollutants J. Air Pollut. Control Ass. 21, 341-346
- HILL, A.C. and CHAMBERLAIN, E.M. (1976): The Removal of Water Soluble Gases from the Atmosphere by Vegetation. Proc. Symp. on Atmosphere- Surface Exchange of Particles and Gases. ERDA Symp. Series NTIS, pp. 153-170
- HINDAWI, I.J. (1968): Injury by sulfur dioxide, hydrogen, fluoride as observed and reflected on vegetation in the field. J. Air Pollut. Control Ass. (APCA) 18, 5, 307-312
- HOEFKEN, K.D., GEORGII, H.W. und GRAVENHORST, G. (1981): Untersuchung über die Deposition atmosphärischer Spurenstoffe an Buchen- und Fichtenwald. Berichte des Instituts für Meteorologie und Geophysik der Universität Frankfurt/Main Nr. 46, Frankfurt
- HOFFMAN, F.O. (1973): Environmental variables involved with the estimation of the amount of ^{131}I in milk and the subsequent dose to the thyroid. IRS-W-6
- HOLLAND, P.K., SUGDEN, J. and THORNTON, K. (1974): The direct deposition of sulphur dioxide from the atmosphere. Pt. 2. Measurements at Ringinglow Bog and comparison with other results. Central Electricity Generating Board. North Western Region Scientific Services Dept. Research Note NW/SSD/RN/Ph/1/74

- HORBERT, M., VOGT, K.J. und ANGELETTI, L. (1976): Untersuchungen zur Ablagerung von Aerosolen auf Vegetation und anderen Grenzflächen. Jül-1288
- HORBERT, M. (1980): Klimatische und lufthygienische Aspekte des Landschaftsbaus in der Großstadt. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schr. R. des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 4, 21-52
- HORBERT, M. und KIRCHGEORG, A. (1980): Stadtklima und innerstädtische Freiräume am Beispiel des großen Tiergartens in Berlin. Bauwelt, Heft 36, 270-276
- HOSKER, R.P. (1973): Estimates of Dry Deposition and Plume Depletion over Forests and Grassland. Proceedings of the IAEA symposium on the physical behaviour of radioactive contaminants in the atmosphere, Wien, 12.-16. Nov. 1973, IAEA-SM-181/19
- HOSKER, R.P., Jr. and LINDBERG, S.E. (1982): Review: Atmospheric deposition and plant assimilation of gases and particles. Atmos. Env. 16, 5, 889-910
- HULL, A.P. (1966): Environmental Monitoring of I-131 in small Concentrations and some comparaisons with meteorological calculations. Health Phys. 12, 1317-1325
- HUSAR, R.B., LODGE, J.P. and MOORE, D.J. (1978): Sulfur in the atmosphere. Proc. Int. Symp. Dubrovnik, Sept. 1977, Atmos. Env. 12, 7-23
- ISLITZER, N.F. and DUMBAULD, R.K. (1963): Atmospheric diffusion - deposition studies over flat terrain. Int. J. Air Wat. Pollut. 7, 999-1022
- ISRAEL, G.W. (1974): Deposition velocity of gaseous fluorides on alfalfa. Atmos. Env. 8, 1329-1330
- ISRAEL, G.W. (1977): Differences in the accumulation of gaseous and particulate fluorine compounds by forage vegetation and limed filter paper samplers. Atmos. Env. 11, 183-188

- JARVIS, P.G., JAMES, G.B. and LANDSBERG, J.J. (1976): Coniferous Forest. Vegetation and the Atmosphere, Vol. 2, Case Studies (Edited by Monteith, J.L.), Academic Press London, New York, San Francisco, 171-239
- JENSEN, N.O. (1981): A micrometeorological perspective on deposition. Health Phys. 40, 887-891
- JOERG, F. (1968): Die Luftverunreinigung und ihr Einfluß auf die Vegetation - eine mikroskopische Studie am Beispiel der Karlsruher Waldstadt. Garten und Landschaft 78, 12, 417-420
- JONAS, R. (1975): Bestimmung des "Collection Kernel" von plattenförmigen Eiskristallen. Diplomarbeit für Meteorologie, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität zu Köln
- JONAS, R. (1978): Zur Problematik der Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf Vegetation und anderen Grenzflächen - eine Literaturstudie -. ZST-Bericht Nr. 272, Zentralabteilung Strahlenschutz, Kernforschungsanlage Jülich GmbH
- JONAS, R. (1978): Eine Literaturzusammenstellung über gemessene Ablagerungsgeschwindigkeiten von Gasen und Aerosolen auf verschiedenen Flächen, ZST-Ber. Nr. 281, KFA Jülich
- JONAS, R. (1981): Washoutkoeffizient von Aerosolen und Jod, eine Literaturübersicht, ASS-Bericht Nr. 341, Abteilung Sicherheit und Strahlenschutz, Kernforschungsanlage Jülich GmbH
- JONAS, R. und VOGT, K.J. (1981): Freilandversuche zur Messung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf Vegetation und anderen Probenahmeflächen - Dokumentation der Ergebnisse -. Jül-Spez-126
- JONAS, R. und VOGT, K.J. (1982): Untersuchungen zur Ermittlung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf Vegetation und anderen Probenahmeflächen. Jül-1780

- JOST, D. (1978): Art und Ausmaß der Immissionen. Natur und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 671-681
- JUDEIKIS, H.S. and STEWART, T.B. (1976): Laboratory measurement of SO_2 deposition velocities on selected building materials and soils. Atmos. Env. 10, 769-776
- JUDEIKIS, H.S. and WREN, A.G. (1977): Deposition of H_2S and dimethyl sulfide on selected soil materials. Atmos. Env. 11, 1221-1224
- JUNGE, C.E. (1963): Air Chemistry and Radioactivity, Academic Press, New York and London
- KELLER, T. (1967): Der Bleigehalt von Fichtennadeln als Indikator einer verkehrsbedingten Luftverunreinigung. Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen 118, 143-162
- KELLER, T. (1970): Auswirkungen der Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Schutz unseres Lebensraumes, Symposium der Technischen Hochschule in Zürich, vom 10. bis 12. November 1970
- KELLER, T. und ZUBER, R. (1970): Über die Bleiaufnahme und die Bleiverteilung in jungen Fichten. Forstwissenschaftliches Zentralblatt Berlin 89, 20-26
- KELLER, T. (1974): Über die Filterwirkung von Hecken für verkehrsbedingte staubförmige Luftverunreinigungen, insbesondere Bleiverbindungen. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 125, 10, 719-735
- KELLER, T. (1979): Der Einfluß langdauernder SO_2 -Begasungen auf das Wurzelwachstum der Fichte. Schweiz. Z. f. Forstwesen 130, 6, 429-435

- KERKER, M. and HAMPL, V. (1974): Scavenging of aerosol particles by a falling water drop and calculation of washout coefficients. J. Atmos. Sci. 31, 1368-1376
- KLOKE, A. (1978): Der Einfluß von Schadgasen und Schadstoffen auf die Vegetationsdecke. Natur und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 688-697
- KLUG, W. (1963): Zum vertikalen Windprofil. Beitr. Phys. Atm. 36, 226-253
- KNABE, W. (1978): Luftverunreinigungen und Waldwirtschaft. Natur und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 697-710
- KOZIMA, K., Ono, T. and YAMAJI, K. (1953): On the Size Distribution of Fog Particles in the Vicinity of a Fog- Preventing Forest. Studies on fog (Edited by Hori, T.), Hokkaido University, Sapporo, Japan, Publisher & Distributor Foreign Books Dept., Tanne Trading Co, Ltd, 311-326
- KREY, P.W. and TOONKELL, L.F. (1977): Scavenging ratios. Proc. Symp. on Precipitation Scavenging (1974), ERDA Symp. Series 41, 61-70
- Landesanstalt für Immissionsschutz (1980): Umweltbelastung durch Thallium-Untersuchungen in der Umgebung der Dyckerhoff-Zementwerke AG in Lengerich sowie anderer Thalliumemittenten im Lande NW.
- LANDOLT-BOERNSTEIN (1971): Zahlenwerte und Funktionen aus Physik, Chemie, Astronomie, Geophysik und Technik, 6. Aufl., Bd. II, 1, Berlin usw., Springer, S. 571
- LAI, K., DAYAN, N. and KERKER, M. (1978): Scavenging of aerosol particles by a falling water drop. J. Atmos. Sci. 35, 674-82
- LAMP, W. (1947): Untersuchungen über den Staubgehalt einer vom Krieg teilweise zerstörten Großstadt, Diplomarbeit TH Darmstadt

- LAMPADIUS, F. (1968): Die Bedeutung der SO_2 -Filterung des Waldes im Blickfeld der forstlichen Rauchschadentherapie. Wissenschaftl. Zeitschr. TU Dresden 17, H. 2, 503-511
- LEH, H.O. (1964): Pflanzenschäden durch Kraftfahrzeugabgase. Nachrichtenbl. d. Dt. Pflanzenschutzdienstes, Jg. 16, H. 2, Stuttgart, S. 23-25
- LIFTON, S.E. et al. (1960): Fission products field release test II. Report NARF 60-10T, 1960-US Air Force, Nuclear Aircraft Research Facility, operated by Convair, a division of General Dynamics Corporation
- LINDACKERS, K.H., BRESSER, H., ALBRACHT, J. (1965): Some theoretical and experimental results useful for estimation of inhalation radiation dose and environmental radioactive contamination. CONF 650407, 362-380, April 1965
- LINDBERG, S.E. and HARRIS, R.C. (1981): The Role of Atmospheric Deposition in an Eastern U.S. Deciduous Forest. Water, Air and Soil Pollution 16, 13-31
- LINZON, S. (1971): Effects of air pollution on vegetation. Introduction to the scientific study of atmospheric pollution (Edited by McCornac, B.M.), Dortrecht, Holland, D. Reidel Publish., 131-151
- LITTLE, P. (1977): Deposition of 2,75, 5 and 8,5 μm particles to plant and soil surfaces. Env. Poll. 12, 293-305
- LITTLE, P. and WIFFEN, R.D. (1977): Emission and deposition of petrol engine exhaust Pb-I. Deposition of exhaust Pb to plant and soil surfaces. Atmos. Env. 11, 437-447
- LOPATA, W.D. und ULRICH, D.H. (1975): Untersuchungen zu stofflichen und strukturellen Veränderungen an Pflanzen unter NO_2 -Einfluß. VDI Berichte Nr. 247, 76-80
- MARTIN, A. and BARBER, F.R. (1975): Exploratory measurements of the deposition of sulphur dioxide to a pine forest. SSD.MID.R. 44/75. Central Electricity Generating Board (Midlands)

- MASON, B.J. et al. (1971): ¹³¹I dairy cow uptake studies using a submicrometer synthetic dry aerosol (Project Sip). Radiological Health Laboratory Environmental Projection Agency
- MAY, F.G. (1958): The washout of Lycopodium spores by rain. Quart. J. Roy. Meteor. Soc. 84, 451-458
- MAY, K.R. and CLIFFORD, R. (1967): The impaction of aerosol particles on cylinders, spheres, ribbons and discs. Ann. Occup. Hyg. 10, 83-95
- MAYER, H. (1978): Kenngrößen des vertikalen Windprofiles in und über einem Fichtenwald. Agricultural Meteorology 19, 275-293
- MCMAHON, T.A. and DENISON, P.J. (1979): Empirical atmospheric deposition parameters - a survey. Atmos. Env. 13, 571-585
- MCNELIS, D.N. et al. (1971): Radioiodine field studies with synthetic aerosols. Radiological Research Program Southwestern Laboratory Environmental Projection Agency
- MEGAW, W.J. and CHADWICK, R.C. (1956): Some field experiments on the release and deposition of fission products and theoria. AERE-HPIM 114
- MEYER, F.H. (1982): Bäume in der Stadt. Ulmer Verlag, Stuttgart
- MIELKE, U. (1977): Die Wirkung von Luftverunreinigungen auf Pflanzen. Hercynia N.F. 14, H. 1, S. 84-100
- MITSCHERLICH, G. (1975): Wald, Wachstum und Umwelt, 3. Bd., J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 98-138
- MORRIS, J.B. and NICHOLLS, B. (1965): The deposition of iodine vapour on surfaces. CONF 650407, 142-178
- NIELSEN, O.J. (1981): A Literature Review on Radioactivity Transfer to Plants and Soil. RISØ-R-450
- OLSCHOWY, G. (1959): Maßnahmen zur Reinhaltung der Luft. Bulletin des Presse- und Informationsamtes der Bundesregierung, Bonn

- ORLANSKI, J. (1975): A rational subdivision of scales for atmospheric processes. Bull. Amer. Meteorol. Soc. 56. 527-530
- OURA, H. (1953a): On the Capture of Fog Particles by a Forest I. Studies on fog (Edited by Hori, T.), Institute of Low Temperature Science Hokkaido University, Sapporo, Japan, Publisher & Distributor Foreign Books Dept., Tanne Trading Co, Ltd, 239-252
- OURA, H. (1953b): On the Capture of Fog Particles by a Forest II. Studies on fog (Edited by Hori, T.), Institute of Low Temperature Science Hokkaido University, Sapporo, Japan, Publisher & Distributor Foreign Books Dept., Tanne Trading Co, Ltd, 253-259
- OWEN, P.R. and THOMSON, W.R. (1963): Heat transfer across rough surfaces. J. Fluid Mech. 15, 321-332
- OWERS, M.J. and POWELL, A.W. (1974): Deposition velocity of sulphur dioxide on land and water surfaces using a ^{35}S tracer method. Atmos. Env. 8, 63-67
- PASQUILL, F. (1974): Atmospheric Diffusion. The Dispersion of Windborne Material from Industrial and other Sources. 2nd Edition, Halsted Press: a division of John Wiley & Sons, New York, London, Sydney, Toronto
- PATTENDEN, N.J. (1974): Atmospheric concentrations and deposition rates of some trace elements measured in the Swansea/Neath/Port Talbot area. AERE-R-7729
- PAYRISSAT, M. and BEILKE, S. (1975): Laboratory measurements of the uptake of sulphur dioxide by different European soils. Atmos. Env. 9. 211-217
- PETIT, C., TRINITE, M. and VALENTIN, P. (1976): Study of turbulent Diffusion above and within a forest application in the case of SO_2 . Atmos. Env. 10, 1057-1063

- POLSTER, G. (1969): Erfahrungen mit Strahlungs-, Temperaturgradient- und Windmessungen als Bestimmungsgrößen der Diffusionskategorie. Meteorologische Rundschau 22, 6, 170-175
- PORSTENDÖRFER, J. (1979): Forschungsbericht 1978 bis 30.4.1979
"Radioaktive Aerosole und deren Deposition in der Biosphäre." Zentrales Isotopenlabor für biologische und medizinische Forschung der Univers. Göttingen, S. 8-14
- PRAHM, L.R., TORP, U. and STERN, R.M. (1976): Deposition and transformation rates of sulfur oxides during atmospheric transport over the Atlantic. Tellus 28, 355-371
- RANDERSON, D. (1976): Overview of regional-scale numerical models. Bull. Amer. Meteorol. Soc. 57, 797-804
- RANFT, H. (1971): Zur Rauhhärte von Gehölzen für die Industrieumgrünung. Dt. Gartenarchitektur 12, 2, 36-39
- RAUNER, J.L. (1976): Deciduous Forests. Vegetation and the Atmosphere, Vol. 2 Case Studies (Edited by Monteith, J.), Academic Press London, New York, San Francisco, 241-264
- RAYNOR, G.S., HAYES, J.V. and OGDEN, E.C. (1970a): Experimental Data on Dispersion and Deposition of Timothy and Corn Pollen from Known Sources. BNL-50226 (T-595), Brookhaven Natl. Lab., Upton, New York
- RAYNOR, G.S. HAYES, J.V. and OGDEN, E.C. (1970b): Experimental Data on Ragweed Pollen Dispersion and Deposition from Point and Area Sources. BNL-50224 (T-564), Brookhaven Natl. Lab., Upton, New York
- RAYNOR, G.S., HAYES, J.V. and OGDEN, E.C. (1971): Experimental Data on Dispersion and Deposition of Pollens from Low - Level Crosswind Line Sources. BNL-16334, Brookhaven Natl. Lab., Upton, New York

- RÖBIG, G., FORSTENDÖRFER, J. und AHMED, A. (1978): Einfluß der elektrischen Ladung auf das Abscheiden von Aerosolteilchen an Regentropfen. Institut für Biophysik, Strahlencentrum der Justus Liebig Universität, Gießen, Tagungsbericht der Gesellschaft für Aerosolforschung (GAF) 26.-28.09.1978, Wien
- SCHLINGER, W.G. and SAGE, B.H. (1953): Ind. Engng. Chem. 45, 657-661
- SCHNEIDER and HENDRICKS (1964): Rev. Sci. Instrum. 35 (10), 1349-1350
- SCHÖNBECK, H. (1960): Beobachtungen zur Frage des Einflusses von industriellen Immissionen auf die Krankheitsbereitschaft der Pflanze. Berichte aus der Landesanstalt für Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Bochum, S. 89-98
- SEHMEL, G.A. (1971): Particle diffusivities and deposition velocities over a horizontal smooth surface. J. Colloid and Interface Sc. 37, 891-906
- SEHMEL, G.A. (1972): Deposition velocities of resuspended particles. Pacific Northwest Laboratory Annual Report for 1971 to the U.S.A.E.C. Division of Biology and Medicine, Vol. II, Part I, BNWL-1651 PT 1, UC-53, 153-154
- SEHMEL, G.A. (1973): Particle eddy diffusivities and deposition velocities for isothermal flow and smooth surfaces. Aerosol Science 4, 125-128
- SEHMEL, G.A., SUTTER, S.L. and DANA, M.T. (1973): Dry deposition processes. Pacific Northwest Laboratory. Annual report for 1972 to the USAEC, Division of Biology and Medicine, Vol. II: Physical Sciences, Part 1, Atmospheric Sciences, BNWL-1751-1, Batelle Richland WA, 43-50

- SEHMEL, G.A. (1980): Particle and gas dry deposition: a Review. Atmos. Env. 14, 983-1011
- SERVANT, J. (1976): Deposition of atmospheric lead particles to natural surfaces in field experiments. Atmosphere-Surface Exchange of Particulate and Gaseous Pollutants (1974), Proceedings of a Symposium held at Richland, Washington, Sept. 4-6 1974, Coordinators, R.J. Engelmann et al., Printed in the United States of America, ERDA Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee, January 1976, pp. 87-96
- SHEPHARD, J.G. (1974): Measurement of the direct deposition of sulphur dioxide onto grass and water by the profil methods. Atmos. Env. 8, 69-74
- SHREFFLER, J.H. (1978): Factors affecting dry deposition of SO_2 on forests and grasslands. Atmos. Env. 12, 1497-1503
- SLINN, W.G.N. (1977): Some approximations for the wet and dry removal of particles and gases from the atmosphere. Water, Air and Soil Pollution 7, 513-543
- SMALL, S.H. (1959): Wet and dry deposition of fallout materials at Kjeller. Tellus 12, 308-314
- SMITH, F.B. (1973): A scheme for estimating the vertical dispersion of a plume from a source near ground level. Ch. XVII, Proc. of the Third Meeting of the Expert Panel on Air Pollution Modeling, N.A.T.O. Comitee on the Challenges of Modern Society, Paris, France, Oct. 2-3. (Proceedings no. 14, Air Poll. Techn. Info. Center, U.S.E.P.A., Research Triangle Park, North Carolina, 1973)

- SMITH, F.B. and HUNT, R.D. (1978): Meteorological aspects of the transport of pollution over long distances. Atmos. Env. 12, 461-477
- SPEEDING, D.J. (1969): Uptake of sulphur dioxide by barley leaves at low sulphur dioxide concentrations. Nature, Lond. 224, 1229-1231
- SPEEDING, D.J. (1972): Sulphur dioxide absorption by sea water. Atmos. Env. 6, 583-586
- SPIERINGS, F.H.G. (1971): Influence of fumigations with NO₂ on growth and yield of tomato plants. Neth. J. Pl. Path. 77, 194-200
- STEUBING, L. und KLEE, R. (1970): Vergleichende Untersuchungen zur Staubfilterwirkung von Laub- und Nadelgehölzen. Angew. Botanik 44, 73-85
- STEUBING, L. und KIRSCHBAUM, U. (1976): Immissionsbelastung der Straßenrandvegetation. Natur und Landschaft 51, 9, 239-244
- STEWART, N.G., OSMOND, R.G.D., CROOKS, R.N. and FISHER, E.M. (1957): The World-Wide Deposition of Long-Lived Fission Products from Nuclear Test Explosions. AERE HP/R 2354, Atomic Energy Establishment, Harwell, Berkshire, England
- TAKADI, Y. (1966): Some discussions on the Leaf Biomass of Forest Stands and Trees. Bull. For. Exp. Sta. Meguro, Tokyo No. 184, 135-161
- TA Luft (1974): Erste Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) vom 28.8.1974, Gemeinsames Ministerialblatt Nr. 24, Bonn-Bad Godesberg

- TA Luft (1983): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Änderung der 1. Allg. Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Techn. Anleitung zur Reinhaltung der Luft) vom 23.2.83, Ministerialblatt Nr. 6, 28.2.83, Karl-Haymanns-Verlag, Köln
- TENDRON (1964): Effects de la pollution sur les plantes et les animaux. Conférence Européenne sur la pollution de l'air. Rapport Général, édité par le Conseil Européen, Strasbourg, juin 24 - juillet 1, 1964, 1-27
- THOM, A.S. (1971): Momentum absorption by vegetation. Quart. J. R. Met. Soc. 97, 414-428
- THOM, A.S. (1975): Momentum, Mass and Heat Exchange of Plant Communities. Vegetation and the Atmosphere, Vol. 1 Principles (Edited by Monteith, J.L.), Academic Press, London, New York, San Francisco, 57-109
- THOMAS, M.D. (1964): Auswirkung der Luftverunreinigung auf Pflanzen. Auszug aus "Die Verunreinigung der Luft", herausgegeben von der World Health Organization, Verlag Chemie GmbH, Weinheim/Bergstr., 229-278
- THORNE, L. and HANSON, G.P. (1972): Species differences in rates of vegetal ozone absorption. Env. Poll. 3, 303-312
- TURNER, N.C., RICH, S. and WAGGONER, P.E. (1973): Removal of Ozone by Soil. J. Environ. Quality 2, 2, 259-264
- ULRICH, B., MAYER, R. und KHANA, P.K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Wald-ökosystemen im Solling, J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main

- UNSWORTH, M.H. and FOWLER, D. (1976): Field measurements of sulphur dioxide fluxes to wheat. Atmosphere-Surface Exchange of Particulate and Gaseous Pollutants (1974), Proceedings of a Symposium held at Richland, Washington, Sept. 4-6, 1974, Coordinators, R.J. Engelmann et al., Printed in the United States of America, ERDA Technical Information Center, Oak Ridge, Tennessee, January 1976, pp. 244-266
- VAN DROP, H., GUICHERIT, R. and LANTING, R.W. (1977): Some measurements of the vertical distribution of ozone in the atmospheric layer. Atmos. Env. 11, 65-71
- VAN EIMERN, J. (1982): Mündliche Mitteilung vom Institut für Bioklimatologie der Universität Göttingen
- VAN HAUT, H. (1961): Die Analyse von Schwefeldioxydeinwirkungen im Laboratoriumsversuch. Staub 21, 52-56
- VAN HAUT, H. und STRATMANN, H. (1970): Farbfotoatlas über Schwefeldioxydeinwirkungen an Pflanzen. Verlag W. Irrardet, Essen
- VAN HAUT, H. (1975): Kurzzeitversuche zur Ermittlung der relativen Phototoxizität von Stickstoffdioxid. VDI Berichte Nr. 247, 67-73
- VANSEVEREN, J.P. (1969): L'index foliaire et sa mesure par photoplanimétrie. Bull. Soc. Roy. Bot. Belgique 102 (2), 373-383
- VAUGHAN, B.E. (1976): Suspended particle interactions and uptake in terrestrial plants. Proc. Atmosphere-Surface Exchange of Particulate and Gaseous Pollutants - 1974. Symp., Richland, WA, 4-6 September 1974. Energy Research and Development Administration Symposium Series CONF-740921. National Technical Information Service, U.S. Dept. of Commerce, Springfield, VA, 228-243

- VOGT, K.J. (1970): Umweltkontamination und Strahlenbelastung aus kerntechnischen Anlagen. Jül-637-ST
- VOGT, K.J., HEINEMANN, K., NORDSIECK, H., POLSTER, G., ROHLOFF, F. und ANGELETTI, L. (1971): Jahresbericht 1970-1971, Ausbreitung und Ablagerung. Jül-807, S. 86
- VOGT, K.J., HEINEMANN, K., MATTHES, W., POLSTER, G., STOEPLER, M. und ANGELETTI, L. (1973) Untersuchungen zur Ablagerung von elementarem und organisch gebundenem Jod auf Gras. Jül-999-ST
- VOGT, K.J., ANGELETTI, L., HEINEMANN, K., HORBERT, M., MATTHES, W., POLSTER, G. und STOEPLER, M. (1974): Untersuchungen zur Ablagerung von Jod und Aerosolen auf Vegetation und anderen Grenzflächen. Jül-1144-ST
- VOILLEQUE, P.G., ADAMS, D.R. and ECHO, J.B. (1970): Transfer of krypton-85 from air to grass. Health Phys. 19, 835
- WALDRON, A.W., Jr. (1971): Expected Instantaneous Surface Line Source and Point Source Behaviour in a Forest Environment. U.S. Army Test and Evaluation Command Technical Note DTC-TN-72-601, AD-887 032, Aug. 1971
- WEIHE, J. (1976): Benetzung und Interzeption von Buchen- und Fichtenbeständen in NW. Allg. Forst- u. J. Ztg., 147, 12, 235-240
- WENTZEL, K.F. (1968): Empfindlichkeit und Resistenzunterschiede der Pflanzen gegenüber Luftverunreinigung. Forstarchiv 39, H. 9, S. 189-194
- WESLEY, M.L., HICKS, B.B., DANNEVICK, W.P., FRISELLA, S. and HUSAR, R.B. (1977): An eddy-correlation measurement of particulate deposition from the atmosphere. Atmos. Env. 14, 561-563

- WHITE, E.J. and TURNER, F. (1970): A method of estimating income of nutrients in a catch of airborne particles by a woodland canopy. *J. Appl. Ecol.* 7, 441-461
- WHITTAKER, R.H. and WOODWELL, G.M. (1967): Surface area relations of woody plants and forest communities. *Amer. J. Bot.* 54 (8), 931-939
- WILBRANDT, P.J. (1975): Bestimmung der spezifischen Ozonzerstörungsrate über der Buschsteppe und des Ozonflusses in diese Oberfläche mit Hilfe von Ozon- und Temperaturprofilmessungen an einem 120 m Mast in Tsumeb (S.W.A.). *Mtt. Max Planck Institut Aeronomie*, Bd. 54, Springer, Berlin
- WILSON, D.W., WARD, G.M. and JOHNSON, J.E. (1967): Fallout ¹³⁷Cs: Direct aerial transfer as an important source of foliar deposition. *Radiation Botany* 7, 312-319. Pergamon Press Ltd, Printed in Great Britain
- WOLF, M.A. and DANA, M.T. (1969): Experimental studies on precipitation scavenging. Batelle-Northwest Annual Report, USAEC Report BNWL-1051 (Pt 1), pp. 18-25, Pacific Northwest Laboratory
- YOUNG, J.A. (1978): The rates of change of pollutant concentrations downwind of St Louis. Pacific Northwest Laboratory Annual Report for 1977 to the DOE Assistant Secretary for Environment: Atmospheric Sciences, PNL-2500 Pt 3, Batelle, Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA, pp. 1.35-1.39
- YOSIDA, Z. and KUROIWA, D. (1953): Wind Force on a Conifer Tree and the Quantity of Fog Water thereby Captured. *Studies on fog* (Edited by Hori, T.), Institute of Low Temperature Science Hokkaido University, Sapporo, Japan, Publisher & Distributor Foreign Books Dept., Tanne Trading Co, Ltd, 261-278

ZAHN, R. (1975): Begasungsversuche mit NO₂ in Kleingewächshäusern. VDI Berichte Nr. 247, 74-76

ZIMBRICK, J.D. and VOILLEQUE, P.G. (1969): Controlled Environmental Radioiodine Tests at the National Reactor Testing Station. Progress Report Number four - IDO-12065

ZOLLER, H. (1982): Die Pflanze und die Stadt. Grün soll die Erde bleiben, Jahresgabe 1982 der Estel Hoesch Werke AG, Dortmund, Verlag Mensch und Arbeit, Robert Pfützner GmbH, München, 62-66

11 Symbolverzeichnis

$a(z)$	= Vertikalverteilung des Blattflächenindex
a_p	= auf zylindrischen Stäben pro Zeiteinheit abgelagerte Teilchenmenge (Ci/s)
a_w	= mittlerer Gesamtblattflächenindex
a_0, a_1, a_2, a_3	= Koeffizienten des Polynoms (126)
b	= Koeffizient in (7)
b_0, b_1	= Koeffizienten in (72)
c	= Proportionalitätskonstante (75)
c_N	= Konstante (103), (104)
c_0	= 1 g/cm ³ (Normierungsfaktor Gl. (77))
c_1	= Cunningham'sche Konstante
d	= Partikeldurchmesser (μm)
d_a	= aerodynamischer Durchmesser (μm)
dd	= Windrichtung ($^\circ$)
d_j	= Düsendurchmesser (μm)
ds	= Bremsweg (cm)
ds_+	= dimensionsloser Bremsweg
d_z	= Durchmesser eines Zylinders (33) (μm)
d_T	= Durchmesser eines Tropfens (μm)
f	= Frequenz (s ⁻¹)
f_1, f_2, f_3	= Funktionen (32)
f_v	= Proportionalitätskonstante (Tab. 19) (cm ² /g)

g	= Erdbeschleunigung (cm/s^2)
$g_h(x)$	= Funktionen (139), (140)
h	= Höhe der Bäume (m)
h_m	= Höhe des Zentrums der Baumkronen (m)
h_o	= mittlere Höhe der Baumstämme (m)
k	= v. Karman-Konstante ($k=0,4$)
l	= mittlere freie Weglänge der Luftmoleküle (cm)
m	= Koeffizient in (47)
m_1, m_2	= Koeffizienten in (140)
n	= Anzahl der Baumarten
n_1, n_2	= Koeffizienten in (140)
p	= Abschattungsfaktor
p_{ij}	= Anteil der Grundfläche der Baumart i an der Gesamtfläche des Waldes am Ort j (%)
p_y, p_z	= Ausbreitungskoeffizienten
p_1	= Abschattungsfaktor für Überlagerung der Blätter eines Baumes
p_2	= Abschattungsfaktor für Überlagerung der Baumkronen
q	= Koeffizient zur Charakterisierung des Beitrages von Quellen, z.B. Boden (ppm d^{-1}) (85)
q_y, q_z	= Ausbreitungskoeffizienten
r	= Partikelradius (μm) oder (cm)
r_+	= dimensionsloser Partikelradius
r_a	= aerodynamischer Widerstand (s/cm)
r_b	= Verhältniswert der Widerstände gemäß (41)

r_g	= Gesamtwiderstand (Kehrwert der Transportgeschwindigkeit oder Ablagerungsgeschwindigkeit) (s/cm)
r_m	= Widerstand an den Wänden der Schließzellen und zum Kennzeichnen chemischer Reaktionen im Zellinneren (s/cm)
r_s	= Widerstand zur Charakterisierung der Aufnahme von Gasen durch die Stomata (s/cm)
r_A	= Widerstand in der Schicht zwischen der Höhe z_1 , wo die zeitintegrierte Konzentration gemessen wird, und der Obergrenze der Vegetation (44) (s/cm)
r_B	= Widerstand unmittelbar an der Grenzschicht zur Vegetation (44) (s/cm)
r_o	= Widerstand zur Beschreibung von chemischen Reaktionen von Gasen auf der Epidermis (s/cm)
s	= Koeffizient (47)
t	= Expositionsdauer (s bzw. d)
u	= Windgeschwindigkeit, auch Ausbreitungsgeschwindigkeit (m/s)
$\bar{u}_g$	= mittlere Windgeschwindigkeit über einer Vegetationsschicht (m/s)
u_j	= Windgeschwindigkeit am Ort j in 50 m über freiem Gelände (m/s)
$u_{Jü}$	= am Wasserturm der KFA Jülich in 50 m gemessene mittlere Windgeschwindigkeit von 4,8 m/s
u_o	= Windgeschwindigkeit im ungestörten Zustand (30) (m/s)
u_1	= Windgeschwindigkeit in der Höhe z_1 (m/s)
$u(50)$ Wald bzw. $u(50)$ freies Gelände	= Ausbreitungsgeschwindigkeit über Wald bzw. freiem Gelände in 50 m Höhe (Tab. 57)

u_*	= Schubspannungsgeschwindigkeit (cm/s)
u_{*G}	= Schubspannungsgeschwindigkeit über Gras (cm/s)
u_{*I}	= integraler Mittelwert der Schubspannungsgeschwindigkeit in Baumbeständen (cm/s)
v_g	= Ablagerungsgeschwindigkeit (cm/s)
v_+	= dimensionslose Ablagerungsgeschwindigkeit
v_{g_i}	= Ablagerungsgeschwindigkeit über der Baumart i am Ort j (cm/s)
$\overline{v_{g_j}}$	= mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit am Ort j (cm/s)
v_{gG}	= mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras (cm/s)
v_{gG_j}	= mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras am Ort j (cm/s)
$v_{gG_{Jü}}$	= mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras für Jülich (cm/s)
$v_{g_{Kl}}$	= mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit auf Klee (cm/s)
$v_{g_{W_j}}$	= mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit über einem Waldgebiet am Ort j (cm/s)
v_s	= Sinkgeschwindigkeit (cm/s)
v_w	= integrale Ablagerungsgeschwindigkeit (cm/s)
v_D	= auf die Schubspannungsgeschwindigkeit normierte Ablagerungsgeschwindigkeit ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1} \text{s}^{-1}$) ($v_D = v_g/D$)
v_R	= Tropfensedimentationsgeschwindigkeit (cm/s) oder (m/s)
v'	= Radialkomponente der Wurzel des Quadrates der mittleren Windgeschwindigkeitsfluktuation (cm/s)

v'_+	= Radialkomponente der Wurzel des Quadrates der mittleren Windgeschwindigkeitsfluktuation (dimensionslose Form)
v_{50}	= Windgeschwindigkeit in 50 m (m/s)
v_{10}	= Windgeschwindigkeit in 10 m (m/s)
w	= vertikale Windgeschwindigkeit (m/s)
x	= kartesische Koordinate (Ausbreitungsrichtung) (m)
y	= kartesische Koordinate (m)
z	= kartesische Koordinate (Höhe) (m)
z_0	= Rauigkeitslänge (cm)
z_{oc}	= Höhe unmittelbar über der Depositionsfläche (9) (cm)
z_∞	= Höhe über dem Bewuchs, bei der bereits eine totale Reflektion des Schadstoffes erfolgt ist (cm)
z_v	= Höhe aus Rauigkeitslänge und Nullpunktsverschiebung (cm)
z_+^*	= dimensionslose Höhe
A	= von der Luzerne absorbierte Konzentration von Fluorverbindungen (ppm)
A_B	= Konstante (113)
A_1	= Aktivität auf Blättern mit der Oberfläche F_1 (Ci)
A_2	= Aktivität auf Gras (Ci)
A_K	= Term in (80)
B	= biologischer Qualitätsfaktor (cm^2/g)
$C(x, h)$	= Konzentration am Ort mit der Koordinate x und in der Höhe $z = h$ (g/cm^3)

- $C_a(z_\infty)$ = Partikelkonzentration über dem Bewuchs in der Höhe $z = \infty$, bei der eine Änderung des vertikalen Gradienten der Konzentration schon zu vernachlässigen ist, d.h. bei der eine totale Reflektion vorliegt (g/cm^3)
- C_i = Kupfersulfatkonzentration für ein Aerosolspektrum mit dem repräsentativen Durchmesser d_i (g pro 100 ml Wasser)
- C_p = Partikelkonzentration (g/cm^3) bzw. (Ci/cm^3)
- C_t = Fallwirkungsgrad
- C_{Alf} = von der Luzerne absorbierte Konzentration von gasförmigen Fluorverbindungen (ppm/g)
- C_G = Konzentration von gasförmigen Fluorverbindungen in der Luft ($\mu\text{g m}^{-3}$)
- C_{Hf} = mittlere Fluoridkonzentration der Luft (ppm)
- C_P = Konzentration von aerosolgebundenen Fluorverbindungen in der Luft ($\mu\text{g m}^{-3}$)
- C_V = Anteil von Partikeln, der von der Vegetation pro Sekunde herausgefiltert wird (s^{-1})
- D = (mittlere) Trockenmasse der Vegetation (g/cm^2)
- D_G = mittlere Trockenmasse des Grases (g/cm^2)
- DK = Diffusionskategorie
- D_{Kl} = mittlere Trockenmasse des Klees (g/cm^2)
- D_L = Akkumulationsrate ($\mu\text{g dm}^{-2} \text{d}^{-1}$)
- D_N = Trockenmasse des Grases von $0,017 \text{ g/cm}^2$
- D_W = Ablagerung durch Washout pro Zeit- und Flächeneinheit ($\text{Ci cm}^{-2} \text{s}^{-1}$) bzw. ($\text{g cm}^{-2} \text{s}^{-1}$)
- E = Abscheidegrad an Zylindern

$E(r,R)$	=	Einfangwirkungsgrad zwischen Partikel und Tropfen
E_j	=	Einfangwirkungsgrad (73)
E_{Di}	=	Abscheidegrad durch molekulare Diffusion
E_{Int}	=	Abscheidegrad durch Interzeption
E_T	=	Abscheidegrad durch Trägheitseffekte
F	=	relative Feuchte (%)
F_H	=	kinematischer Wärmefluß ($^{\circ}\text{C m/s}$)
F_1	=	Oberfläche der Blätter (m^2)
$F_h(z_0,x)$	=	Funktion in (139)
G	=	Gewicht der Pflanze pro Grundflächeneinheit (g/cm^2)
H	=	Emissionshöhe (m)
H_V	=	Höhe der Vegetation (cm)
I	=	zeitintegrierte Luftkonzentration (Ci s cm^{-3}) bzw. (gs cm^{-3})
$\bar{I}$	=	mittlere zeitintegrierte Luftkonzentration (Ci s/m^3) oder (gs/m^3)
I_N	=	Niederschlagsintensität (mm/h)
K	=	auf der Probenahmefläche pro cm^2 Boden abgelagerte Gas- oder Aerosolmenge (Ci cm^{-2}) bzw. (g cm^{-2})
K_m	=	molekularer Diffusionskoeffizient (cm^2/s)
K_t	=	von der Höhe abhängiger turbulenter Diffusionskoeffizient, auch als Scheindiffusionskoeffizient bezeichnet (cm^2/s)
K_V	=	Depositionsrate auf die Pflanzenblätter ($\mu\text{Ci/g/s}$)
L	=	Monin-Obukhov'sche Stabilitätslänge (m)

M_f	= Mischungsverhältnis
N	= resultierender Fluß der Aerosole oder Gase zum Boden bzw. zur Vegetation ($C_i \text{ cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$) oder ($\text{g cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
N_t	= turbulenter Schadstofffluß zum Boden ($C_i \text{ cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$) oder ($\text{g cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$)
$N_{D_T} dD_T$	= Anzahl der Tropfen vom Durchmesser D_T (cm^{-3}) bzw. (m^{-3}) (bezogen auf die Volumeneinheit)
N_P	= Anzahl der eingefangenen Partikel
$N_R dR$	= Anzahl von Tropfen im Radiusintervall zwischen R und $R + dR$ pro Einheitsvolumen Luft (cm^{-3}) bzw. (m^{-3})
Pe	= Pécletzahl
P_G	= Probenahmefläche des Grases (m^2)
$Q(x)$	= ortsabhängiger Quellterm (C_i)
Q_G	= Akkumulationskoeffizient für gasförmige Fluorverbindungen ($\text{ppm m}^3 \mu\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$)
Q_P	= Akkumulationskoeffizient für an Partikel angelagerte Fluorgase ($\text{ppm m}^3 \mu\text{g}^{-1} \text{ d}^{-1}$)
Q_o	= konstante Quellstärke (C_i)
R	= Tropfenradius (μm)
Re	= Reynolds'sche Zahl
Re_D	= Reynolds'sche Zahl eines Regentropfens
R_K	= universelle Gaskonstante ($\text{erg Mol}^{-1} \text{ grad}^{-1}$)
Re'	= Reynolds'sche Zahl im Windkanal (61) bzw. (67)
Ri	= Richardsonzahl
ΔS	= Strahlungsbilanz ($\text{cal cm}^{-2} \text{ Min}^{-1}$)

Sh	= Sherwood-Zahl
St	= Stanton-Zahl
T	= Temperatur ($^{\circ}\text{C}$)
ΔT	= Temperaturgradient ($^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$)
$\overline{U}_j$	= mittleres Verhältnis zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf dem Wald und der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras am Ort j (134)
U_{BG}	= Verhältnis zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen und auf Gras (130)
U_{BGR}	= Verhältnis zwischen der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen und auf Gras mit einer repräsentativen Trockenmasse von $0,017\text{ g/cm}^2$ (132)
V	= Gesamtvolumen aller Teilchen (μm^3)
V_f	= Volumen der gelösten Substanz (cm^3)
V_{fl}	= Volumen des Lösungsmittels (cm^3)
V_j	= Volumen von n_j Teilchen in Kanal j (μm^3)
V_T	= Volumen eines erzeugten Tropfens (cm^3) bzw. (μm^3)
$\dot{V}$	= Volumenstrom (cm^3/Min)
W	= Washoutfaktor
X	= Anzahl der Partikel pro m^3 multipliziert mit der Expositionsdauer (s/m^3)
Y	= Zylinderprojektionsfläche (cm^2)
α	= Koeffizient in (22)
α_s	= Sonnenhöhe ($^{\circ}$)

α_v	= Absorptionskoeffizient mit der Dimension einer Geschwindigkeit (cm/s) (28) und (29)
$\alpha_0, \alpha_1, \alpha_2, \alpha_3$	= Koeffizienten in (125)
α'	= Absorptionskoeffizient
β	= Koeffizient in (52)
β'	= Koeffizient in (73)
γ	= im Zusammenhang mit der Proportionalität der Ablagerungsgeschwindigkeit von der Schubspannungsgeschwindigkeit auftretender Exponent
γ'	= Koeffizient in (73)
δ	= Nullpunktverschiebung ("zero displacement") (cm)
ϵ	= Diffusionskoeffizient (enthält molekulare und turbulente Diffusion) (cm ² /s)
ζ	= Abstand von den Rohrwänden in (56) bis (63) (cm)
ζ_+	= dimensionsloser Abstand
η	= dynamische Viskosität der Luft (g cm ⁻¹ s ⁻¹)
$\bar{\theta}$	= mittlere potentielle Temperatur (°C) bzw. (K)
θ_N	= Koeffizient (104)
Λ	= Washoutkoeffizient (s ⁻¹)
Λ_G	= Depositionskoeffizient für gasförmige Fluoride (m ³ dm ⁻² d ⁻¹)
Λ_P	= Depositionskoeffizient für aerosolgebundene Fluoride (m ³ dm ⁻² d ⁻¹)
μ	= im Zusammenhang mit der Proportionalität der Ablagerungsgeschwindigkeit von der relativen Feuchte auftretender Exponent

ν	= im Zusammenhang mit der Proportionalität der Ablagerungsgeschwindigkeit von der Trockenmasse auftretender Exponent
ν_L	= kinematische Viskosität der Luft (cm^2/s)
ξ	= Parameter für Resuspension
ρ	= Exponent (96)
ρ_p, ρ_L	= Dichte des Partikels bzw. der Luft (g/cm^3)
ρ_o	= $1 \text{ g}/\text{cm}^3$ (Normierungsfaktor Gl. (77))
σ	= Streuparameter (93) (m)
σ_y, σ_z	= horizontaler bzw. vertikaler Streuparameter (Ausbreitungsrechnung) (m)
τ	= Relaxationszeit (s)
τ_+	= dimensionslose Relaxationszeit
τ_*	= Schubspannung (dyn/cm^2)
φ	= Koeffizient in (47)
$\Phi_M \left(\frac{z}{L} \right)$	= Funktion zur Charakterisierung der Windscherung (3)
$X(z)$	= Partikel- oder Gaskonzentration in der Höhe z (Ci/cm^3) bzw. (g/cm^3)
$\bar{X}$	= mittlere Schadstoffkonzentration (Ci/cm^3) bzw. (g/cm^3)
$X(\xi)$	= Konzentration im Abstand ξ von den Rohrwänden (g/cm^3)
X_M	= Konzentration im Mittelpunkt eines Rohres (g/cm^3)
X_o	= Konzentration unmittelbar über der Depositionsfläche (Ci/cm^3) bzw. (g/cm^3)

- x_1 = Konzentration in der Höhe z_1 , z.B. $z = 1$ m
(Ci/cm³) bzw. (g/cm³)
- x_* = charakteristischer Scale für die turbulenten
Schwankungen der Partikel- oder Gaskonzentration
(Ci/cm³) bzw. (g/cm³)
- x_+ = dimensionslose Schadstoffkonzentration
- $\overline{x'w'}$ = Kovarianz der Partikelkonzentration mit der
vertikalen Windgeschwindigkeit w (g cm⁻² s⁻¹)
bzw. (Ci cm⁻² s⁻¹)
- ϕ = Stokes'sche Zahl
- $\psi_H(\frac{z}{L})$ = von der Monin Obukhov'schen Stabilitätslänge L
abhängige Funktion, die den Einfluß der Schich-
tung auf das Konzentrationsprofil beschreibt (9)
- $\psi_M(\frac{z}{L})$
bzw. $\psi_M(\frac{z_0}{L})$ = von der Monin Obukhov'schen Stabilitätslänge ab-
hängige Funktionen, die den Einfluß der Schich-
tung auf das Windprofil beschreiben
- $\omega(z)$ = elementare Ablagerungsgeschwindigkeit (cm/s)
 $(\frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Laubfläche}}{\text{Partikelkonzentration}})$
- $\mathcal{D}$ = Durchmesser eines Rohres (cm)
- $\mathcal{R}$ = Radius eines Rohres (cm)
- $\mathcal{R}_+$ = dimensionsloser Radius
- $\mathcal{L}$ = Loschmidt'sche Zahl (Mol⁻¹)

12 Tabellen- und Abbildungsverzeichnis

12.1 Verzeichnis der Tabellen

- Tab. 1: Einfluß von molekularer Diffusion, Interzeption und Trägheitseffekten auf den Ablagerungsprozeß (Jonas und Vogt 1982)
- Tab. 2: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Gras, Korn und Gemüse
- Tab. 3: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Wäldern
- Tab. 4: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Wasser
- Tab. 5: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Schnee
- Tab. 6: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf künstlichen Oberflächen und Erdböden
- Tab. 7: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid (großräumige Ablagerung, nicht genau definierte Grenzflächen)
- Tab. 8: Ablagerungsgeschwindigkeit von Flour und anderen Gasen, ausgenommen Schwefeldioxid und Ozon
- Tab. 9: Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon (Laborversuche)
- Tab. 10: Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon (Windkanalversuche)
- Tab. 11: Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon (Freilandmessungen)
- Tab. 12: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod (Experimente im Windkanal)
- Tab. 13: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod auf Vegetation (Freilandmessungen)

- Tab. 14: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod auf künstlichen Grenzflächen, Erdboden und Sand (Freilandmessungen)
- Tab. 15: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod auf Schnee, Erdboden und Sand (Freilandmessungen)
- Tab. 16: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod (Labormessungen)
- Tab. 17: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod - Kernwaffenversuche - Reaktorunfälle - Routinemessungen
- Tab. 18: Ablagerungsgeschwindigkeit von Spaltjod und Methyljodid
- Tab. 19: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - Vegetation, ausgenommen Bäume
- Tab. 20: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - künstliche Grenzflächen
- Tab. 21: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf dem Erdboden und auf Sand (Experimente im Windkanal)
- Tab. 22: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - Vegetation, ausgenommen Wälder
- Tab. 23: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - künstliche Grenzflächen
- Tab. 24: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandversuche, Erdboden und Sand
- Tab. 25: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - Wasser und Schnee
- Tab. 26: Aerosolablagerungsuntersuchungen an Bäumen
- Tab. 27: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - großräumige Ablagerung, Langzeitmessungen

- Tab. 28: Durchmesserbereiche für aerosolgebundene Luftverunreinigungen
- Tab. 29: Repräsentativer Durchmesser polydisperser Aerosole in Abhängigkeit von der Konzentration der Kupfersulfatlösung (Prallplattenabstand 2,3 cm)
- Tab. 30: Meteorologische Daten zu den Feldversuchen
- Tab. 31: Emissionsdaten, Betriebsdaten und Aerosoldurchmesser zu den Freilandversuchen mit dem Berglund-Liu-Generator
- Tab. 32: Emissionsdaten, Betriebsdaten und Aerosoldurchmesser zu den Freilandversuchen mit dem Zweistoffdüsengenerator
- Tab. 33: Mittelwerte zu den Ablagerungsversuchen (Horbert et al. 1976)
- Tab. 34: Mittelwerte zu den Ablagerungsversuchen
- Tab. 35: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Rotbuchen und Gras
- Tab. 36: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Hainbuchen und Gras
- Tab. 37: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Roteichen und Gras
- Tab. 38: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Stieleichen und Gras
- Tab. 39: Vergleich zwischen der Ablagerung auf dem Spitzblättrigen Ahorn und auf Gras
- Abb. 40: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Roßkastanien und Gras
- Tab. 41: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Birken und Gras

- Tab. 42: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Fichten und Gras
- Tab. 43: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Waldkiefern und Gras
- Tab. 44: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Japanischen Lärchen und auf Gras
- Tab. 45: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Europäischen Lärchen und auf Gras
- Tab. 46: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Weißtannen und Gras
- Tab. 47: Mittelwerte der Vergleichsfaktoren zwischen der Ablagerung auf Bäumen und auf Gras
- Tab. 48: Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras (angepaßte Werte)
- Tab. 49: Vergleich der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Klee, Erdboden, künstlichen Oberflächen und Wasser mit der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras
- Tab. 50: Verhältnis: Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen mit repräsentativem Blattflächenindex zu Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras (Trockenmasse 170 g/m^2)
- Tab. 51: Holzartenverteilung einiger Wälder in der Bundesrepublik Deutschland
- Tab. 52: Ablagerungsfaktoren für einige Waldgebiete in der Bundesrepublik Deutschland und der Stadt Berlin
- Tab. 53: Ablagerungsfaktoren für Wälder aus Eichen und Hainbuchen in Belgien
- Tab. 54: Zusammenfassung der Literaturwerte über die Ablagerungsgeschwindigkeit von Gasen

- Tab. 55: Ablagerung von Schadstoffen im Ruhrgebiet und Filterwirkung von ebenen Oberflächen und Vegetation
- Tab. 56: Mittlere Ausbreitungsgeschwindigkeit und vertikale Ausbreitungskoeffizienten in Abhängigkeit von der Diffusionskategorie für eine Emissionshöhe von 50 m (Standort Jülich)
- Tab. 57: Falloutfaktoren für einige Waldgebiete in der Bundesrepublik Deutschland und der Stadt Berlin
- Tab. 58: Falloutfaktoren für den Transport von aerosolgebundenen Stoffen über Gras
- Tab. 59: Entfernung des Maximums der Luftkonzentration in Bodennähe von der Emissionsquelle
- Tab. 60: Halbwertsentfernung für die Abreicherung von Partikelkonzentrationen in einigen Waldgebieten der Bundesrepublik Deutschland und der Stadt Berlin
- Tab. 61: Falloutverluste während des Transportes von Partikeln über Erdboden- und Wasseroberflächen
- Tab. 62: Falloutverluste während des Transportes von Gasen
- Tab. 63: Empfindlichkeit der bei den Ablagerungsuntersuchungen vorgekommenen Bäume nach Literaturangaben

Bemerkung: Die Tabellen 2 bis 27 enthalten aus der Literatur entnommene Werte der Ablagerungsgeschwindigkeit

12.2 Verzeichnis der Abbildungen

- Abb. 1 Depositionsgeschwindigkeit v_g in Abhängigkeit von dem Teilchendurchmesser d für Oberflächen mit unterschiedlicher Mikrostruktur (Ahmed 1979)
- Abb. 2 Schematische Darstellung des Berglund-Liu-Generators
- Abb. 3 Generator zur Erzeugung variabler Aerosolspektren (Horbert et al. 1976)
- Abb. 4 Mit dem Royco-Partikelzähler aufgenommenes Aerosolspektrum von Ölsäurepartikeln
- Abb. 5 Schematische Darstellung eines polydispersen Aerosolspektrums (Feldversuch Nr. 18)
- Abb. 6 Durchmesser-Volumenverteilung des polydispersen Aerosolspektrums (Abb. 5)
- Abb. 7 Fotografische Aufnahme des umgebauten Berglund-Liu-Generators
- Abb. 8 Fotografische Aufnahme des umgebauten Berglund-Liu-Generators
- Abb. 9 Auf die Schubspannungsgeschwindigkeit und die Trockenmasse normierte Ablagerungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser
- Abb. 10 Auf die Schubspannungsgeschwindigkeit und die Trockenmasse normierte Ablagerungsgeschwindigkeit und Partikeldurchmesser (Umkehrabbildung zu Abb. 9)
- Abb. 11 Meßwerte der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras und Ausgleichskurve

- Abb. 12 Vergleich der in Jülich gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten mit semiempirischen Ansätzen und mit der Theorie von Chamberlain
- Abb. 13 Auf die Schubspannungsgeschwindigkeit normierte Ablagerungsgeschwindigkeit auf Vegetation in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser
- Abb. 14 Auf die Schubspannungsgeschwindigkeit normierte Ablagerungsgeschwindigkeit auf künstlichen Grenzflächen, Erdboden und Wasser in Abhängigkeit vom Aerosoldurchmesser
- Abb. 15 Mittlere Vertikalprofile der Schubspannungsgeschwindigkeit u_* und der Schubspannung τ_* nach Mayer (1978)
- Abb. 16 Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras (Jülicher Werte) und Ablagerungsgeschwindigkeit auf Kiefernwäldern (Bélot 1977) in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser
- Abb. 17 Vergleich der aus den Jülicher Ablagerungsversuchen abgeleiteten Ablagerungsgeschwindigkeiten mit Literaturhinweisen
- Abb. 18 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid auf Wasseroberflächen und Erdboden (Spedding 1969, Brimblecombe and Spedding 1972, Spedding 1972, Owers and Powell 1974, Shephard 1974, Payrissat and Beilke 1975, Garland 1976, Judeikis and Stewart 1976, Garland 1977, Judeikis and Wren 1977, Garland 1978, Husar et al. 1978, de Wys et al. 1978)
- Abb. 19 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid auf Gras (Garland et al. 1973, Garland et al. 1974, Shephard 1974, Hill and Chamberlain 1976, Owers and Powell 1976, Garland 1977, Fowler 1978, Husar et al. 1978, de Wys et al. 1978, Garland and Derwent 1979)

- Abb. 20 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid auf Wäldern (Martin and Barber 1975, Petit et al. 1976, Bélot 1977, Garland 1978, Husar et al. 1978, de Wys et al. 1978)
- Abb. 21 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Ozon auf Gras und Erdboden (Aldaz 1969, Galballi 1971, Hill 1971, Turner et al. 1973, Hill and Chamberlain 1976, Garland 1976, van Drop et al. 1977, Droppo and Dorran 1978, Garland and Derwent 1979)
- Abb. 22 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von elementarem Jod auf trockenem Gras (Megaw and Chadwick 1956, Fuquay 1957, Chamberlain 1960, Barry and Chamberlain 1963, Hawley 1964, Cline et al. 1965, Bunch 1966, Chamberlain and Chadwick 1966, Hawley 1966, Hull 1966, Bunch 1968, Zimbrick and Voillequé 1969, Voillequé 1970, Angeletti 1972, Heinemann and Vogt 1980)
- Abb. 23 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Ozon auf Gras (Aldaz 1969, Galballi 1971, Hill 1971, Hill and Chamberlain 1976, Garland 1976, van Drop et al. 1977, Droppo and Dorran 1978, Garland and Derwent 1979)
- Abb. 24 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von elementarem Jod auf trockenem Gras (Megaw and Chadwick 1956, Fuquay 1957, Chamberlain 1960, Barry and Chamberlain 1963, Hawley 1964, Cline et al. 1965, Bunch 1966, Chamberlain and Chadwick 1966, Hawley 1966, Hull 1966, Bunch 1968, Zimbrick and Voillequé 1969, Voillequé 1970, Angeletti 1972)
- Abb. 25 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie A
- Abb. 26 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie B

- Abb. 27 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie C
- Abb. 28 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie D
- Abb. 29 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie E
- Abb. 30 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie F
- Abb. 31 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie D,
Schubspannungsgeschwindigkeit 26,1 cm/s
- Abb. 32 Ablagerung in einem Kiefernwald (Waldgebiete
um Berlin)
- Abb. 33 Ablagerung in einem Fichten-Buchen-Mischwald
(Staatsforst Solling)
- Abb. 34 Ablagerung in einem Mischwald mit nahezu reprä-
sentativer Holzartenverteilung für einen Wald in
der Bundesrepublik Deutschland (Aachener Stadtwald)
- Abb. 35 Ablagerung in einem Fichtenwald (Ebersberger Forst
bei München)

13 Tabellen und Abbildungen

Tabelle 1: Einfluß von molekularer Diffusion, Interzeption und Trägheitseffekten auf den Ablagerungsprozeß
(Jonas und Vogt 1982)

ρ_p (g/cm ³)	d (μm)	K_m (cm ² /s) 10 ⁵	ψ	d_z (μm)	Pé	Re	v_L (cm ² /s)	n (g cm ⁻¹ s ⁻¹)	u_0 (cm/s)	f_1	f_2	f_3	$\frac{E_{Di}}{E}$	$\frac{E_{Int}}{E}$	$\frac{E_T}{E}$	E
3,606	0,1	5,050	1,76 10 ⁻⁴	2000	1,18 10 ⁶	455	0,132	1,71 10 ⁻⁴	300	0,85	-0,14	0,07	0,99	0,01	<0,01	3,1 10 ⁻⁴
3,606	0,2	0,180	7,03 10 ⁻⁴	2000	3,33 10 ⁷	455	0,132	1,71 10 ⁻⁴	300	0,85	-0,14	0,07	0,86	0,14	<0,01	6,6 10 ⁻⁵
3,606	0,3	0,105	3,95 10 ⁻³	2000	5,70 10 ⁷	455	0,132	1,71 10 ⁻⁴	300	0,85	-0,14	0,07	0,72	0,28	<0,01	6,1 10 ⁻⁵
3,606	0,5	0,057	4,39 10 ⁻³	2000	1,05 10 ⁸	455	0,132	1,71 10 ⁻⁴	300	0,85	-0,14	0,07	0,46	0,52	0,02	7,0 10 ⁻⁵
3,606	1	0,026	1,76 10 ⁻²	2000	2,31 10 ⁸	455	0,132	1,71 10 ⁻⁴	300	0,85	-0,14	0,07	0,11	0,50	0,39	2,1 10 ⁻⁴
3,606	2	0,012	7,03 10 ⁻²	2000	5,00 10 ⁸	455	0,132	1,71 10 ⁻⁴	300	0,85	-0,14	0,07	0,03	0,06	0,95	5,7 10 ⁻³
3,606	3	0,008	1,58 10 ⁻¹	2000	7,50 10 ⁸	455	0,132	1,71 10 ⁻⁴	300	0,85	-0,14	0,07	<0,01	<0,01	>0,99	5,6 10 ⁻²
3,606	5	0,005	4,39 10 ⁻¹	2000	1,20 10 ⁹	455	0,132	1,71 10 ⁻⁴	300	0,85	-0,14	0,07	<0,01	<0,01	>0,99	3,3 10 ⁻¹
3,606	10	0,002	1,76	2000	3,00 10 ⁹	455	0,132	1,71 10 ⁻⁴	300	0,85	-0,14	0,07	<0,01	<0,01	>0,99	6,9 10 ⁻¹

Tabelle 2: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Gras, Korn und Gemüse

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	0,65	40	-	-	Gras	17.7. u. 29. 8.72	Garland et al. (1973)	radioaktive Tracermethode, z = 1 m
	2,2±0,05	63	-	-	"	8. 6.72	"	radioaktive Tracermethode, z = 1 m
	1,7±0,2	37	-	-	"	14. 9.72	"	radioaktive Tracermethode, z = 1 m
	0,76±0,07	38	-	-	"	18.10.72	"	radioaktive Tracermethode, z = 1 m
	0,93	25	-	-	"	11. 1.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	1,3	30	-	-	"	11. 1.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,97	24	-	-	"	12. 1.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	1,2±0,14	27	-	-	"	2.11.72	"	radioaktive Tracermethode, z = 1 m
	0,79	29	-	-	"	22.11.72	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,69	21	-	-	"	22.11.72	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,86	29	-	-	"	13.12.72	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,16	5,3	-	-	"	21.12.72	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,25	8,4	-	-	"	21.12.72	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,39±0,23	24	50	-	feuchtes Gras, Erd- boden feucht	29. 6.	Shephard (1974)	Profilmethode, z = 0,2 m
	0,75±0,19	25	60	-	trockenes Gras, Erd- boden naß	5. 7.	"	Profilmethode, z = 0,2 m
	1,51±0,70	23	60	-	trockenes, frisches Gras, Erd- boden feucht	12. 7.	"	Profilmethode, z = 0,2 m
	0,87±0,16	43	50	-	trockenes, frisches Gras, Erd- boden trok- ken	18. 7.	"	Profilmethode, z = 0,2 m
	0,27±0,10	32	70	-	trockenes Gras, Erd- boden feucht	18.10.	"	Profilmethode, z = 0,2 m

Tabelle 2: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Gras, Korn und Gemüse (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	0,99	28,2	-	-	sehr feuch- tes Gras	2. 8.73	Garland (1977)	Gradientenmethode, z = 1 m
	1,34	36,6	-	-	trockenes Gras	2. 8.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	1,10	25,0	-	-	trockenes Gras	14. 8.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	-0,04	29,9	-	-	trockenes Gras	14. 8.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,69	35,3	-	-	trockenes Gras	14. 8.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,63	24,5	-	-	trockenes Gras	15. 8.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,55	29,4	-	-	trockenes Gras	15. 8.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,87	28,0	-	-	trockenes Gras	15. 8.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	2,1	28,3	-	-	trockenes Gras	10. 9.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	1,05	31,3	-	-	trockenes Gras	10. 9.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,49	25,5	-	-	trockenes Gras	11. 9.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,69	15,8	-	-	trockenes Gras	13. 9.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,76	47,6	-	-	trockenes Gras	13. 9.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,90	38,3	-	-	trockenes Gras	14. 9.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,98	47,3	-	-	trockenes Gras	14. 9.73	"	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,7	36,1	-	-	Gras	6. 8.74	Garland and Derwent (1979)	Gradientenmethode, Tagesversuch, z = 1 m
	-0,26	35,4	-	-	Gras	6. 8.74	"	Gradientenmethode, Tagesversuch, z = 1 m

Tabelle 2: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Gras, Korn und Gemüse (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	0,72	31,6	-	-	Gras	9. 9.74	Garland and Derwent (1979)	Gradientenmethode, Tagesversuch, z = 1 m
	1,32	40,0	-	-	Gras	9. 9.74	"	Gradientenmethode, Tagesversuch, z = 1 m
	1,95	36,1	-	-	Gras	10. 9.74	"	Gradientenmethode, Tagesversuch, z = 1 m
	1,22	33,5	-	-	Gras	10. 9.74	"	Gradientenmethode, Tagesversuch, z = 1 m
	0,96	32,0	-	-	Gras	10. 9.74	"	Gradientenmethode, Tagesversuch, z = 1 m
	0,48	33,8	-	-	Gras	11. 9.74	"	Gradientenmethode, Tagesversuch, z = 1 m
	0,54	29,3	-	-	Gras	11. 9.74	"	Gradientenmethode, Tagesversuch, z = 1 m
	0,52	31,5	-	-	Gras	11. 9.74	"	Gradientenmethode, Tagesversuch, z = 1 m
	0,14	11 (labile Schichtung)	-	-	feuchtes Gras (kurz)	7. 3.72	Garland et al. (1974)	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	0,26	7 (labile Schichtung)	-	-	feuchtes Gras (kurz)	7. 3.72	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	0,39	15,4 (labile Schichtung)	-	-	trocknendes Gras (kurz)	7. 3.72	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	0,24	11,1 (labile Schichtung)	-	-	trockenes Gras (kurz)	13. 4.72	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	0,23	12,3 (labile Schichtung)	-	-	trockenes Gras (kurz)	13. 4.72	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	0,50	15,6 (neutrale Schichtung)	-	-	trockenes Gras (kurz)	13. 4.72	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	1,45	31,4 (neutrale Schichtung)	-	-	trockenes Gras (kurz)	25. 4.72	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	0,27	3,8 (stabile Schichtung)	-	-	leicht tau-benetztes Gras (kurz)	25. 4.72 nachts	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	0,20	3,8 (stabile Schichtung)	-	-	leicht tau-benetztes Gras (kurz)	26. 4.72 nachts	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	1,20	28,2 (neutrale Schichtung)	-	-	trockenes Gras	6. 6.72	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe

Tabelle 2: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Gras, Korn und Gemüse (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v _g (cm/s)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	2,06	33,1 (neutrale Schichtung)	-	-	trockenes Gras (kurz)	7. 6.72	Garland et al. (1974)	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	0,29	25,3 (neutrale Schichtung)	-	-	trockenes Gras (kurz)	22. 6.72	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	0,10	23,5 (neutrale Schichtung)	-	-	trockenes Gras (kurz)	22. 6.72	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	0,35	28,6 (neutrale Schichtung)	-	-	trockenes Gras (kurz)	23. 6.72	"	Messung der Konzentration zwischen 0,2 und 2 m Höhe
	0,5	-	-	-	Gras	-	Husar et al. (1978)	-
	1,25	-	-	-	Sojabohne	-	Garland (1978)	keine Angabe der Bestimmungsmethode von v _g
	0,6±0,1	-	65	-	Weide	12. 7.73	Owers and Powell (1974)	Gradientenmethode, u = 2,6 m/s, Diffusionskate- gorie B, x = 50 m, z = 0,2 m
	0,5±0,1	-	65	-	Weide	12. 7.73	"	Gradientenmethode, u = 2,6 m/s, Diffusionskate- gorie B, x = 100 m, z = 0,2 m
	0,7±0,1	-	65	-	Weide be- feuchtet	12. 7.73	"	Gradientenmethode, u = 2,6 m/s, Diffusionskate- gorie B, x = 50 m, z = 0,2 m
	2,8	-	77	-	Weideland, x = 30 m von einer Hecke ent- fernt	27.10.72	"	Gradientenmethode, u = 5,2 m/s, Diffusionskate- gorie D, x = 45 m, z = 0,05 m
SO ₂	2,1	-	77	-	Weideland, x = 20 m von einer Hecke ent- fernt	"	"	Gradientenmethode, u = 5,2 m/s, Diffusionskate- gorie D, x = 55 m, z = 0,05 m
	3,0	-	77	-	Weideland, x = 10 m von einer Hecke ent- fernt	"	"	Gradientenmethode, u = 5,2 m/s, Diffusionskate- gorie D, x = 65 m, z = 0,05 m
	4,9	-	77	-	Hecke	"	"	Gradientenmethode, u = 5,2 m/s, Diffusionskate- gorie D, x = 75 m, z = 0,05 m

Tabelle 2: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Gras, Korn und Gemüse (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	1,6	-	77	-	Weideland, x = 10 m von einer Hecke entfernt	27.10.72	Owers and Powell (1974)	Gradientenmethode, u = 5,2 m/s, Diffusionskategorie D, x = 85 m, z = 0,05 m
	3,6	-	77	-	Weideland am Fuß der Hecke	"	"	Gradientenmethode, u = 5,2 m/s, Diffusionskategorie D, x = 75,5 m, z = 0,05 m
	3,4	-	77	-	Weideland am Fuß der Hecke	"	"	Gradientenmethode, u = 5,2 m/s, Diffusionskategorie D, x = 74,5 m, z = 0,05 m
	2,6	-	-	-	Luzerne	1974	de Wys et al. (1978)	Freiland- und Boxversuche
	0,7	-	-	-	Heideland mit Wollgras	-	Holland et al. (1974)	Profilmethode
	0,8	-	-	-	Gras in Großbritannien	-	Fowler (1978)	Gradientenmethode, im Sommer am Tage, z = 1 m
	0,4	-	-	-	Gras in Großbritannien	-	Fowler (1978)	Gradientenmethode, im Sommer in der Nacht, Abhängigkeit der Ablagerung von der Öffnung der Stomata, z = 1 m
	0,5	-	-	-	Gras in Großbritannien	-	Fowler (1978)	Gradientenmethode, Ablagerung im Winter. Die bei der geringen Öffnung der Stomata relativ hohe Ablagerung wird durch das häufige Auftreten von Tauschichten erklärt, z = 1 m
	2,4	-	-	-	Gras	1974	de Wys et al. (1978)	labile Schichtung
	2,83	-	-	-	Luzerne (40 cm hoch)	-	Hill and Chamberlain (1976)	Laborversuche
	1,3	-	-	-	Sojabohnen	1974 bis 1975	Dannevik et al. (1976)	Messungen in der Gegend von St. Louis
	0,5	-	-	-	Weizen	1974 bis 1975	"	"
	0,15	-	-	-	Weizen	10. 6.73	Unsworth and Fowler (1976)	$K_t = 700 \text{ cm}^2/\text{s}$, z = 1 m
	0,54	-	-	-	"	24. 6.73	"	$K_t = 913$ " z = 1 m
	0,20	-	-	-	"	5. 7.73	"	$K_t = 263$ " z = 1 m

Tabelle 2: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Gras, Korn und Gemüse (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	0,64	-	-	-	Weizen	18. 7.73	Unsworth and Fowler (1976)	$K_t = 270 \text{ cm}^2/\text{s}$, z = 1 m
	0,45	-	-	-	"	24. 7.73	"	$K_t = 127$ " z = 1 m
	0,58	-	-	-	"	25. 7.73	"	$K_t = 367$ " z = 1 m
	0,11	-	-	-	"	29. 7.73	"	$K_t = 715$ " z = 1 m
	0,37	-	-	-	"	29. 7.73	"	$K_t = 853$ " z = 1 m
	0,76	-	-	-	"	30. 7.73	"	$K_t = 340$ " z = 1 m
	0,41	-	-	-	"	30. 7.73	"	$K_t = 637$ " z = 1 m
	0,41	-	-	-	"	11. 8.73	"	$K_t = 260$ " z = 1 m
	0,41	-	-	-	"	12. 8.73	"	$K_t = 174$ " z = 1 m
	1,85	-	-	-	Gerstensämling	-	de Wys et al. (1978)	-
	0,74	-	-	-	Weizen	-	Garland (1978)	Gradientenmethode
	0,44	-	-	-	Weizen	-	"	keine Angabe zur Bestimmungsmethode von v_g
	0,0028	-	10 bis 20	-	junge Blätter von Gerstensämlingen, Stomatöffnungen geschlossen	-	Spedding (1969)	Labormessungen, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche
	0,0019	-	30 bis 40	-	junge Blätter von Gerstensämlingen, Stomatöffnungen geschlossen	-	"	Labormessungen, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche
	0,010	-	50 bis 60	-	junge Blätter von Gerstensämlingen, Stomatöffnungen geschlossen	-	"	Labormessungen, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche

Tabelle 2: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Gras, Korn und Gemüse (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	0,012	-	70 bis 75	-	junge Blät- ter von Ger- stensämlin- gen, Stomata- öffnungen geschlossen	-	Spedding (1969)	Labormessungen, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche
	0,015	-	75 bis 80	-	"	-	"	Labormessungen, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche
	0,011	-	80 bis 85	-	"	-	"	Labormessungen, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche
	0,066	-	80 bis 85	-	junge Blät- ter von Ger- stensämlingen, Stomata geöffnet	-	"	Labormessungen, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche
	0,065	-	85 bis 90	-	"	-	"	Labormessungen, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche
	0,18	-	90 bis 95	-	"	-	"	Labormessungen, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche

Tabelle 3: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Wäldern

Schad- stoff- sub- stanz	v _g (cm/s)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	1,2±12%	29	-	-	Kiefernwald (Pinus silvestris)	17. 8.75	Martin and Barber (1975)	Profilmethode, Meßbereich zwischen 3 und 28 m, Baumkronen zwischen 8 und 17 m
	2,1± 2%	48	-	-	"	30. 8.75	"	"
	1,9±14%	63	-	-	"	31. 8.75	"	"
	2,9±37%	73	-	-	"	4. 9.75	"	"
	0,9± 5%	40	-	-	"	5. 9.75	"	"
	1,5±11%	36	-	-	"	18. 9.75	"	"
	1,5±13%	32	-	-	"	20. 9.75	"	"
	0,6± 4%	17	-	-	"	25. 9.75	"	"
	1,1±11%	33	-	-	"	26. 9.75	"	"
	1,3± 7%	36	-	-	"	27. 9.75	"	"
	2,4±18%	71	-	-	"	28. 9.75	"	"
	1,3± 4%	21	-	-	"	2.10.75	"	"
	1,2±24%	63	-	-	"	9.10.75	"	"
	0,5± 4%	32	-	-	"	10.10.75	"	"
	2,5±11%	53	-	-	"	17.10.75	"	"
	2,1±22%	55	-	-	"	18.10.75	"	"
	0,9±11%	60	-	-	"	23.10.75	"	"
	2,0±10%	39	-	-	"	24.10.75	"	"
	1,2±13%	38	-	-	"	25.10.75	"	"
	1,9±11%	37	-	-	"	26.10.75	"	"
	0,9± 8%	26	-	-	"	30.10.75	"	"
	1,1± 5%	24	-	-	"	2.11.75	"	"
	2,4±17%	72	-	-	"	6.11.75	"	"
	0,9±13%	52	-	-	"	7.11.75	"	"

Tabelle 3: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Wäldern (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	2,1±16%	64	-	-	Kiefernwald (Pinus silvestris)	8.11.75	Martin and Barber (1975)	Profilmethode, Meßbereich zwischen 3 und 28 m, Baumkronen zwischen 8 und 17 m
	2,2±16%	70	-	-	"	9.11.75	"	"
	3,4±25%	115	-	-	"	13.11.75	"	"
	2,2±36%	63	-	-	"	14.11.75	"	"
	1,9± 9%	43	-	-	"	15.11.75	"	"
	1,5± 2%	47	-	-	"	16.11.75	"	"
	0,5	-	-	-	"	-	de Wys et al. (1978)	
	< 2	-	-	-	Wald	Juni	Garland (1976)	Ablagerungsgeschwindigkeit aus dem Konzentrationsprofil abgeschätzt
	0,04	-	-	-	Schwarzkiefernadeln	1974	Bélot et al. (1974)	v_g bezieht sich auf Nadeloberfläche
	0,2-2	-	-	-	Wälder	-	Husar et al. (1978)	-
	0,018 bis 0,13	-	-	-	frische Nadeln von Kiefern	-	Garland and Branson (1977)	Labormessungen
	0,014 bis 0,08	-	-	-	alte Nadeln von Kiefern	-	"	"
	1,3	-	-	-	Kiefernwald (Pinus silvestris)	-	Bélot (1977)	aus Ablagerungsmessungen auf Kiefernadeln, gilt für stark geöffnete Stomata, Ablagerungsgeschwindigkeit unabhängig von der Windgeschwindigkeit, v_g unterscheidet sich nach Bélot (1977) nur unwesentlich von den Werten für Gras, integrale Ablagerungsgeschw.
	0,1-0,6	-	-	-	Kiefernwald (trocken)	-	Garland (1978)	Tracerexperimente
	0,5	39,8	-	-	Kiefernwald	-	Garland (1977)	$v_g = \frac{k u_* d \chi}{\chi d(\ln(z-\delta))}$
		(Die Schubspannungsgeschwindigkeit wurde über dem Wald bestimmt)						Die Ablagerungsgeschwindigkeit auf trockenem Wald ist nach Garland (1977) kleiner als die für trockenes Gras. Ist der Wald feucht, so ist der Unterschied nicht mehr groß.
	1,8	-	-	-	Mischwald, bestehend aus Buchen, Birken und Kiefern	-	Petit et al. (1976)	Gradientenmethode, z = 18 m
	3,7	-	-	-	"	-	"	Profilmethode, z = 18 m

Tabelle 4: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Wasser

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	0,5±0,1	-	-	-	Seewasser	30.10.72	Owers and Powell (1974)	u = 1,9 m/s, Diffusionskategorie D nach Pasquill (1974), x = 55 m, z = 0,05 m
4	0,9	-	-	-	Wasser	1974	de Wys et al. (1978)	labile Schichtung
10,16	0,16	-	-	-	Wasser in Behältern	12. 7.72	Owers and Powell (1974)	Diffusionskategorie B, 50-100 m Entfernung von der Quelle, Windgeschwindigkeit 2,6 m/s
10,60	0,60	-	-	-	Wasser	1974	de Wys et al. (1978)	stabile Schichtung
		-	-	-	Seewasser	-	Spedding (1972)	pro Flächeneinheit absorbierte SO ₂ -Menge
0,7	0,7	-	-	-	Wasser	-	Husar et al. (1978)	$v_g = \frac{\text{zeitintegrierte Luftkonzentration}}{\text{Labormessungen}}$
2,2	2,2	-	-	-	Ontariosee	-	Garland (1978)	-
0,68	0,68	-	57	-	deionisiertes Wasser	-	Brimblecombe and Spedding (1974)	Gradientenmethode
0,60	0,60	-	61	-	"	-	"	Labormessungen
0,65	0,65	-	70	-	"	-	"	-
0,62	0,62	-	76	-	"	-	"	-
0,75	0,75	-	80	-	"	-	"	-
0,75	0,75	-	86	-	"	-	"	-
0,64	0,64	-	90	-	"	-	"	-
0,67	0,67	-	95	-	"	-	"	-
0,56	0,56	-	-	-	Flüssigkeit, pH-Wert 12	-	"	-
0,52	0,52	-	-	-	"	-	"	-
0,55	0,55	-	-	-	"	-	"	-
0,53	0,53	-	-	-	"	-	"	-
0,58	0,58	-	-	-	"	-	"	-
0,27	0,27	-	-	-	"	-	"	-

Tabelle 4: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Wasser (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	< 0,1	-	-	-	Flüssigkeit (pH-Wert 2,5)	-	Brimblecombe and Sped- ding (1974)	Labormessungen
	0,093	19,0	-	-	frisches Wasser (pH-Wert 8) in Be- hältern	4. 4.74	Garland (1977)	Gradientenmethode, z = 1 m
	0,037	14,7	-	-	"	4. 4.74	"	"
	0,18	9,9	-	-	"	9. 4.74	"	"
	0,23	12,8	-	-	"	9. 4.74	"	"
	0,25	15,4	-	-	"	9. 4.74	"	"
	0,33	12,4	-	-	"	16. 4.74	"	"
	0,64	21,2	-	-	"	16. 4.74	"	"
	0,61	17,5	-	-	"	16. 4.74	"	"
	0,67	16,4	-	-	"	22. 4.74	"	"
	0,19	9,2	-	-	"	20. 5.74	"	"
	0,40	14,2	-	-	"	20. 5.74	"	"
	1,49	26,3	-	-	"	22. 5.74	"	"
	0,35	25,2	-	-	"	22. 5.74	"	"
	0,28	19,4	-	-	"	18. 6.74	"	"
	0,44	11,9	-	-	"	19. 6.74	"	"
	0,35	17,3	-	-	Wasser	-	Shephard (1974)	-

Tabelle 5: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf Schnee

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	0,10	-	-	-	Schnee	Febr. 1975	Dowland and Eliassen (1976)	Bestimmung des Schwefeldioxidgehaltes nach Schmelzen des Schnees, z = 1 m
	0,10	-	-	-	trockener Schnee	-	Husar et al. (1978)	-

Tabelle 6: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf künstlichen Oberflächen und Erdböden

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	0,3	-	-	-	Ablagerungsbehälter	-	Chamberlain (1960)	Meßreihen von natürlichem SO ₂
	0,7	-	-	-	Zylinder von Pb O ₂	-	"	"
	0,2	-	-	-	trockener, sandiger Lehmboden	1970	de Wys et al. (1978)	-
	0,2	-	-	-	Erdboden	1970	de Wys et al. (1978)	-
	1,75	-	-	-	feuchter Boden, pH-Wert 6,2	1977	de Wys et al. (1978)	-
	2,13	-	-	-	feuchter Boden unter einer Espe	1977	de Wys et al. (1978)	-
	0,53	-	-	-	trockener Boden un- ter einer Espe	1977	de Wys et al. (1978)	-
	1,10	-	-	-	Kalkboden	Febr.- März	Garland (1976)	-
	0,8	-	-	-	Kalkböden	-	Husar et al. (1978)	-
	0,5	-	-	-	saure Böden	-	"	-
	2,5	-	-	-	Zement	-	Judeikis and Stewart (1976)	Laborversuche, keine Abhängigkeit von v_g von der rel. Feuchte
	0,04	-	-	-	Asphalt	-	"	keine Abhängigkeit von v_g von der rel. Feuchte, Laborversuche
	0,032	-	11	-	Kalkboden	-	Spedding (1969)	v_g = pro Flächeneinheit absorbierte SO ₂ -Menge zeitintegrierte Luftkonzentration
	0,062	-	81	-	Kalkboden	-	"	Labormessungen
	0,035	-	11	-	Bleifolie	-	"	siehe Kalkboden
	0,54	-	81	-	Bleifolie	-	"	"
	0,0017	-	11	-	Stahl	-	"	"
	0,20	-	81	-	Stahl	-	"	"
	0,002	-	11	-	Kupferplatte	-	"	"
	0,40	-	81	-	"	-	"	"
	0,0012	-	11	-	Aluminiumfolie	-	"	"

Tabelle 6: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid auf künstlichen Oberflächen und Erdböden (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	0,035	-	81	-	Aluminiumfolie	-	Spedding (1969)	pro Flächeneinheit absorbier- te SO ₂ -Menge $v_g = \frac{\text{zeitintegrierte Luftkonzentra-}}{\text{tion}}$ Labormessungen siehe Aluminiumfolie
	0,010	-	11	-	Filterpapier	-	"	"
	0,31	-	81	-	"	-	"	"
	0,9	-	-	-	getrockneter Tonboden	-	Judeikis and Wren (1977)	Labormessungen
	0,60	-	-	-	sandiger Lehm Boden	-	"	"
	1,53	36,9	-	-	Boden (pH-Wert 3,6)	-	Garland (1977)	Windkanalversuche, z = 0,01 cm, Gra- dientenmethode, Zunahme von v_g mit der rel. Feuchte
	1,78	30,7	-	-	Boden (pH-Wert 5,7)	-	"	siehe Boden (pH-Wert 3,6)
	2,20	31,2	-	-	Boden (pH-Wert 8,0)	-	"	"
	0,55	-	44	-	Boden(pH-Wert 7,6)	-	Payrissat and Beilke (1975)	Labormessungen
	0,51	-	52	-	"	-	"	"
	0,41	-	37	-	"	-	"	"
	0,39	-	45	-	"	-	"	"
	0,46	-	50	-	"	-	"	"
	0,37	-	40	-	"	-	"	"
	0,19	-	44	-	"	-	"	"
	0,60	-	88	-	"	-	"	"
	0,56	-	88	-	"	-	"	"
	0,54	-	70	-	"	-	"	"
	0,47	-	73	-	"	-	"	"
	0,52	-	82	-	"	-	"	"
	0,42	-	70	-	"	-	"	"
	0,38	-	78	-	"	-	"	"

Tabelle 7: Ablagerungsgeschwindigkeit von Schwefeldioxid (großräumige Ablagerung, nicht genau definierte Grenzflächen)

Schad- stoff- sub- stanz	v _g (cm/s)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
SO ₂	1,0	-	-	-	Land	1968	Garland (1976)	Profilmethode, Ablagerungsmessungen oder Ablagerung aus bekannten Größen bestimmt
	0,9	-	-	-	See	1968	"	"
	0,17	-	-	-	Land	1972	"	"
	0	-	-	-	See	1972	"	"
	2,2	-	-	-	Land	1960	"	"
	0,9	-	-	-	See	1960	"	"
	0,7	-	-	-	See	-	"	Profilmethode, modifizierte Ablage- rungsgeschwindigkeit aus Literatur- angaben aufgrund experimenteller Er- mittlung des beim Ablagerungsprozeß auftretenden Oberflächenwiderstandes
	0,85	-	-	-	Land	-	"	Modifizierte Ablagerungsgeschwin- digkeit aus Literaturangaben
	0,8	-	-	-	ländliche Gegenden	-	Husar et al. (1978)	-
	0,7	-	-	-	Städte	-	"	Beobachtungen in London
	3,8	-	-	-	-	1973	Young (1978)	großräumige Ablagerung im Gebiet von St. Louis
	6,2	-	-	-	-	1975	"	"
	0,5	-	-	-	See	1971-1975	Smith and Hunt (1978)	großräumige Ablagerung im Gebiet der Nordsee
	0,8	-	-	-	Land	1975-1975	Smith and Hunt (1978)	-

Tabelle 8: Ablagerungsgeschwindigkeit von Fluor und anderen Gasen, ausgenommen Schwefeldioxid und Ozon

Schad- stoff- sub- stanz	v _g (cm/s)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
HF	1,6	-	-	-	Luzerne mit Orchard- gras	-	Israel (1974)	Begasungsexperimente
F	1,9	-	-	70	Luzerne	1969-1975	Israel (1977)	Ablagerung in der Nähe eines Alumin- umemittenten
F	0,4	-	-	-	Filterpapier	1969-1975	Israel (1977)	"
HF	3,1±0,6	-	-	70	Luzerne und Orchardgras	-	Israel (1974)	Unterschiede zur Ablagerungsgeschwin- digkeit von Schwefeldioxid auf Gras werden auf die um einen Faktor 5 hö- here Blattoberfläche zurückgeführt. Die Blattgberfläche von Luzerne be- trägt 5 m ² pro m ² Boden.
HF	3,5	-	-	-	Luzerne	-	Sehmel (1980)	berechnet aus den Ablagerungsunter- suchungen von Hill (1971)
HF	3,77	-	-	-	Luzerne (40 cm hoch)	-	Hill and Chamberlain (1976)	Laborversuche
PAN	0,63	-	-	-	Luzerne (40 cm hoch)	-	"	"
PAN	0,8	-	-	-	Luzerne	-	Sehmel (1980)	berechnet aus den Ablagerungsunter- suchungen von Hill (1971)
PAN	0,22	69	-	-	Gras	-	Garland and Penkett (1976)	Windkanalmessungen, z = 10 cm, Gradientenmethode, v _g Ozon um einen Faktor 2 höher
PAN	0,21	54	-	-	trockener Boden	-	"	wie Gras, v _g Ozon um einen Faktor 6 höher
PAN	0,26	54	-	-	feuchter Boden (6,1 % Wassergehalt)	-	"	wie trockener Boden
PAN	0,30	54	-	-	nasser Boden (18 % Wassergehalt)	-	"	wie trockener Boden
NO	0,1	-	-	-	Luzerne	-	Sehmel (1980)	berechnet aus den Ablagerungsunter- suchungen von Hill (1971)
NO ₂	1,9	-	-	-	Luzerne und Hafer	-	"	"
Cl ₂	1,8-2,1	-	-	-	Luzerne	-	"	"
NO	0,10	-	-	-	Luzerne (40 cm hoch)	-	Hill and Chamberlain (1976)	Laborversuche

Tabelle 8: Ablagerungsgeschwindigkeit von Fluor und anderen Gasen, ausgenommen Schwefeldioxid und Ozon (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
NO ₂	1,90	-	-	-	Luzerne (40 cm hoch)	-	Hill and Chamberlain (1976)	Laborversuche
Cl ₂	2,07	-	-	-	Luzerne (40 cm hoch)	-	"	"

Tabelle 9: Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon (Laborversuche)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Ozon	0,49	-	-	-	Kaolin	-	Garland (1976)	-
"	0,33	-	-	-	Talk	-	"	-
"	0,16	-	-	-	Talk mit Ozon	-	"	-
"	0,14	-	-	-	Sand	-	"	-
"	0,22	-	-	-	CaCO ₃	-	"	-
"	0,38	-	-	-	CaCO ₃ mit SO ₂	-	"	-
"	0,23	-	-	-	Petunie	-	Thorne and Hanson (1972)	Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche
"	0,21	-	-	-	Paternosterstrauch	-	"	"
"	0,16	-	-	-	Chrysantheme	-	"	"
"	0,07	-	-	-	Kamelie (junge Blätter)	-	"	"
"	0,05	-	-	-	Wunderblume	-	"	"
"	0,03	-	-	-	Ginkgobaum	-	"	"
"	0,03	-	-	-	Eiche	-	"	"
"	0,03	-	-	-	Kamelie (alte Blätter)	-	"	"
"	0,05	-	-	-	rauhes Papier	-	"	-
"	1,67	-	-	-	Luzerne (ca. 40 cm hoch)	-	Hill and Chamberlain (1976)	-

Tabelle 10: Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon (Windkanalversuche)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Ozon	1,76	-	-	-	Boden mit 4 % Was- sergehalt	-	Garland (1976)	-
"	0,84	-	-	-	Boden mit 27 % Was- sergehalt	-	"	-
"	1,39	-	-	-	Moorboden mit 43 % Wassergehalt	-	"	-
"	0,46	-	-	-	Moorboden mit 74 % Wassergehalt	-	"	-
"	0,55	-	-	-	Gras	-	"	-
"	0,74	-	-	-	Gras, mit SO ₂ konta- miniert	-	"	-
"	0,73	-	-	-	Erde	-	"	-

Tabelle 11: Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon (Freilandmessungen)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Ozon	1,07±0,54	47,1	-	-	Buschsteppe	19.10.72 bis 27.11.72	Wilbrandt (1975)	Messung des Windprofils zwischen 2,5 und 105 m für Zeitintervalle von 13 bis 17 Uhr, Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit nach der Gradientenmethode
"	0,13±0,04	-	-	-	trockenes Gras	12. bis 13. 7.72	van Drop et al. (1977)	Messung des Windprofils in 5 und 88 m, Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit nach der Gradientenmethode, leicht labile Schichtung
"	0,70	19	-	-	-	-	Galballi (1971)	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $Ri = + 0,03$, $z_0 = 0,4$ cm
"	1,4	23	-	-	-	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $Ri = 0$, $z_0 = 1$ cm
"	0,27	-	-	-	Gras	6. 9.77 12.45- 13.30	Droppo and Dorran (1978)	Eddy-Korrelationsmethode, $Ri = -0,085$, $u (15 m) = 6,3$ m/s
"	0,52	-	-	-	"	6. 9.77 13.30 - 14.15	"	Eddy-Korrelationsmethode, $Ri = -0,10$, $u (15 m) = 6,1$ m/s
"	0,64	-	-	-	"	6. 9.77 14.15 - 15.13	"	Eddy-Korrelationsmethode, $Ri = -0,11$, $u (15 m) = 5,7$ m/s
"	0,35	-	-	-	"	6. 9.77 17.15 - 18.10	"	Gradientenmethode $Ri = -0,09$, $u (15 m) = 5,5$ m/s
"	0,16	-	-	-	"	6. 9.77 18.11 - 19.09	"	Gradientenmethode $Ri = 0,15$, $u (15 m) = 5,1$ m/s
"	0,40	-	-	-	"	6. 9.77 19.11 - 20.11	"	Gradientenmethode $Ri = 0,24$, $u (15 m) = 3,9$ m/s
"	0,5	-	-	-	unbewachsener Lehm- boden	-	Turner et al. (1973)	v_g berechnet aus Fluß und Konzentration, $z = 0,025$ m
"	0,07	-	-	-	frisches Wasser	-	Aldaz (1969)	Ozonkonzentration $40 \mu g m^{-3}$, Gradientenmethode
"	0,04	-	-	-	Seewasser _{0W} (40°N, 70°W)	-	Aldaz (1969)	Ozonkonzentration $40 \mu g m^{-3}$, Gradientenmethode

Tabelle 11: Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon (Freilandmessungen) (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Ozon	0,03	-	-	-	Ozeanwasser in den Tropen	-	Aldaz (1969)	Ozonkonzentration $40 \mu g m^{-3}$, Gradientenmethode
"	0,02	-	-	-	destilliertes Wasser	-	"	Ozonkonzentration $40 \mu g m^{-3}$, Gradientenmethode
"	1,7	-	-	-	Luzerne	-	Hill (1971)	v_g berechnet aus Fluß und Konzentration
"	0,72	-	-	-	Tundraoberfläche in Alaska	-	Aldaz (1969)	Ozonkonzentration $40 \mu g m^{-3}$, Gradientenmethode
"	0,56	-	-	-	Sand oder trockenes Gras	-	"	Ozonkonzentration $40 \mu g m^{-3}$, Gradientenmethode
"	0,43	-	-	-	Gras (Australien)	-	"	Ozonkonzentration $40 \mu g m^{-3}$, Gradientenmethode
"	0,26	-	-	-	Gras (Nebraska/USA)	-	"	Ozonkonzentration $40 \mu g m^{-3}$, Gradientenmethode
"	0,15	-	-	-	Schnee	-	"	Ozonkonzentration $40 \mu g m^{-3}$, Gradientenmethode
"	0,6	-	-	-	Erdboden	-	Galbali (1971)	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $R_i = + 0,11$, $z_o = 0,1$ cm
"	0,1	-	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $z_o = 1,6$ cm
"	0,2	-	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $z_o = 0,9$ cm
"	2	-	-	-	Wacholder	-	Aldaz (1969)	Ozonkonzentration $40 \mu g m^{-3}$, Gradientenmethode
"	1,7	8	-	-	Erdboden	-	Galbali (1971)	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $R_i = 0$, $z_o = 0,1$ cm
"	1,3	25	-	-	Erdboden	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $R_i = 0,03$, $z_o = 0,1$ cm

Tabelle 11: Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon (Freilandmessungen) (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Ozon	0,7	50	-	-	Gras	-	Galballi (1971)	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, labile Schichtung, $z_0 = 1,6$ cm
"	0,8	57	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, labile Schichtung, $z_0 = 1,6$ cm
"	0,7	70	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, labile Schichtung, $z_0 = 1,6$ cm
"	1,1	51	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, labile Schichtung, $z_0 = 1,6$ cm
"	1,5	90	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, labile Schichtung, $z_0 = 1,6$ cm
"	1,2	57	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $Ri = -0,03$, $z_0 = 0,9$ cm
"	0,5	15	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $Ri = +0,08$, $z_0 = 0,4$ cm
"	0,2	15	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $Ri = 0,1$, $z_0 = 0,4$ cm
"	0,1	6	-	-	Erdboden	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $Ri = 0,19$, $z_0 = 0,1$ cm
"	0,4	13	-	-	Erdboden	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $Ri = -0,54$, $z_0 = 0,1$ cm

Tabelle 11: Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon (Freilandmessungen) (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Ozon	1,2	49	-	-	Gras	-	Galballi (1971)	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $R_i = -0,05$, $z_0 = 0,9$ cm
"	1,0	57	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $R_i = -0,04$, $z_0 = 0,9$ cm
"	0,9	42	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $R_i = -0,07$, $z_0 = 0,9$ cm
"	1,6	45	-	-	Gras	-	"	kein Unterschied zwischen der Ablagerung auf dem Boden, trockenem und saftigem Gras, $R_i = -0,07$, $z_0 = 0,9$ cm
"	0,42	26,8	-	-	Gras	9. 9.74 bis 10. 9.74	Garland and Derwent (1979)	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m
"	0,53	33,9	-	-	Gras	9. 9.74 bis 10. 9.74	"	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m
"	0,37	35,9	-	-	Gras	9. 9.74 bis 10. 9.74	"	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m
"	0,28	31,1	-	-	Gras	9. 9.74 bis 10. 9.74	"	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m
"	0,38	30,4	-	-	Gras	9. 9.74 bis 10. 9.74	"	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m
"	0,25	28,3	-	-	Gras	9. 9.74 bis 10. 9.74	"	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m
"	0,44	31,2	-	-	Gras	9. 9.74 bis 10. 9.74	"	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m
"	0,62	28,9	-	-	Gras	9. 9.74 bis 10. 9.74	"	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m

Tabelle 11: Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon (Freilandmessungen) (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v _g (cm/s)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Ozon	0,16	24,8	-	-	Gras	9. 9.74 bis 10. 9.74	Garland and Derwent (1979)	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	0,41	23,6	-	-	"	9. 9.74 bis 10. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	0,18	20,5	-	-	"	9. 9.74 bis 10. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	0,23	21,1	-	-	"	9. 9.74 bis 10. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	0,11	13,6	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	0,35	20,3	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	0,02	17,6	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	0,71	24,9	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	-0,02	21,9	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	0,86	12,3	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	0,07	15,0	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	0,06	12,2	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m
"	0,20	11,4	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, Ri < 0,05, Gradientenmethode, z = 1 m

Tabelle 11: Ablagerungsgeschwindigkeit von Ozon (Freilandmessungen) (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Ozon	0,22	13,6	-	-	Gras	10. 9.74 bis 11. 9.74	Garland and Derwent (1979)	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m
"	0,17	9,6	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m
"	0,14	11,1	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m
"	0,12	9,5	-	-	"	10. 9.74 bis 11. 9.74	"	Nachtversuch, $R_i < 0,05$, Gradientenmethode, $z = 1$ m
"	0,47	36,1	-	-	"	6. 8.74	"	Tagesversuch, Gradientenmethode, $z = 1$
"	0,32	35,4	-	-	"	6. 8.74	"	Tagesversuch, Gradientenmethode, $z = 1$
"	0,52	31,6	-	-	"	9. 9.74	"	Tagesversuch, Gradientenmethode, $z = 1$
"	0,69	40,0	-	-	"	9. 9.74	"	Tagesversuch, Gradientenmethode, $z = 1$
"	0,67	36,1	-	-	"	10. 9.74	"	Tagesversuch, Gradientenmethode, $z = 1$
"	0,69	33,5	-	-	"	10. 9.74	"	Tagesversuch, Gradientenmethode, $z = 1$
"	0,55	32,0	-	-	"	10. 9.74	"	Tagesversuch, Gradientenmethode, $z = 1$
"	0,77	33,8	-	-	"	11. 9.74	"	Tagesversuch, Gradientenmethode, $z = 1$
"	0,63	29,3	-	-	"	11. 9.74	"	Tagesversuch, Gradientenmethode, $z = 1$
"	0,49	31,5	-	-	"	11. 9.74	"	Tagesversuch, Gradientenmethode, $z = 1$

Tabelle 12: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod (Experimente im Windkanal)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
J131 (ele- men- tar)	0,33	-	-	-	Filterpapierober- fläche horizontal ausgelegt	-	Chamberlain (1953)	$u = 38$ cm/s
J131 (ele- men- tar)	0,33	-	-	-	Filterpapierober- fläche vertikal ausgelegt	-	"	$u = 38$ cm/s
J131 (ele- men- tar)	0,41	-	-	-	Filterpapierober- fläche horizontal ausgelegt	-	"	$u = 77$ cm/s
J131 (ele- men- tar)	0,58	-	-	-	Filterpapierober- fläche horizontal ausgelegt	-	"	$u = 1,15$ m/s
J131 (ele- men- tar)	0,74	-	-	-	Filterpapierober- fläche horizontal ausgelegt	-	"	$u = 1,58$ m/s
J131 (ele- men- tar)	0,70	-	-	-	Filterpapierober- fläche vertikal ausgelegt	-	"	$u = 1,58$ m/s
J131 (ele- men- tar)	0,99	-	-	-	Filterpapierober- fläche horizontal ausgelegt	-	"	$u = 2,30$ m/s
J131 (ele- men- tar)	1,02	-	-	-	Filterpapierober- fläche vertikal ausgelegt	-	"	$u = 2,30$ m/s
J ₂	2,1	-	63	-	Papierblätter	-	Chamberlain (1960)	-
	0,14	-	-	-	Papier	-	Allen and Neff (1975)	$u = 3$ m/s, $v_g = 0,0094$ u + 0,114 $[v_g = \text{cm/s}]$ $[u = \text{m/s}]$
	0,52	-	-	-	wässrige Lösung	-	"	$u = 3$ m/s, $v_g = 0,2118$ u - 0,1175 $[v_g = \text{cm/s}]$ $[u = \text{m/s}]$
								v_g hängt von der Löslichkeit der Flüs- sigkeit ab und nimmt mit steigender Temperatur und steigendem pH-Wert zu.

Tabelle 12: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod (Experimente im Windkanal) (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
J131 (ele- men- tar)	1,2	-	63	-	Bohnenblätter	-	Chamberlain (1960)	-
J131 (ele- men- tar)	0,9	-	-	$a_{w,2} = 15$ m ² /m	Kiefernwald	-	Bélot (1977)	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, Ablagerungsgeschwindigkeit unabhängig von der Öffnung der Stomata

Tabelle 13: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod auf Vegetation (Freilandmessungen)

Schad- stoff- sub- stanz	v _g (cm/s)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
J ¹³¹ (ele- men- tar)	1,9	48	-	50	Gras	8. 5.49	Chamberlain (1960)	D = Bedeckung des Bodens mit Vegeta- tion*
	2,6	35	61	20	"	8. 8.50	"	"
	1,8	48	75	26	"	3. 7.51	"	"
	3,7	38	51	42	"	8. 8.51	"	"
	1,7	15	78	42	"	8. 8.51	"	"
	1,7	20	51	108	"	2. 6.59	"	"
	1,8	20	51	61	"	2. 6.59	"	"
	1,1	26	63	36	"	13. 7.59	"	"
	1,1	26	63	42	"	13. 7.59	"	"
	1,3	48	75	26	Löwenzahnblätter	3. 7.51	"	"
	0,9	38	51	42	"	8. 8.51	"	"
	0,5	15	78	42	"	8. 8.51	"	"
	0,3	20	51	36	Kleeblätter	13. 7.59	"	"
	0,3	26	63	42	"	13. 7.59	"	"
	1,02	24	64	26	Gras mit Klee, Lö- wenzahn und Wicken	12. 7.62	Chamberlain and Chad- (1966)	D = Frischgewicht des Grases pro cm ² *
	1,27	44	67	24	"	18. 7.62	"	"
	1,05	28	84	30	"	12.11.62	"	"
	1,30	45	70	26	"	21.10.63	"	"
	1,61	36,5	81	38	"	4. 3.64	"	"
	1,85	54	74	30	"	22. 4.64	"	"
	2,94	57	70	117	"	25. 5.64	"	"
	2,94	30	78	173	"	15. 6.64	"	"

* Aufgrund der vorliegenden Werte des Grasgewichtes kann angenommen werden, daß es sich um das Frischgewicht pro Flächeneinheit handelt.

Tabelle 13: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod auf Vegetation (Freilandmessungen) (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v _g (cm/s)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
J ₂	0,8	60	-	-	Weide mit Orchard- gras	-	Zimbrick and Voillequé (1969)	labile Schichtung
	0,2	10	-	-	Weide mit Orchard- gras	-	"	stabile Schichtung
	0,6	40	-	-	Weide mit Orchard- gras	-	"	-
	0,51	-	-	-	Luzernenweide	-	McNelis et al. (1971)	-
J131 (ele- men- tar)	0,58	-	21	15,3	frisches Gras	Mai 1963	Hawley (1966)	labile Schichtung ₂ D = Frischgewicht des Grases pro cm ²
J ₂	0,98	-	32	24,6	frisches Gras	Sept. 1964	"	labile Schichtung ₂ D = Frischgewicht des Grases pro cm ²
	1,13±0,19	10,7±0,2	92	22±2	feuchtes Gras	26. 9.73	Heinemann and Vogt (1980)	-
	2,59±0,26	12,9±4,8	87	20±1	feuchtes Gras	24. 9.75	"	-
	0,88±0,10	24,7±2,2	67	7±1	feuchtes Gras	20. 8.74	"	-
	6,27±0,49	6,3±0,1	72	26±2	feuchtes Gras	14.10.75	"	-
	1,39±0,07	17,3±1,2	40	7±1	Klee	1. 8.73	"	-
	1,29±0,06	16,8±2,4	68	11±1	Klee	22. 9.72	"	-
	4,22±2,25	12,9±4,8	87	25±3	Klee	24. 9.75	"	-
	2,20±0,23	18,3±2,2	61	10±1	Klee	17.10.74	"	-
	1,03±0,15	22,5±7,0	74	8±1	Klee	7.11.73	"	-
	0,35±0,06	11,9±2,1	46	41±3	trockenes Gras	19. 5.72	"	-
	0,47±0,10	6,5±1,0	66	7±1	trockenes Gras	20. 6.75	"	-
	0,42±0,04	7,1±3,3	55	7±1	trockenes Gras	25. 6.75	"	-
	1,13±0,16	18,9±1,3	43	12±1	trockenes Gras	14. 7.75	"	-
	2,22±0,38	23,1±1,8	50	23±2	trockenes Gras	18. 7.72	"	-
	1,49±0,15	22,2±0,2	46	6±1	trockenes Gras	22. 7.74	"	-
	1,56±0,22	21,9±1,1	35	14±2	trockenes Gras	7. 8.74	"	-

Tabelle 13: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod (Freilandmessungen) (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v _g (cm/s)	u _{* (cm/s)}	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
J ₂	0,93±0,10	16,4±1,3	70	10±1	trockenes Gras	10. 8.72	Heinemann and Vogt (1980)	-
	0,62±0,03	42,4±3,4	22	11±1	trockenes Gras	15. 8.73	"	-
	1,17±0,19	21,4±7,4	37	21±2	trockenes Gras	17. 8.76	"	-
	0,31±0,05	41,2±4,9	64	5±1	trockenes Gras	31. 8.74	"	-
	2,83±0,31	22,1±8,8	40	22±2	trockenes Gras	9. 9.75	"	-
	1,15±0,12	41,2±3,7	60	18±1	trockenes Gras	19. 9.73	"	-
	0,49±0,04	34,8±2,1	47	11±1	trockenes Gras	3.10.72	"	-
	2,69±0,42	21,4±7,4	37	17±1	feuchtes Gras	17. 8.76	"	-
	0,087	-	11	10,6	frisches Gras	-	Bunch (1968)	stabile Schichtung
	1,2	-	71	12,5	trockenes Gras	-	"	labile Schichtung
	0,23	-	72	11,0	frisches Gras nach dem Mähen der Wiese	-	"	stabile Schichtung
	0,79	-	25	5,7	frisches Gras	-	"	labile Schichtung
	0,80±0,32	60,5±8,5	30	16±7	trockenes Gras	25. 4.72	Heinemann and Vogt (1980)	-
	1,19±0,14	14,2±3,8	62	25±3	trockenes Gras	2. 5.75	"	-
	0,37±0,02	17,2±4,6	67	8±1	trockenes Gras	10. 5.74	"	-
	0,55±0,06	45,2±0,9	29	23±2	trockenes Gras	16. 5.74	"	-
	0,61	-	32	5,8	frisches Weizengras	-	Bunch (1968)	labile Schichtung
	0,15	-	99	5,0	frisches Gras, feucht	-	"	stabile Schichtung
	0,10	-	74	3,8	frisches Gras, feucht	-	"	stabile Schichtung
	1,0	-	34	11,9	trockenes Gras	-	"	labile Schichtung
	0,79	-	30	6,9	frisches Gras	-	"	neutrale Schichtung
	0,26	-	67	11,8	frisches Gras	-	"	stabile Schichtung
	0,63	-	67	8,5	frisches Gras	-	"	stabile Schichtung
	1,7	-	ca. 20	7,7	frisches Gras nach dem Mähen der Wiese	-	"	stabile Schichtung

Tabelle 13: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod (Freilandmessungen) (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
J ₂	3,5	-	26	8,0	frisches Gras	-	Bunch (1968)	stabile Schichtung
	0,14	-	34	4,7	staubiges, trockenes Gras	-	"	stabile Schichtung
	0,28	-	43	5,8	staubiges, trockenes Gras	-	"	stabile Schichtung
	0,54	-	43	5,4	staubiges, trockenes Gras	-	"	stabile Schichtung
J ₁₃₁ (elementar)	0,11	-	74	12,7	feuchtes Gras	Juni 1965	Hawley (1966)	Inversion, D = Frischgewicht des Grases pro cm ²
	1,33	-	32	-	Gras und Erde	Sept. 1964	"	labile Schichtung
	1,38	-	21	-	Gras und Erde	Mai 1963	"	labile Schichtung
Jod (keine weiteren Angaben)	2,1	27	-	-	Gras	-	Megaw and Chadwick (1956)	-
	2,1	33	-	-	Gras	-	"	-
J ₁₃₁ (gasförmig)	1,53	-	-	-	Gras	-	Barry and Chamberlain (1963)	-
	0,25	-	21	-	frisches Weizengras	-	Bunch (1968)	labile Schichtung
	0,82	-	34	-	Weidegras	-	"	Mittelwert der Lognormalverteilung
J ₁₃₁ , gasförmig (elementares Jod)	0,55	-	-	15	Gras	-	Hawley (1964)	mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit, D = Gewicht des Grases pro Flächeneinheit
J ₁₃₁ (gasförmig)	0,55±0,09	-	-	-	Gras (unbeschnittene Fläche)	-	Cline et al. (1965)	-
	0,59±0,06	-	-	-	Gras (beschnittene Fläche)	-	"	-

Tabelle 13: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod (Freilandmessungen) (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
J131 (gas- förmig)	0,52±0,13	-	-	-	Beifußpflanzen	-	Cline et al. (1965)	-
	0,35±0,04	-	-	-	trockenes "Cheat"- Gras	-	"	-

Tabelle 14: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod auf künstlichen Grenzflächen, Erdboden und Sand (Freilandmessungen)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
J131 (ele- mentar)	0,6	48	-	-	Papier in Petrischa- len	8. 5.49	Chamberlain (1960)	-
	0,7	35	61	-	"	8. 8.50	"	-
	0,9	48	75	-	"	3. 7.51	"	-
	0,6	38	51	-	"	8. 8.51	"	-
	0,3	15	78	-	"	8. 8.51	"	-
	2,0	48	75	-	Papierblätter	3. 7.51	"	-
	1,5	38	51	-	"	8. 8.51	"	-
	1,0	15	78	-	"	8. 8.51	"	-
	0,6	20	51	-	"	13. 7.59	"	-
	0,6	26	63	-	"	13. 7.59	"	-
J (keine weite- ren An- gaben)	0,5	33	-	-	Filterpapier	-	Megaw and Chadwick (1956)	-
J131 (ele- mentar)	0,56	-	21	-	Kohleplatten	Mai 63	Hawley (1966)	labile Schichtung
	0,14	-	21	-	klebriges Papier	Mai 63	"	labile Schichtung
	0,83	-	71	-	Kohleplatten	Dez. 64	"	neutrale Schichtung
	0,50	-	71	-	klebriges Papier	Dez. 64	"	neutrale Schichtung
	0,10	-	99	-	Kohleplatten	Juni 65	"	Inversion
	0,37	-	74	-	"	Juni 65	"	Inversion
	0,73	-	32	-	"	Sept. 64	"	labile Schichtung
	0,41	-	32	-	Klebriges Papier	Sept. 64	"	labile Schichtung
J131 (gas- förmig)	0,33±0,03	-	-	-	trockener Boden	-	Cline et al. (1965)	-

Tabelle 15: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod auf Schnee, Erdboden und Sand (Freilandmessungen)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
J131 (ele- mentar)	0,22	-	71	-	Schnee	Dez. 64	Hawley (1966)	neutrale Schichtung
J2	0,34	-	71	-	Schnee	-	Bunch (1968)	neutrale Schichtung
	0,33±0,03	-	-	-	trockener Boden	-	Cline et al. (1965)	-
	0,19	-	21	-	Sand	Mai 63	Hawley (1966)	labile Schichtung

Tabelle 16: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod (Labormessungen)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
J131	0,36	-	-	-	Kupferplatten	-	Morris and Nicholls (1965)	-
	0,42	-	-	-	Silberplatten	-	"	-
	0,04	-	-	-	Weichstahlplatten	-	"	-
	0,04	-	-	-	Edelstahlplatten	-	"	-
	0,11	-	-	-	galvanisierte Weich- stahlplatten	-	"	-
	0,04	-	-	-	Aluminiumplatten	-	"	-
	0,16	-	-	-	Bleiplatten	-	"	-
	0,01	-	-	-	bestrichene Platten	-	"	-
	0,001	-	-	-	Glasplatten	-	"	-
	0,21	-	-	-	Zementplatten	-	"	-
	7,2	-	-	16±5	Gras	-	Voillequé et al. (1970)	-
J2	0,26	-	65	8,7	Gras	-	Bunch (1968)	Mittelwerte aus allen Experimenten $v_g \sim D$
	0,12	-	-	54,4 mg/Gras cm ² (Feucht- gewicht)) (entspricht etwa einer Trockenmasse von 17 mg/cm ²)	Gras	-	Bunch (1966)	$v_g = 6,3 \cdot 10^{-6} \cdot D^{0,837 \pm 0,042}$ Untersuchung der Ablagerung zwischen 130 und 2000 g/m ² D = Frischgewicht pro m ² Boden

Tabelle 17: Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod - Kernwaffenversuche - Reaktorunfälle - Routinemessungen

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
J (nach Nielson (1981) handelt es sich um 131 - J ₂)	0,25	-	-	-	Gras	-	Hull (1966)	chinesische Nuklearversuche
(nach Nielson (1981) handelt es sich um 131 - J ₂)	0,30	-	-	-	Gras	-	Barry and Chamberlain (1963)	Unfall von Windscale (in Nord-Eng- land gemessen)
(nach Nielson (1981) handelt es sich um 131 - J ₂)	0,11	-	-	-	Gras	-	"	Unfall von Windscale (in Süd-Eng- land gemessen)
(nach Nielson (1981) handelt es sich um 131 - J ₂)	0,23	-	-	-	Salbei	-	Barry and Chamberlain (1963)	Unfall
(nach Chamberlain (1960) handelt es sich um J131)	2,8	-	-	-	Gras	-	"	Routineuntersuchungen
J131	0,26	-	-	-	Gras	-	Angeletti (1972)	russische Nuklearversuche
J131	2,5	-	-	-	Gras auf einem Flugplatz	-	Fuquay (1957)	-

Tabelle 18: Ablagerungsgeschwindigkeit von Spaltjod und Methyljodid

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Spalt- jod	1,8	-	-	-	Wasser	-	Angeletti (1972)	-
	0,8	-	-	-	Erboden	-	"	-
	0,54	-	-	-	klebriges Papier	-	"	-
	1,65	-	-	-	Gras	-	"	-
Me- thyl- jodid CH ₃ J ¹³	0,01	-	33	-	frisches Gras	-	Bunch (1968)	labile Schichtung
	0,0001	-	23	10	frisches Gras	-	"	labile Schichtung
	0,0001	-	17	10	frisches Gras	-	"	stabile Schichtung
	0,01	25	79	17	Gras	-	Heinemann et al. (1976)	Bei der gleichzeitigen Messung der Ab- lagerungsgeschwindigkeit von elementa- rem Jod und Methyljodid im Labor ergab sich, daß die Ablagerungsgeschwindig- keit von Methyljodid etwa um einen Fak- tor 200 niedriger als für elementares Jod lag.
CH ₃ J	(1,4 bis 24) 10 ⁻⁴	52	63	-	Gras	-	Atkins et al. (1967)	Freilandmessungen, die Ablagerungs- geschwindigkeit von elementarem Jod ist um einen Faktor 1000 größer. Be- zugsfläche für v_g : Blattoberfläche
	8,6 10 ⁻⁵	-	-	-	Gras	-	"	Windkanalversuch, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche, $u = 1$ m/s
	9 10 ⁻⁵	-	-	-	Klee	-	"	Windkanalversuch, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche, $u = 1$ m/s
	1,9 10 ⁻⁴ bis 3,6 10 ⁻⁴	-	-	-	Filterpapierblätter	-	"	Windkanalversuch, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche, $u = 1$ m/s
	2,5 10 ⁻⁴	-	-	-	Silberpapierblatt	-	"	Windkanalversuch, Bezugsfläche für v_g : Blattoberfläche, $u = 1$ m/s

Tabelle 19: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - Vegetation, ausgenommen Bäume

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	U_* (cm/s)	f (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
²³⁸ Pu (NO ₃) ₄	0,0041	0,868 (AMAD)	-	-	-	einzelne Blätter	15.10.73	Craig et al. (1976)	u = 1 cm/s
	0,0049	0,895 (AMAD)	-	-	-	"	15.10.73	"	"
	0,0057	0,521 (AMAD)	-	-	-	"	15. 1.74	"	"
	0,0083	0,575 (AMAD)	-	-	-	"	15. 1.74	"	"
	0,0115	1,782 (AMAD)	-	-	-	"	25. 3.74	"	"
	0,0126	1,740 (AMAD)	-	-	-	"	25. 3.74	"	"
	0,0150	1,655 (AMAD)	-	-	-	"	25. 3.74	"	"
	0,0053	1,040 (AMAD)	-	-	-	"	8. 4.74	"	"
	0,0044	1,073 (AMAD)	-	-	-	"	8. 4.74	"	"
	0,0056	1,23 ($\pm 0,09$) (AMAD)	-	-	-	"	-	"	"
hydratisiertes Plutoniumoxid	0,0087	1,1 $\pm 0,2$ (AMAD)	-	-	-	"	-	"	"
	0,0112	1,28 ($\pm 0,09$) (AMAD)	-	-	-	"	-	"	"
Pu O ₂	0,004	1,22 (AMAD)	-	-	-	Bohnenstauden, aus 4 - 6 Blättern bestehend	-	"	"
	0,004	0,99 (AMAD)	-	-	-	"	-	"	"
	0,004	0,97 (AMAD)	-	-	-	"	-	"	"

Tabelle 19: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - Vegetation, ausgenommen Bäume (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	U_* (cm/s) (%)	f (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
hydratisiertes Plutoniumoxid	0,004	0,85 (AMAD)	-	-	-	Bohnenstauden, aus 4 - 6 Blättern bestehend	-	Craig et al. (1976)	$u = 1$ cm/s
Pu O ₂	0,007	1,04 (AMAD)	-	-	-	"	-	"	"
	0,004	0,99 (AMAD)	-	-	-	"	-	"	"
	0,012	1,77 (AMAD)	-	-	-	"	-	"	"
²³⁸ Pu (NO ₃) ₄	0,010	1,75 (AMAD)	-	-	-	"	-	"	"
	0,006	1,08 (AMAD)	-	-	-	"	-	"	"
Plutoniumcitrat	0,007	1,09 (AMAD)	-	-	-	"	-	"	"
	0,10	1,11 (AMAD)	-	-	-	"	-	Chamberlain (1967)	-
monodisperse Bärlapp-samen, mit radioaktivem Jod markiert	9,2	32,4	183	-	-	Gras	-	Chamberlain (1967)	-
	7,5	32,4	154	-	-	"	-	"	-
	6,0	32,4	123	-	-	"	-	"	-
	5,0	32,4	73	-	-	"	-	"	-
	3,3	32,4	40	-	-	"	-	"	-
	2,9	32,4	18	-	-	"	-	"	-
	3,3	32	35	-	-	"	-	"	-
Ambrosiapflanzenpollen	2,7	19	35	-	-	"	-	"	-
monodisperse Polystyrol	0,16	5	35	-	-	"	-	"	-
monodisperse Tricresylphosphat	0,019	1	35	-	-	"	-	"	-

Tabelle 19: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - Vegetation, ausgenommen Bäume (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_x (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Aitken-partikel	0,023	0,08	35	-	-	Gras	-	Chamberlain (1967)	-
monodisperse Bärlapp-samen	4,9	32	70	-	-	"	-	"	-
Ambrosia-pflanzen-pollen	3,2	19	70	-	-	"	-	"	-
monodisperse Polystyrol	0,8	5	70	-	-	"	-	"	-
monodisperse Tricre-cylphosphat	0,09 0,034	2 1	70 70	- -	- -	" "	- -	" "	- -
Aitken-partikel	0,033	0,08	70	-	-	"	-	"	-
monodisperse Bärlapp-samen	7,6	32	140	-	-	"	-	"	-
Ambrosia-pflanzen-pollen	3,9	19	140	-	-	"	-	"	-
monodisperse Polystyrol	1,2	5	140	-	-	"	-	"	-
monodisperse Tricre-cylphosphat	0,053	1	140	-	-	"	-	"	-
Aitken-partikel	0,076	0,08	140	-	-	"	-	"	-
Zink-Kadmium-Sulfat-partikel	0,77 0,40	3,0 3,5	37 37	- -	- -	trockenes Moos "	- -	Clough (1975) "	- -

Tabelle 19: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - Vegetation, ausgenommen Bäume (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Zink-Kadmium-Sulfat-Partikel	0,46	4,0	37	-	-	trockenes Moos	-	Clough (1975)	-
	0,60	4,5	37	-	-	feuchtes Moos	-	"	-
	1,02	4,5	37	-	-	trockenes Moos	-	"	-
	1,13	5,0	37	-	-	feuchtes Moos	-	"	-
	0,97	5,0	37	-	-	trockenes Moos	-	"	-
	1,66	6,5	37	-	-	feuchtes Moos	-	"	-
	1,48	6,5	37	-	-	trockenes Moos	-	"	-
Bärlapp-samen	2,10	32	37	-	-	feuchtes Moos	-	"	-
	3,43	32	37	-	-	trockenes Moos	-	"	-
Aitken-partikel	0,06	0,08	37	-	-	Moos	-	"	-
Bärlapp-samen	9,0	32	87	-	-	trockenes Moos	-	"	-
Zink-Kadmium-Sulfat-Partikel	12,7	3,0	-	-	-	trockenes Moos in Beuteln	-	"	u = 3 m/s
	8,6	3,5	-	-	-	"	-	"	"
	12,8	4,0	-	-	-	"	-	"	"
	18,3	4,5	-	-	-	"	-	"	"
	20,0	5,0	-	-	-	"	-	"	"
	12,8	6,5	-	-	-	"	-	"	"
Bärlapp-samen	29,7	32	-	-	-	"	-	"	"
	50	32	-	-	-	feuchtes Moos in Beuteln	-	"	"
	61,7	32	-	-	-	trockenes Moos in Beuteln	-	"	u = 7 m/s
	100	32	-	-	-	feuchtes Moos in Beuteln	-	"	"
	22	32	-	-	-	Moos auf einem Holzblock	-	"	"

Tabelle 19: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - Vegetation, ausgenommen Bäume (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v _g (cm/s)	d (µm)	u* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
monodis- perse Aerosole, markiert mit Pb 212	0,011	0,5	25	-	-	Gras, 7 cm hoch	-	Ahmed et al. (1978)	-
	0,013	1	25	-	-	"	-	"	-
	0,038	2	25	-	-	"	-	"	-
	0,10	3	25	-	-	"	-	"	-
	0,20	4	25	-	-	"	-	"	-
	0,075	0,02	25	-	-	"	-	"	-
	0,038	0,05	25	-	-	"	-	"	-
	1,25	0,01-0,02	-	-	-	feuchtes Moos in Beuteln	-	Little and Wiffen (1977)	u = 2,5 m/s
Pb 203	1,6	0,01-0,02	-	-	-	trockenes Moos in Beuteln	-	"	u = 1,5 m/s
monodis- perse Aerosole, mit Tc 99m mar- kiert	0,110	2,75	-	-	-	Gras, 10 cm hoch	-	Little (1977)	u = 2,5 m/s
	0,490	5,0	-	-	-	"	-	"	"
	2,04	5,0	-	-	-	Moos in Beuteln	-	"	u = 1,5 m/s
	2,66	2,75	-	-	-	"	-	"	u = 2,5 m/s
	5,39	5,0	-	-	-	"	-	"	"
	16,26	8,5	-	-	-	"	-	"	"
	12,86	2,75	-	-	-	"	-	"	u = 5 m/s
	46,0	5	-	-	-	"	-	"	"
	34,3	8,5	-	-	-	"	-	"	"
	0,022	0,1-0,25	-	-	-	Nesselblätter	-	Little and Wiffen (1977)	u = 2,5 m/s
Pb 203	0,119	0,01-0,02	-	-	-	"	-	"	"
monodis- perse Aerosole, mit Tc 99m mar- kiert	0,35	2,75	-	-	-	Nesselblätter (Lamina)	-	Little (1977)	"
	4,49	2,75	-	-	-	Stiele von Nes- selblättern	-	"	"
	0,50	2,75	-	-	-	Nesselpflanzen	-	"	"

Tabelle 19: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - Vegetation, ausgenommen Bäume (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Aitken-partikel	0,4	0,08	-	-	-	Moos in Beuteln	-	Clough (1975)	$u = 3 \text{ m/s}$
monodisperse Ölsäure-tropfen, Au ¹⁹⁸	0,2	0,5-5%	-	-	-	Moos in Beuteln	-	"	"
	0,004	0,8 (AMAD)	-	-	-	Bohnenblätter	-	Vaughan (1976)	$v_g = \frac{K_v}{C_p f v}$
monodisperse Bär-lappsa-men	1,8 - 4	ca. 30	-	-	-	Kartoffel- und Bohnenblätter	-	Chamberlain (1975)	-
	3,7	ca. 30	90	-	-	Weizenähren	-	"	-
	2	ca. 30	25	-	-	Getreidegras	-	"	-
	2	ca. 30	45	-	-	"	-	"	-
	4,5	ca. 30	70	-	-	"	-	"	-
	4,8	ca. 30	90	-	-	"	-	"	-
	6,3	ca. 30	135	-	-	"	-	"	-
Pb 203	0,019	0,1-0,25	-	-	-	Gras	-	Little and Wiffen (1977)	$u = 2,5 \text{ m/s}$
	0,1	0,04-0,1	-	-	-	Moos in Beuteln	-	"	$u = 0,5 \text{ m/s}$
	0,8	0,04-0,1	-	-	-	"	-	"	$u = 2,2 \text{ m/s}$
	0,026	0,1-0,25	-	-	-	Gras und Erde	-	"	$u = 2,5 \text{ m/s}$
	0,127	0,01-0,02	-	-	-	Gras	-	"	$u = 2,5 \text{ m/s}$
	1,5	0,04-0,1	-	-	-	Moos in Beuteln	-	"	$u = 3,7 \text{ m/s}$
	0,142	0,01-0,02	-	-	-	Gras und Erde	-	"	$u = 2,5 \text{ m/s}$
	0,16	0,1-0,25	-	-	-	feuchtes Moos in Beuteln	-	"	"
	0,50	0,1-0,25	-	-	-	trockenes Moos in Beuteln	-	"	"
monodisperse Aerosole, markiert mit Pb 212	0,03	0,07	25	-	-	Gras, 7 cm hoch	-	Ahmed et al. (1978)	-
	0,020	0,1	25	-	-	"	-	"	-
	0,015	0,2	25	-	-	"	-	"	-

Tabelle 19: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - Vegetation, ausgenommen Bäume (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
monodisperse Aerosole, mit Tc 99m markiert	5,68	2,75	-	-	-	Stiele von Nesselpflanzen	-	Little (1977)	u = 2,5 m/s
	1,02	2,75	-	-	-	Nesselblätter	-	"	u = 5 m/s
	4,88	2,75	-	-	-	Stiele von Nesselblättern	-	"	u = 5 m/s
	1,19	2,75	-	-	-	Nesselpflanzen	-	"	u = 5 m/s
	6,50	2,75	-	-	-	Stiele von Nesselpflanzen	-	"	u = 5 m/s
	0,22	5,0	-	-	-	Nesselblätter (Lamina)	-	"	u = 1,5 m/s
	0,71	5,0	-	-	-	Stiele von Nesselblättern	-	"	"
	0,23	5,0	-	-	-	Nesselpflanzen	-	"	"
	0,78	5,0	-	-	-	Stiele von Nesselpflanzen	-	"	"
	0,72	5,0	-	-	-	Nesselblätter (Lamina)	-	"	u = 2,5 m/s
	6,54	5,0	-	-	-	Stiele von Nesselblättern	-	"	"
	0,88	5,0	-	-	-	Nesselpflanzen	-	"	"
	5,75	5,0	-	-	-	Stiele von Nesselpflanzen	-	"	"
	3,22	5,0	-	-	-	Nesselblätter (Lamina)	-	"	u = 5 m/s
	26,1	5,0	-	-	-	Stiele von Nesselblättern	-	"	"
	3,98	5,0	-	-	-	Nesselpflanzen	-	"	"
	21,4	5,0	-	-	-	Stiele von Nesselpflanzen	-	"	"
	1,04	8,5	-	-	-	Nesselblätter (Lamina)	-	"	u = 2,5 m/s

Tabelle 20: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - künstliche Grenzflächen

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Aitkenpartikel	0,005	0,08	24	-	-	Filterpapier am Boden	-	Clough (1973)	u = 6 m/s
monodisperse Ölsäure-tropfen	0,003	0,5 $\pm$ 5%	24	-	-	"	-	"	"
Poly-strol-partikel	0,3	5	24	-	-	"	-	"	"
polydisperses Uranin	0,002	0,1	73	-	-	glatte Bodenflächen	-	Sehmel (1973)	u = 13 m/s
	0,002	0,2	73	-	-	"	-	"	"
	0,003	0,2	73	-	-	"	-	"	"
	0,06	ca. 2	73	-	-	"	-	"	"
monodisperses Uranin	0,8	ca. 5	73	-	-	"	-	"	"
	8	ca. 11	73	-	-	(mit Petroleum-gallerte überstrichen)	-	"	"
	10	ca. 11	73	-	-	"	-	"	"
	4	ca. 7	73	-	-	glatte Bodenflächen	-	"	"
	2	ca. 6	73	-	-	" mit Petroleum-gallerte	-	"	"
	2	ca. 5	11	-	-	glatte Bodenflächen	-	"	u = 2,2 m/s
	0,09	ca. 4	11	-	-	"	-	Chamberlain (1967)	"
monodisperse Bärlappensamen	5,2	32,3	58	-	-	trockenes Handtuch	-	"	-
	15,9	32,3	125	-	-	rauhes Glas	-	"	-
	9,7	32,3	77	-	-	"	-	"	-
	7,0	32,3	54	-	-	"	-	"	-

Tabelle 20: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - künstliche Grenzflächen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
monodisperse Bärlappensamen	2,2	32,3	17	-	-	rauhes Glas	-	Chamberlain (1967)	-
monodisperse Uranin	0,4	ca. 10	11	-	-	glatte Bodenfläche	-	Sehmel (1973)	u = 2,2 m/s
	0,2	ca. 6	11	-	-	"	-	"	"
	1	ca. 11	11	-	-	"	-	"	"
	0,1	ca. 5	34	-	-	"	-	"	u = 6,7 m/s
	1	ca. 10	34	-	-	"	-	"	"
	4	ca. 11	34	-	-	"	-	"	"
	ca. 8	ca. 12	34	-	-	" (mit Petroleumgallerte überstrichen)	-	"	"
polydisperses Uranin	0,002	ca. 2	73	-	-	glatte Fläche an der Decke, mit Petroleumgallerte überstrichen	-	"	u = 13,4 m/s
monodisperse Uranin	0,01	ca. 4	73	-	-	glatte Fläche an der Decke	-	"	"
	0,04	ca. 6	73	-	-	"	-	"	"
	0,04	ca. 5	73	-	-	"	-	"	"
	0,4	ca. 10	73	-	-	"	-	"	"
	1,1	ca. 10	73	-	-	" (mit Petroleumgallerte überstrichen)	-	"	"
	5	12	73	-	-	"	-	"	"
	0,1	10	34	-	-	glatte Fläche an der Decke	-	"	u = 6,7 m/s
	ca. 1	12	34	-	-	" (mit Petroleumgallerte überstrichen)	-	"	"

Tabelle 20: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuch⁸ - künstliche Grenzflächen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	V _g (cm/s)	d (μm)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Ambrosiapflanzenpollen	2,5	20	24	-	-	Filterpapier am Boden	-	Clough (1973)	u = 6 m/s
Aitkenpartikel	0,003	0,08	24	-	-	glatte Fläche am Boden	-	"	"
Ölsäure-tropfen (monodispers)	0,001	0,5 _{+5%}	24	-	-	"	-	"	"
Poly-strotpartikel	0,2	5	24	-	-	"	-	"	"
Ambrosiapflanzenpollen	1,4	20	24	-	-	"	-	"	"
Aitkenpartikel	0,008	0,08	24	-	-	Filterpapier (10 cm über dem Boden)	-	"	"
Ölsäurepartikel (monodispers)	0,02	0,5 _{+5%}	24	-	-	"	-	"	"
heterogene Aerosole aus der Atmosphäre	0,009	1	24	-	-	"	-	"	"
Poly-strotpartikel	0,3	5	24	-	-	"	-	"	"
monodisperse Bärlappensamen	0,8	30	24	-	-	"	-	"	"
Ölsäure-tropfen (monodispers)	0,002	0,5 _{+5%}	12	-	-	"	-	"	u = 3 m/s
heterogene Aerosole aus der Atmosphäre	0,005	1	12	-	-	"	-	"	"

Tabelle 20: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - künstliche Grenzflächen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
monodisperse Bärlappensamen, mit radioaktivem Jod markiert	3	30	12	-	-	Filterpapier (10 cm über dem Boden)	-	Clough (1973)	$u = 3$ m/s
	35,7	32,4	146	-	-	klebriges, künstliches Gras	-	Chamberlain (1967)	-
	24,3	32,4	120	-	-	"	-	"	-
	18,9	32,4	84	-	-	"	-	"	-
	13,0	32,4	73	-	-	"	-	"	-
	8,7	32,4	44	-	-	"	-	"	-
	4,9	32,4	28	-	-	"	-	"	-
	8,4	32,4	126	-	-	trockenes Handtuch	-	"	-
	12,1	32,4	126	-	-	feuchtes Handtuch	-	"	-
	6,4	32,4	85	-	-	trockenes "	-	"	-
	6,9	32,4	85	-	-	feuchtes "	-	"	-
	13	32	70	-	-	künstliches Gras	-	"	-
Ambrosiapflanzenpollen	13	19	70	-	-	"	-	"	-
monodisperse Polystyrol	0,35	5	70	-	-	"	-	"	-
monodisperse Tricresylphosphat	0,034	2	70	-	-	"	-	"	-
	0,012	1	70	-	-	"	-	"	-
Aitkenpartikel	0,034	0,08	70	-	-	"	-	"	-
monodisperse Bärlappensamen	6,8	32	35	-	-	"	-	"	-

Tabelle 20: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - künstliche Grenzflächen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_x (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Ambrosiapflanzenpollen	7,2	19	35	-	-	künstliches Gras	-	Chamberlain (1967)	-
monodisperse Polystyrol	0,14	5	35	-	-	"	-	"	-
monodisperse Tricesylphosphat	0,010	1	35	-	-	"	-	"	-
Aitkenpartikel	0,019	0,08	35	-	-	"	-	"	-
monodisperse Bärlapp-samen	36	32	140	-	-	"	-	"	-
Ambrosiapflanzenpollen	34	19	140	-	-	"	-	"	-
monodisperse Polystyrol	1,9	5	140	-	-	"	-	"	-
monodisperse Tricesylphosphat	0,034	1	140	-	-	"	-	"	-
Aitkenpartikel	0,049	0,08	140	-	-	"	-	"	-
monodisperse Bärlapp-samen, mit radioaktivem Jod markiert	3	ca.30	30	-	-	Objekttträger eines Mikroskopes	-	Chamberlain (1975)	-
	5	ca.30	58	-	-	"	-	"	-
	5,5	ca.30	81	-	-	"	-	"	-
	7,1	ca.30	100	-	-	"	-	"	-
	8,2	ca.30	130	-	-	"	-	"	-

Tabelle 20: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Windkanalversuche - künstliche Grenzflächen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
monodisperse Aerosole, mit Pb 212 markiert	0,013	0,07	25	-	-	Filterpapier	-	Ahmed et al. (1978)	-
	0,010	0,1	25	-	-	"	-	"	-
	0,006	0,2	25	-	-	"	-	"	-
	0,008	0,5	25	-	-	"	-	"	-
	0,01	1	25	-	-	"	-	"	-
	0,018	2	25	-	-	"	-	"	-
	0,038	3	25	-	-	"	-	"	-
	0,075	4	25	-	-	"	-	"	-
Bärlapp-samen	0,023	32	-	-	-	ebene Platten	-	Vogt (1970)	u = 9,2 m/s
	0,002	32	-	-	-	"	-	"	u = 3,2 m/s
	0,007	32	-	-	-	"	-	"	u = 1,1 m/s
Pb 203	0,003	0,04-0,1	-	-	-	Filterpapier	-	Little and Wiffen (1977)	u = 0,5 m/s
	0,004	0,04-0,1	-	-	-	"	-	"	u = 2,2 m/s
	0,008	0,04-0,1	-	-	-	"	-	"	u = 3,7 m/s

Tabelle 21: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf dem Erdboden und auf Sand (Experimente im Windkanal)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_z (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Pb 203	0,053	0,04-0,1	-	-	-	trockener Erdboden	-	Little and Wiffen (1977)	u = 3,7 m/s
	0,036	0,04-0,1	-	-	-	feuchter Erdboden	-	"	"
	0,007	0,1-0,25	-	-	-	Erdboden unter Gras	-	"	u = 2,5 m/s
	0,008	0,1-0,25	-	-	-	unbewachsener Erdboden	-	"	"
	0,015	0,01-0,02	-	-	-	Erdboden unter Gras	-	"	"
	0,035	0,01-0,02	-	-	-	unbewachsener Erdboden	-	"	"
	0,015	0,04-0,1	-	-	-	"	-	"	u = 2,2 m/s
	0,006	0,04-0,1	-	-	-	"	-	"	u = 0,5 m/s
	0,006	0,04-0,1	-	-	-	trockener Erdboden	-	"	Windstille
	0,007	0,04-0,1	-	-	-	feuchter Erdboden	-	"	"
	0,0065	0,04-0,1	-	-	-	trockener Erdboden	-	"	u = 0,5 m/s
	0,0035	0,04-0,1	-	-	-	feuchter Erdboden	-	"	"
	0,0186	0,04-0,1	-	-	-	trockener "	-	"	u = 2,2 m/s
	0,05	0,04-0,1	-	-	-	unbewachsener Erdboden	-	"	u = 3,7 m/s
monodisperse Aerosole, mit ¹³⁷ Ic 99m markiert	0,06	2,75	-	-	-	Erdboden unter Gras	-	Little (1977)	u = 2,5 m/s
	0,13	5,0	-	-	-	"	-	"	"
	0,0048	0,04-0,1	-	-	-	trockener Sand	-	Little and Wiffen (1977)	u = 0,5 m/s
Pb 203	0,024	0,04-0,1	-	-	-	Sand	-	"	u = 3,7 m/s

Tabelle 21: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen auf dem Erdboden und auf Sand (Experimente im Windkanal) (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
monodisperse Bärlapp- samen, mit radioak- tivem Jod mar- kiert	2	ca. 30	30	-	-	Lehmboden (trocken)	-	Chamberlain (1975)	-
	2,3	ca. 30	58	-	-	"	-	"	-
	2,4	ca. 30	81	-	-	"	-	"	-
	2,5	ca. 30	100	-	-	"	-	"	-
	6,5	ca. 30	58	-	-	Lehmboden (feucht)	-	"	-
	7,1	ca. 30	81	-	-	"	-	"	-
	9,2	ca. 30	100	-	-	"	-	"	-
	8,8	ca. 30	130	-	-	"	-	"	-

Tabelle-22: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - Vegetation, ausgenommen Wälder

Schadstoff-substanz	v _g (cm/s)	d (µm)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Erdaerosole, mit radioaktivem Jod markiert	0,92	0,03-45,5	-	58,6	-	Luzernenweide	6. 6.67	Mason et al. (1971)	polydisperse Partikel, Maximum der Durchmesser-Volumenverteilung liegt bei 45,5 µm
Erdaerosole, mit J 131 markiert	0,96	2,3 (CMD)	-	-	-	Sudangras	-	McNellis et al. (1971)	-
	1,4	2,0 (CMD)	-	-	-	Luzernenweide	-	"	-
	1,4	0,6 (CMD)	-	-	-	Sudangras	-	"	-
	1,6	0,6 (CMD)	-	-	-	Luzernenweide	-	"	-
Zr 95	0,2	-	-	-	-	Gras	-	Chamberlain (1960)	-
monodisperse Bärlassamen, mit radioaktivem Jod markiert	3,5	32,4	53	-	32	Gras	14. 4.53	Chamberlain (1967)	D = Frischgewicht des Grases pro cm ²
	0,7	32,4	12	-	37	"	11. 5.53	"	"
	1,4	32,4	38	-	32	"	18. 6.53	"	"
	1,0	32,4	33	-	31	"	15.10.53	"	"
	2,2	32,4	26	-	65	"	28. 7.55	"	"
	1,4	32,4	48	-	32	"	1. 9.55	"	"
	0,8	32,4	44	-	30	"	27. 9.62	"	"
	1,3	32,4	27	-	44	"	11.10.62	"	"
	0,9	32,4	45	-	32	"	27. 3.63	"	"
	2,4	32,4	54	-	60	"	15. 5.63	"	"
	0,45	32,4	17	-	38	"	19. 5.65	"	"
	1,9	32,4	94	-	58	"	15. 6.65	"	"
	1,5	32,4	41	-	62	"	9. 9.65	"	"
	3,7	ca.30	38	-	-	Getreide	-	Chamberlain (1975)	-
	3,9	ca.30	49	-	-	"	-	"	-
	2,8	ca.30	56	-	-	"	-	"	-

Tabelle 22: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - Vegetation, ausgenommen Wälder (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
monodisperse Bärlassamen, mit radioaktivem Jod markiert	3,0 4,5 2,8 1,5 3,1	ca. 30 ca. 30 32,4 32,4 32,4	60 62 63 24 45	- - - - -	- - 57 61 32	Getreide " Gras " Gras und Erde	- - 17. 9. 65 23. 9. 65 27. 3. 63	Chamberlain (1975) " Chamberlain (1967) " "	- - D = Frischgewicht des Grasses pro cm ² " "
	4,4 1,4 4,5 3,0 6,8	32,4 32,4 32,4 32,4 32,4	54 17 94 41 63	- - - - -	60 38 58 62 57	" " " " nasses Gras infolge von Regen	15. 5. 63 19. 5. 65 15. 6. 65 9. 9. 65 17. 9. 65	" " " " "	" " " " "
Sr	2,7 0,03	32,4 -	24 33	- -	61 -	Gras und Erde Gras	23. 9. 65 -	" Megaw and Chadwick (1956)	D = Frischgewicht des Grasses pro cm ² -
Zerfallsprodukte von Thorium 233	0,74	≈ 1	-	-	-	"	-	"	-
polydisperse Rhodamine-Aerosole	0,21	0,7 (mittlerer Massendurchmesser)	24	-	-	Gras	-	Schmel et al. (1973)	-
monodisperse Bärlassamen, mit radioaktivem Jod markiert	3,6 5,9	ca. 30 ca. 30	- -	- -	- -	trockener Weizen feuchter "	- -	Chamberlain (1975) "	- -
gemischte Spaltprodukte	0,07	-	40	-	-	Gras	-	Megaw and Chadwick (1956)	80 % der Aerosolaktivität enthielten Partikel mit Durchmesser kleiner als 0,5 μm

Tabelle-22: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - Vegetation, ausgenommen Wälder (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v _g (cm/s)	d (µm)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
gemischte Spaltprodukte	0,18	-	27	-	-	Gras	-	Megaw and Chadwick (1956)	80 % der Aerosolaktivität enthielten Partikel mit Durchmesser kleiner als 0,5 µm
	0,16	-	33	-	-	"	-	"	80 % der Aerosolaktivität enthielten Partikel mit Durchmesser kleiner als 0,5 µm
Ru 103	0,64	-	-	47-72	-	Roggengras	-	Lifton et al. (1960)	Partikeldurchmesser meist kleiner als 1 µm
gemischte Spaltprodukte	0,06	-	27	-	-	Hafer (Ähre)	-	Megaw and Chadwick (1956)	80 % der Aerosolaktivität enthielten Partikel mit Durchmesser kleiner als 0,5 µm
	0,05	-	27	-	-	" (Halm)	-	"	80 % der Aerosolaktivität enthielten Partikel mit Durchmesser kleiner als 0,5 µm
Ba	0,06	-	33	-	-	" (Ähre)	-	"	80 % der Aerosolaktivität enthielten Partikel mit Durchmesser kleiner als 0,5 µm
	0,013	-	33	-	-	" (Halm)	-	"	80 % der Aerosolaktivität enthielten Partikel mit Durchmesser kleiner als 0,5 µm
	0,006	-	33	-	-	" (Ähre)	-	"	80 % der Aerosolaktivität enthielten Partikel mit Durchmesser kleiner als 0,5 µm
Cs 137	0,0125	-	33	-	-	" (Halm)	-	"	80 % der Aerosolaktivität enthielten Partikel mit Durchmesser kleiner als 0,5 µm
	0,19±0,17	< 1	-	-	-	Gras in Kübeln	-	Gifford and Pack (1962)	-
Ru 103	0,57±0,42	< 1	-	-	-	"	-	"	-
Pb 212	0,68-39,23	< 0,3	-	-	-	Moos in Beuteln	-	Little and Wiffen (1977)	Abhängigkeit der Ablagerungsgeschwindigkeit von der Entfernung zur Straße und der Emissionshöhe
	2,58	< 0,3	-	-	-	Gras an einer Straße	-	"	-
	2,0	< 0,3	-	-	-	Gras, 5 m von einer Straße entfernt	-	"	-

Tabelle-22: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - Vegetation, ausgenommen Wälder (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Bärlapp-samen	1,2	32	-	-	-	Gras auf einem Flugplatz	-	Fuquay (1957)	-
Spalt-produkt-aerosole	0,1	-	-	-	-	Gras auf einem Flugplatz	-	"	-

Tabelle-23: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - künstliche Grenzflächen

Schadstoff-substanz	v _g (cm/s)	d (µm)	u _x (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Radium	0,20	ca.3	-	-	-	Petriscala, 30 cm über Waldboden	26. 8.69	Fritschen and Edmonds (1976)	Inversion bis 30 m, Emissionshöhe 1 bis 20 m
	0,33	ca.3	-	-	-	"	26. 8.69	"	Emissionshöhe 1 m, schwach labile Schichtung
	0,14	ca.3	-	-	-	"	28. 8.69	"	Emissionshöhe 1 bis 10 m
	0,20	ca.3	-	-	-	"	28. 8.69	"	Emissionshöhe 1 m, labile Schichtung
Timotheusgraspollen	14,4	34	22	-	-	Objektträger	1966	Raynor et al. (1970a), Raynor et al. (1970b)	Konzentrationsmeßhöhe 0,5-1,5 m, Abhängigkeit von v _g von der Entfernung zur Quelle und der Konzentrationshöhe, über beide Parameter gemittelte Ablagerungsgeschwindigkeit
Kornpollen	20,2-439,4	90-100	-	-	-	Objektträger	1963	Raynor et al. (1970a)	Konzentrationsmeßhöhe 1,5 m, Abhängigkeit von v _g von der Entfernung zur Quelle
	154,9	90-100	20	-	-	Objektträger	1964	"	Konzentrationsmeßhöhe 0,5 - 1,5 m, Abhängigkeit von v _g von der Entfernung zur Quelle und der Konzentrationshöhe, über beide Parameter gemittelte Ablagerungsgeschwindigkeit
gemischte Spaltprodukte	0,06	-	-	-	-	Filterpapierfläche nach unten	-	Megaw and Chadwick (1956)	-
	0,08	-	40	-	-	Filterpapierfläche nach oben	-	"	-
	0,08	-	-	-	-	klebriges Papier (Zellofan), Fläche nach oben	-	"	-
	0,04	-	-	-	-	klebriges Papier (Zellofan), Fläche nach unten	-	"	-
Ba	0,04	-	33	-	-	Filterpapier	-	"	-
Sr	0,03	-	33	-	-	Filterpapier	-	"	-
Te 127	1,07±1,8	-	-	54	-	gummiertes Papier (Boden)	5. 8.59 - 18. 9.59	Lifton et al. (1960)	-

Tabelle 23: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - künstliche Grenzflächen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Te 129	0,342 ±0,49	-	-	54	-	gummiertes Papier (Boden)	5. 8.59 18. 9.59	Lifton et al. (1960)	-
Sr	0,02	-	33	-	-	Substratfläche	-	Megaw and Chadwick (1956)	-
Ba	0,02	-	33	-	-	"	-	"	-
gemisch- te Spalt- produkte	0,07	-	27	-	-	"	-	"	-
	0,09	-	33	-	-	"	-	"	-
	4,2	1	-	-	-	Filterpapier	-	"	-
	1,95	1	-	-	-	Substratfläche	-	"	-
	0,1	-	-	-	-	Filterpapier	-	Chamberlain (1960)	-
	0,07	-	-	-	-	gummiertes Papier	-	"	-
Zr 95	0,10	-	-	-	-	Filterpapier	-	"	-
	0,001	-	-	-	-	"	-	"	im Labor ermittelt, u klein, deshalb v klein
	0,07	-	-	-	-	"	-	"	-
	0,04	-	-	-	-	(Fläche nach oben)	-	"	-
	0,04	-	-	-	-	Filterpapier, Ablagerungsfläche nach unten	-	"	-
Pb	0,13	-	-	-	-	innere Oberflä- che eines Pulvio- meters	-	Servant (1976)	-
monodis- perse	3,4	32,4	44	-	-	Petrischale	27. 9.62	Chamberlain (1967)	-
Bärlapp- samen, mit ra- dioakti- vem Jod markiert	2,5	32,4	27	-	-	"	11.10.62	"	-
	5,1	32,4	45	-	-	"	27. 3.63	"	-
	2,7	32,4	54	-	-	"	15. 5.63	"	-
	0,4	32,4	17	-	-	"	19. 5.65	"	-
	5,7	32,4	94	-	-	"	15. 6.65	"	-

Tabelle 23: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - künstliche Grenzflächen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Radium	0,24	ca. 3	-	-	-	Petrischale, 30 cm über Waldboden	26. 8. 69	Fritschen and Edmonds (1976)	stabile Schichtung, Emissionshöhe 1 bis 10 m
gemischte Spaltprodukte	0,10	-	40	-	-	Filterpapierfläche nach unten	-	Megaw and Chadwick (1956)	-
	0,08	-	27	-	-	Filterpapierfläche nach oben	-	"	-
	0,05	-	27	-	-	Filterpapierfläche nach unten	-	"	-
	0,07	-	33	-	-	Filterpapierfläche nach oben	-	"	-
Zypressensamen	27,8	30	-	-	-	Objektträger	1967	Raynor et al. (1971)	Konzentrationsmeßhöhe 0,5 - 1,5 m, Abhängigkeit von v_g von der Entfernung zur Quelle und der Konzentrationsmeßhöhe, über beide Parameter gemittelte Ablagerungsgeschwindigkeit
Ambrosiapflanzenpollen	11,5	20	16	-	-	"	1963	" (1970b)	Konzentrationsmeßhöhe 0,5 - 1,5 m, Abhängigkeit von v_g von der Entfernung zur Quelle und der Konzentrationsmeßhöhe, über beide Parameter gemittelte Ablagerungsgeschwindigkeit
"	4,4	20	-	-	-	"	1967	" (1971)	Konzentrationsmeßhöhe 0,5 - 1,5 m, Abhängigkeit von v_g von der Entfernung zur Quelle und der Konzentrationsmeßhöhe, über beide Parameter gemittelte Ablagerungsgeschwindigkeit
Bohnenpollen	8,3	24x38	-	-	-	"	1967	" (1971)	Konzentrationsmeßhöhe 0,5 - 1,5 m, Abhängigkeit von v_g von der Entfernung zur Quelle und der Konzentrationsmeßhöhe, über beide Parameter gemittelte Ablagerungsgeschwindigkeit
monodisperse Bärlassamen, mit radioaktivem Jod markiert	1,5	32,4	24	-	-	Petrischale	23. 9. 65	Chamberlain (1967)	-
	5,6	32,4	53	-	-	"	14. 4. 65	"	-
	1,5	32,4	12	-	-	"	11. 5. 53	"	-
	2,1	32,4	38	-	-	"	18. 6. 53	"	-

Tabelle 23: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - künstliche Grenzflächen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
monodisperse	1,7	32,4	33	-	-	Petrishale	15.10.53	Chamberlain (1967)	-
Bärlapp-samen; mit radioakti- vem Jod markiert	1,2	32,4	26	-	-	"	28. 7.55	"	-
gemischte Spalt- produkte	0,03	-	40	-	-	Substratfläche	-	Megaw and Chadwick (1956)	-
	0,05	-	33	-	-	Filterpapierflä- che nach unten	-	"	-
	0,07	-	-	-	-	Filterpapierflä- che nach oben	-	"	-
Ru 103	0,3	-	-	31- 72	-	gummiertes Papier am Boden	-	Lifton et al. (1960)	Partikeldurchmesser überwiegend kleiner als 1 μm
Ru 103	0,3	-	-	31- 72	-	gummiertes Papier 1,2 m über dem Boden	-	"	Partikeldurchmesser überwiegend kleiner als 1 μm
Zerfalls- produkte von Th233 (α -Akti- vität)	3,4	≈ 1	-	-	-	Filterpapier	-	Megaw and Chadwick (1956)	-
Ba	0,03	-	33	-	-	Substratfläche	-	"	-
Stäube nach einem Kernwaf- fenversuch	1	-	-	-	-	gummiertes Papier	-	Fuquay (1957)	-
Rauch	0,8-1	-	-	-	-	Depositionsbe- hälter	-	"	-
Cs 137	0,15	< 1	-	-	-	klebriges Papier	-	Gifford and Pack (1962)	-
Ru 103	2,0 $\pm$ 0,98	< 1	-	-	-	"	-	"	-
Zr 95 - Nb 95	1,4 $\pm$ 0,73	1-5	-	-	-	"	-	"	-
Ce 141	0,73 $\pm$ 0,63	< 1	-	-	-	"	-	"	-

Tabelle 24: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandversuche, Erdboden und Sand

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Cs 137	0,045	-	-	47	-	Erdboden	5.8.59	Lifton et al. (1960)	85 % der Partikel hatten mittlere Durchmesser, die kleiner als 1 μm waren
Ru 103	0,14 $\pm$ 0,20	-	-	47	-	"	5.8.59	"	Durchmesser der Partikel überwiegend kleiner als 1 μm
Uranin-partikel	0,1	< 1	-	-	-	sandbedeckte Platten	-	Islitzer and Dumbauld (1963)	-
Cs 137	0,04 $\pm$ 0,019	< 1	-	-	-	Sand	-	Gifford and Pack (1962)	-
Ru 103	0,60 $\pm$ 0,38	< 1	-	-	-	"	-	"	-
Zr 95 - Nb 95	2,9 $\pm$ 2,7	1-5	-	-	-	"	-	"	-
Zinksulfidpartikel (mittlerer Massendurchmesser)	3,8	5	-	-	-	Asphaltflächen	-	Sehmel (1972)	-

Tabelle 25: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - Freilandmessungen - Wasser und Schnee

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Cs 137	0,88 $\pm$ 0,063	< 1	-	-	-	Wasser	-	Gifford and Pack (1962)	-
Ru 103	2,3 $\pm$ 1,0	< 1	-	-	-	"	-	"	-
Zr 95 - Nb 95	5,7 $\pm$ 3,4	1-5	-	-	-	"	-	"	-
Pb	0,16	-	-	-	-	Schnee	Febr. 1975	Dowland and Eliassen (1976)	Bestimmung des Bleigehaltes nach Schmelzen des Schnees

Tabelle 26: Aerosolablagerungsuntersuchungen an Bäumen

Schadstoff-substanz	V_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Pb 203 monodisperse Aerosole, mit Tc 99 markiert	0,093	0,01-0,02	-	-	-	Pappelblätter	-	Little and Wiffen (1977)	Windkanalversuche, $u = 2,5$ m/s
	0,074	0,01-0,02	-	-	-	Buchenblätter	-	"	"
	0,022	0,1-0,25	-	-	-	Pappelblätter	-	"	"
	0,032	0,1-0,25	-	-	-	Buchenblätter	-	"	"
	0,22	2,75	-	-	-	Pappelblätter (Lamina)	-	Little (1977)	"
	1,19	2,75	-	-	-	Stiele von Pappelblättern	-	"	"
	0,28	2,75	-	-	-	Pappelsproßlinge	-	"	"
	1,32	2,75	-	-	-	Stämme von Pappelsproßlingen	-	"	"
	0,027	2,75	-	-	-	Buchenblätter (Lamina)	-	"	"
	2,00	2,75	-	-	-	Stiele von Buchenblättern	-	"	"
	0,04	2,75	-	-	-	Buchensproßlinge	-	"	"
	0,24	2,75	-	-	-	Stämme von Buchensproßlingen	-	"	"
	1,02	2,75	-	-	-	Pappelblätter (Lamina)	-	"	Windkanalversuche, $u = 5$ m/s
	8,65	2,75	-	-	-	Stiele von Pappelblättern	-	"	"
	1,60	2,75	-	-	-	Pappelsproßlinge	-	"	"
	6,06	2,75	-	-	-	Stämme von Pappelsproßlingen	-	"	"
	0,08	2,75	-	-	-	Buchenblätter (Lamina)	-	"	"
	6,39	2,75	-	-	-	Stiele von Buchenblättern	-	"	"
	0,12	2,75	-	-	-	Buchensproßlinge	-	"	"
	0,55	2,75	-	-	-	Stämme von Buchensproßlingen	-	"	"

Tabelle-26: Aerosolablagerungsuntersuchungen an Bäumen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
monodisperse Aerosole, mit Tc 99 markiert	0,074	5	-	-	-	Pappelblätter (Lamina)	-	Little (1977)	Windkanalversuche, $u = 1,5$ m/s
	1,85	5	-	-	-	Stiele von Pappelblättern	-	"	"
	0,144	5	-	-	-	Pappelsproßlinge	-	"	"
	0,97	5	-	-	-	Stämme von Pappelsproßlingen	-	"	"
	0,044	5	-	-	-	Buchenblätter (Lamina)	-	"	"
	0,96	5	-	-	-	Stiele von Buchenblättern	-	"	"
	0,05	5	-	-	-	Buchensproßlinge	-	"	"
	0,16	5	-	-	-	Stämme von Buchensproßlingen	-	"	"
	0,205	5	-	-	-	Pappelblätter (Lamina)	-	"	Windkanalversuche, $u = 2,5$ m/s
	3,49	5	-	-	-	Stiele von Pappelblättern	-	"	"
	0,34	5	-	-	-	Pappelsproßlinge	-	"	"
	2,32	5	-	-	-	Stämme von Pappelsproßlingen	-	"	"
	0,081	5	-	-	-	Buchenblätter (Lamina)	-	"	"
	4,90	5	-	-	-	Stiele von Buchenblättern	-	"	"
	0,11	5	-	-	-	Buchensproßlinge	-	"	"
	0,56	5	-	-	-	Stämme von Buchensproßlingen	-	"	"
1,57	5	-	-	-	-	Pappelblätter (Lamina)	-	"	Windkanalversuche, $u = 5$ m/s
24,9	5	-	-	-	-	Stiele von Pappelblättern	-	"	"
2,76	5	-	-	-	-	Pappelsproßlinge	-	"	"

Tabelle 26: Aerosolablagerungsuntersuchungen an Bäumen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
monodisperse Aerosole, mit Tc 99 m markiert	16,8	5	-	-	-	Stämme von Pappelsprößlingen	-	Little (1977)	Windkanalversuche, u = 5 m/s
	0,70	5	-	-	-	Buchenblätter (Lamina)	-	"	"
	22,1	5	-	-	-	Stiele von Buchenblättern	-	"	"
	0,93	5	-	-	-	Buchensprößlinge	-	"	"
	13,8	5	-	-	-	Stämme von Buchensprößlingen	-	"	"
	0,41	8,5	-	-	-	Pappelblätter (Lamina)	-	"	Windkanalversuche, u = 2,5 m/s
	10,2	8,5	-	-	-	Stiele von Pappelblättern	-	"	"
	0,84	8,5	-	-	-	Pappelsprößlinge	-	"	"
	6,35	8,5	-	-	-	Stämme von Pappelsprößlingen	-	"	"
	0,20	8,5	-	-	-	Buchenblätter (Lamina)	-	"	"
	6,97	8,5	-	-	-	Stiele von Buchenblättern	-	"	"
	0,31	8,5	-	-	-	Buchensprößlinge	-	"	"
	4,84	8,5	-	-	-	Stämme von Buchensprößlingen	-	"	"
	2,14	8,5	-	-	-	Pappelblätter (Lamina)	-	"	Windkanalversuche, u = 5 m/s
	15,3	8,5	-	-	-	Stiele von Pappelblättern	-	"	"
	2,92	8,5	-	-	-	Pappelsprößlinge	-	"	"
	15,6	8,5	-	-	-	Stämme von Pappelsprößlingen	-	"	"
	0,51	8,5	-	-	-	Buchenblätter (Lamina)	-	"	"
	3,11	8,5	-	-	-	Stiele von Buchenblättern	-	"	"

Tabelle 26: Aerosolablagerungsuntersuchungen an Bäumen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
monodisperse Aerosole, mit T_c 99 m markiert	0,55	8,5	-	-	-	Buchensprößlinge	-	Little (1977)	Windkanalversuche, $u = 5$ m/s
	3,48	8,5	-	-	-	Stämme von Buchensprößlingen	-	"	"
polydisperse Uraninpartikel	0,015	0,2	-	-	$a_w = 15 \text{ m}^2/\text{m}^2$	Kiefernwald (Pinus silvestris)	-	Bélot (1977)	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 1$ m/s
	0,025	0,2	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 2$ m/s
	0,05	0,2	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 3$ m/s
	0,075	0,2	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 5$ m/s
beinahe monodisperse Uraninpartikel	0,03	2	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 1$ m/s
	0,075	2	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 2$ m/s
	0,2	2	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 3$ m/s
	0,55	2	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 5$ m/s
	0,30	5	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 1$ m/s
	2,1	5	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 2$ m/s
	10	5	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 3$ m/s
	25	5	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 5$ m/s
	2,5	10	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 1$ m/s
	15	10	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 2$ m/s
	40	10	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 3$ m/s
	70	10	-	-	"	"	-	"	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit, $u = 5$ m/s

Tabelle 26: Aerosolablagerungsuntersuchungen an Bäumen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_x (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Nebel-tröpfchen	64	20	-	-	1,2 kg Blattgewicht	Fichte (Picea glehnii), 2 m hoch	-	Chamberlain (1975)	$u = 1,9$ m/s
	70	20	-	-	"	"	-	"	$u = 2,1$ m/s
	86	20	-	-	"	"	-	"	$u = 5,0$ m/s
	20	20	-	-	"	"	-	"	$u = 1,4$ m/s
	89	20	-	-	"	"	-	"	$u = 3,5$ m/s
monodisperse Bärlassamen	8,3	30	76	-	-	befeuchtete Kiefern-sämlinge	-	"	Bezugsfläche für v : projizierte Fläche der Pflanzenteile, Windkanalversuche, $u = 5,2$ m/s
	0,9	30	76	-	-	trockene Kiefern-sämlinge	-	"	Bezugsfläche für v : projizierte Fläche der Pflanzenteile, Windkanalversuche, $u = 5,2$ m/s
annähernd monodisperse Uraninpartikel	0,004	2	-	-	-	Eichensproßling (Quercus sessiliflora)	-	Bélot and Gauthier (1975)	$v_g =$ Konzentration
	0,008	2	-	-	-	"	-	"	$u = 1$ m/s, Windkanal
			-	-	-	"	-	"	$v_g =$ Konzentration
	0,07	2	-	-	-	"	-	"	$u = 2$ m/s, Windkanal
	0,55	2	-	-	-	"	-	"	$v_g =$ Konzentration
									$u = 5$ m/s, Windkanal
									$v_g =$ Konzentration
									$u = 10$ m/s, Windkanal

Tabelle 26: Aerosolablagerungsuntersuchungen an Bäumen (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
annähernd monodisperse Uranin- partikel	0,02	5	-	-	-	Eichensproßling (Quercus sessili- flora)	-	Bélot and Gauthier (1975)	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 1 \text{ m/s, Windkanal}$
	0,05	5	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 2 \text{ m/s, Windkanal}$
	0,8	5	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 5 \text{ m/s, Windkanal}$
	8	5	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 10 \text{ m/s, Windkanal}$
	0,2	10	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 1 \text{ m/s, Windkanal}$
	1,3	10	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 2 \text{ m/s, Windkanal}$
	10	10	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 5 \text{ m/s, Windkanal}$
	24	10	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 10 \text{ m/s, Windkanal}$
	0,007	2	-	-	-	Kiefersproßling (Pinus silvestris)	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 1 \text{ m/s, Windkanal}$
	0,02	2	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 2 \text{ m/s, Windkanal}$

Tabelle 26: Aerosolablagerungsuntersuchungen an Bäumen (Fortsetzung)

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
annähernd monodis- perse Uranin- partikel	0,3	2	-	-	-	Kiefernspößling (Pinus silvestris)	-	Bélot and Gauthier (1975)	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 5 \text{ m/s, Windkanal}$
	3	2	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 10 \text{ m/s, Windkanal}$
	0,06	5	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 1 \text{ m/s, Windkanal}$
	0,6	5	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 2 \text{ m/s, Windkanal}$
	12	5	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 5 \text{ m/s, Windkanal}$
	25	5	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 10 \text{ m/s, Windkanal}$
	1,7	10	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 1 \text{ m/s, Windkanal}$
	9	10	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 2 \text{ m/s, Windkanal}$
	30	10	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 5 \text{ m/s, Windkanal}$
	47	10	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 10 \text{ m/s, Windkanal}$

Tabelle 26: Aerosolablagerungsuntersuchungen an Bäumen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μ m)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
annähernd monodisperse Uraninpartikel	0,002	0,2	-	-	-	Eichensproßling (Quercus sessiliflora)	-	Bélot (1977)	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 1 \text{ m/s, Windkanal}$
	0,004	0,2	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 2 \text{ m/s, Windkanal}$
	0,01	0,2	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 5 \text{ m/s, Windkanal}$
	0,02	0,2	-	-	-	"	-	"	$v_g = \frac{\text{Fluß pro cm}^2 \text{ Blattfläche}}{\text{Konzentration}}$ $u = 10 \text{ m/s, Windkanal}$

Tabelle 27: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - großräumige Ablagerung, Langzeitmessungen

Schad- stoff- sub- stanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Sr 90	0,13	-	-	-	-	Ispra	1963-1971	Bartoli and Gaglione (1972)	-
radioak- tive Aero- sole	0,10	-	-	-	-	Boden	Sept. 1961 - Nov. 1963	Lindackers et al. (1965)	Kernwaffenfallout, langfristige Mittelung
	0,12	-	-	-	-	Filter	-	Vogt (1970)	in der KFA Jülich durchgeführte Routinemessungen nach Kernwaf- fenversuchen, langfristige Mit- telung
V	0,43	0,55 (MMAD)	-	-	-	Filterpapier	Juni 1972- Mai 1973	Pattenden (1976)	-
Cr	0,38	1,5 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
Co	1,68	3,5 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
Ni	1,20	0,65 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
Cu	1,52	1,5 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
Zn	0,35	0,9 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
As	0,39	0,55 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
Se	0,43	0,65 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
Pb	0,24	0,7 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
Na	1,07	3,0 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
Sc	2,13	4,0 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
Mn	0,74	1,5 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
Fe	2,02	3,5 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-

Tabelle 27: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - großräumige Ablagerung, Langzeitmessungen (Fortsetzung)

Schadstoffsubstanzen	v _g (cm/s)	d (µm)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Sb	0,12	0,7 (MMAD)	-	-	-	Filterpapier	Juni 1972- Mai 1973	Pattenden (1976)	-
Cs	0,45	1,0 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
Ce	0,89	3,5 (MMAD)	-	-	-	"	"	"	-
nicht näher spezifizierte Partikel	0,64	0,05-0,1	12,2	-	-	raue Fläche, bestehend aus Ackerboden sowie grünen und braunen Grasstellen	Feb.-März 1976	Wesley et al. (1977)	Eddy-Korrelationsmethode
radioaktive Partikel	0,72	-	-	-	-	offene Behälter	Sept. 1956- Sept. 1959	Small (1959)	Routinemessungen in Kjeller (Norwegen)
Chloride	0,7	3-12	-	-	-	Ozean	-	Erikson (1960)	großräumige Zirkulationsuntersuchungen von atmosphärischem Aerosol in Skandinavien
	0,47-3,51	3-12	-	-	-	Festland	-	"	großräumige Zirkulationsuntersuchungen von atmosphärischem Aerosol in Skandinavien
Sr 90	0,54±0,46	-	-	-	-	zylindrische Behälter in New York	-	Krey and Tornkell (1977)	Routinemessungen
Sulfatpartikel	0,40	0,1 (Maximum des Aerosolspektrums)	-	-	-	Britische Inseln, Atlantik	Feb. 1975	Prahm et al. (1976)	Ablagerungsgeschwindigkeit aus der Differenz der über den Britischen Inseln und den Faröer-Inseln gemessenen Konzentrationen bestimmt
Spurenelemente	< 0,04 - 1,01	0,1 - 10	-	-	-	Filterpapier	Jan. - Dez. 1971	Cawse and Peirson (1972)	Langzeitmessungen des Fallouts von natürlichem Aerosol
"	< 0,05 - 5,9	-	-	-	-	"	1972-1973	Cawse (1974)	Langzeitmessungen des Fallouts von natürlichem Aerosol Für den Anteil der Trockenablagerung an der Gesamtablagerung werden folgende Werte angegeben: Pb 52 %, Sc 44 %, Zn 44 %, Fe 41 %, Al, Cr, Mn, Co 28-30 %, V 21 %, As und Sb 19 %, Br 18 %, Cl 16 % und Na 14 %.

Tabelle 27: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - großräumige Ablagerung, Langzeitmessungen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v _g (cm/s)	d (µm)	u _* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Spurenelemente	< 0,01 - 3,3	-	-	-	-	Filterpapier	1974	Cawse (1975)	Langzeitmessungen des Fallouts von natürlichem Aerosol
"	0,07 - 13	-	-	-	-	"	1975	Cawse (1976)	Langzeitmessungen des Fallouts von natürlichem Aerosol
atmosphärischer Fallout	0,07	-	-	-	-	klebriges Papier	-	Stewart et al. (1957)	-
Blei, Brom, Zink	2,0	-	-	-	-	-	1973, 1975	Young (1978)	großräumige Ablagerung im Gebiet St. Louis, 70 % des Blei- und Bromgehaltes wurde durch Partikel mit Durchmessern kleiner als 0,3 µm erzeugt. 27 % der Zinkpartikel waren kleiner als 0,3 µm und 25 % größer als 10 µm.
Blei	0,29	-	-	-	-	Teflonplatte	-	Davidson (1977)	Messungen in der Stadtluft von Los Angeles
Spurenelemente	0,2 - 6,4	-	-	-	-	Sammelgefäße	-	Crecilius et al. (1978)	Ablagerungsmessungen in Quilayute an der Washingtonschen Küste, Langzeitmessungen, Dauer: 2 Jahre
Partikel mit angelegtem Fluor	0,3±0,02	0,8	-	-	-	Filterpapier	1969-1975	Israel (1977)	Ablagerung in der Nähe eines Aluminiummittens
	0,5±0,02	0,8	-	-	70	Luzerne	1969-1975	"	Ablagerung in der Nähe eines Aluminiummittens
Mg	7,1	6	-	-	-	Laubwald, bestehend aus Eichen, Birken, Eschen, Waldhaseln und Bergahornen	1967	White and Turner (1970)	-
Spurenelemente Al, Ca, Cd, Cu, K, Mn und Na	0,1	-	-	-	-	Schnee	Sommer 1978 und Sommer 1979	Davidson et al. (1981)	30 % des Transportes der Spurenelemente beruhen auf trockener Deposition

Tabelle 27: Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen - großräumige Ablagerung, Langzeitmessungen (Fortsetzung)

Schadstoff-substanz	v_g (cm/s)	d (μm)	u_* (cm/s)	F (%)	D (mg/cm ²)	Grenzfläche	Datum	Literaturstelle	Bemerkungen
Cs 137	0,067	-	-	-	-	Luzerne	Wachstumsperiode 1965	Wilson et al. (1967)	vor dem 1. Schnitt
Cs 137	0,030	-	-	-	-	"	"	"	vor dem 2. Schnitt
Nebeltröpfchen	16,6	ca. 18	-	-	-	Betula Ermani, Fraxinus Sieboldiana, Acer monodiana, Wald an der japanischen Pazifikküste)	Sommer 1952	Oura (1953b)	mittlere Windgeschwindigkeit über dem Wald: 2,8 m/s
	18,4	ca. 18	-	-	-	Picea glehnii (Wald an der japanischen Pazifikküste)	"	" (1953a)	mittlere Windgeschwindigkeit über dem Wald: 3,5 m/s
Na	5,6	6	-	-	-	Laubwald, bestehend aus Eichen, Birken, Eschen, Bergahornen und Waldbaseln	1967	White and Turner (1970)	-
K	4,7	6	-	-	-	"	"	"	-
Ca	3,0	6	-	-	-	"	"	"	-

Tabelle 28: Durchmesserbereiche für aerosolgebundene Luftverunreinigungen

Schadstoffsubstanz	Aerosoldurchmesser (μm)	Literaturstelle
Ruß	0,01 bis 1	Däßler (1976)
Flugasche	1 bis 200	Däßler (1976)
Ölnebel	0,05 bis 1	Däßler (1976)
Stäube aus metallurgischen Prozessen	0,03 bis 100	Däßler (1976)
Schwermetallhaltige Stäube	0,05 bis 40 (aerodyn. Durchmesser)	Davidson (1977)
Zinkstäube	0,01 bis 0,2	Däßler (1976)
Siliziumoxidpartikel	2 bis 30	Däßler (1976)
Magnesiumoxidpartikel	0,01 bis 0,2	Däßler (1976)
Emissionsprodukte aus Zementwerken	6 bis 100	Däßler (1976)
Zementpartikel	25	Czaja (1961)
Thalliumpartikel	0,2 bis 0,8	Landesanstalt für Immissionsschutz (1980)
Bleipartikel	< 0,3 - 5	Heicheland Hanken (1976) Keller (1974), Littleand Wiffen (1977)
Asbestartikel	0,1	Jost (1978)
Schwefelsäuretropfen	0,6 - 10	Däßler (1976)
Aerosole für den Normalbetrieb von Kernkraftwerken	$\leq 3 \mu\text{m}$	Jonas und Vogt (1982)
Aerosole bei Störfällen von Kernkraftwerken	$> 3 \mu\text{m}$ (z.B. $d = 10 \mu\text{m}$)	Jonas und Vogt (1982)
Aerosole aus Steinkohlekraftwerken	50 % der Partikel sind größer als $4 \mu\text{m}$, davon die Hälfte über $10 \mu\text{m}$	Bonka (1981)
Aerosole aus Braunkohlekraftwerken	50 % der Partikel sind größer als $1,5 \mu\text{m}$, davon die Hälfte über $6 \mu\text{m}$	Bonka (1981)

Tabelle 29: Repräsentativer Durchmesser polydisperser Aerosole in Abhängigkeit von der Konzentration der Kupfersulfatlösung (Prallplattenabstand 2,3 cm)

i	C_i	d_i (μm)	$\sqrt[3]{\frac{C_i}{C_{i-1}}}$	$\frac{d_i}{d_{i-1}}$
4	16	6,1	1,3	1,3
3	8	4,6	1,1	1,1
2	6,7	4,3	1,2	1,2
1	4	3,7	-	-

Tabelle 30: Meteorologische Daten zu den Feldversuchen

Versuch Nr.	Datum Uhrzeit	Vertikales Windprofil auf dem Versuchsfeld in m/s						u* (cm/s)	u(30) (m/s)	ΔT (°C/ 100 m)	ΔS $\left(\frac{\text{cal}}{\text{cm}^2 \cdot \text{s}}\right)$	α_s (°)	Be- wöl- kung	DK	F (%)	dd (°)
		0,5	1	2	5,1	9,5	15,7									
1*	15.7.75 12.52-13.10	-	-	-	-	-	-	40	18	-0,6	-	18	be- deckt	D	46	175
2*	21.4.75 13.45-14.10	1,5	1,8	2,1	2,3	2,4	2,5	18	-	-1,4	-	46	5/8 Cu	B	52	340
3*	28.5.75 12.15-12.40	-	1,9	2,6	3,2	3,4	3,7	27,2	-	-1,3	0,58	60	5/8 Cu	B	43	50
4*	1.7.75 12.40-13.10	2,8	3,4	3,9	4,5	5,0	5,3	26	-	-1,9	0,7	61	3/8 Cu, Ac	C	47	330
5*	1.7.75 15.00-15.11	2,9	3,6	4,1	4,8	5,4	5,9	33,8	-	-1,9	0,55	46	4/8 Cu, Ac	B	40	360
6*	8.7.75 11.50-12.20	2,0	2,7	3,1	3,3	3,6	4,2	26	-	-1,5	0,76	62	4/8 Ac, Ci	C	39	120
7*	22.7.75 12.24-13.00	-	-	-	-	-	-	15	4,2	-2,0	0,69	58	4/8 Cu,Ci	B	50	190
8*	1.10.75 12.10-12.50	1,2	1,5	1,7	1,8	1,9	2,1	11,8	-	-1,0	0,29	36	8/8 Sc,As	C	62	165
9*	1.10.75 13.40-14.15	1,4	1,8	2,0	2,2	2,3	2,6	12,1	-	-1,0	0,30	30	4/8 Sc,As	C	62	155
10*	21.10.75 11.30-12.15	0,5	0,6	0,8	1,0	1,0	1,1	7,5	-	-0,9	0,12	29	7/8 St	C	90	30
11*	21.10.75 13.10-13.40	0,9	1,2	1,5	1,9	1,8	2,1	12,9	-	-1,1	0,12	26	7/8 St	C	90	30
12	12.10.77 12.50-13.30	2,0	2,5	2,6	2,9	3,0	3,4	14,7 ($\pm 12\%$)	4,5	-1,8	0,46	30	1/8 Cu,Ci	B	49	260
13	18.5.78 12.20-12.50	2,6	2,9	3,1	3,8	3,9	4,2	19,2 ($\pm 7\%$)	3,6	-1,6	0,54	58	3/8 Cu	B	36	90
14	21.6.78 11.55-12.35	1,7	2,5	2,7	3,3	3,5	3,7	22,9 ($\pm 10\%$)	3,7	-1,8	0,38	63	5/8 Sc	B	37	270
15	26.7.78 10.45-11.25	1,7	2,4	3,1	- ¹⁾	3,9	4,6	31,8 ($\pm 28\%$)	3,6	-0,9	0,28	58	7/8 Sc, Ac,Ci	C	58	185
16	15.8.78 11.05-12.05	1,6	2,3	2,9	3,6	3,7	4,1	28,8 ($\pm 8\%$)	3,5	-1,8	0,54	51	4/8 Ci	B	45	195
17	25.8.78 10.50-12.00	1,2	1,6	2,1	2,7	2,8	2,9	21,4 ($\pm 10\%$)	2,7	-1,5	0,42	58	6/8 Cu,Ci	B	58	290
18	13.9.78 13.01-14.01	2,2	2,8	3,2	3,6	3,8	4,3	22,6 ($\pm 8\%$)	4,8	-1,4	0,40	38	7/8 Sc	B	60	240
19	26.9.78 11.25-12.15	0,5	0,7	0,8	0,9	0,8	1,0	5,7 ($\pm 25\%$)	0,6	-0,8	0,30	39	8/8 Sc,Ci,As	C	85	285
20	6.10.78 11.05-11.35	2,4	3,2	3,4	3,8	- ¹⁾	4,6	24,3 ($\pm 11\%$)	4,5	-2,0	0,38	33	5/8 Cu,Ac	B	70	255
21	11.10.78 9.27-10.13	1,5	2,0	2,3	2,5	2,7	3,5	21,2 ($\pm 16\%$)	3,5	-0,1	0,24	27	5/8 Ci	C	82	100
22	6.11.78 12.10-13.30	1,7	2,3	2,6	3,1	3,3	3,9	23,6 ($\pm 8\%$)	4,8	-0,8	0,26	23	2/8 Cu	C	74	100
23	10.5.79 11.35-12.56	1,4	1,9	- ¹⁾	2,1	2,4	2,7	12,9 ($\pm 16\%$)	2,3	-1,3	0,58	57	5/8 Sc,Ci	B	54	320
24	16.5.79 12.41-14.16	- ²⁾	3,5	4,0	4,7	4,9	5,3	26,0 ($\pm 8\%$)	4,7	-1,6	0,50	54	1/8 Cu	B	33	220
25	29.5.79 11.20-11.40 11.50-12.00	- ²⁾	2,3	2,7	3,2	3,3	3,5	17,7 ($\pm 10\%$)	3,5	-1,2	0,57	59	5/8 Cu, Ac,Ci	B	45	195
26	19.6.79 14.10-14.40	- ²⁾	1,7	2,3	2,6	3,0	3,1	20,6 ($\pm 11\%$)	2,7	-1,2	0,44	50	5/8 Cu	B	59	330
27	25.7.79 10.15-10.35 10.55-11.35	- ²⁾	2,6	3,2	3,7	4,2	4,6	28,3 ($\pm 4\%$)	4,5	-1,2	0,42	56	7/8 Cu, Sc,Ac	B	67	255

Tabelle 30: Meteorologische Daten zu den Feldversuchen (Fortsetzung)

Ver- such Nr.	Datum Uhrzeit	Vertikales Windprofil auf dem Versuchsfeld in m/s						u* (cm/s)	u(30) (m/s)	ΔT (°C/100 m)	ΔS (cal/cm ² s)	α_s (°)	Be- wöl- kung	DK	F (%)	dd (o)
		0,5	1	2	5,1	9,5	15,7									
28	21.8.79 10.50-11.30	-2)	3,6	4,1	5,2	5,7	6,3	39,9 (± 4 %)	6,0	-0,9	0,26	50	8/8 Sc,Ac,As	D	67	240
29	6.9.79 12.30-12.35 14.34-15.00	-2)	3,0	3,4	3,9	-1)	4,5	21,7 (± 1 %)	5,4	-0,7	0,64	37	wol- ken- los	C	46	100
30	13.9.79 12.24-12.49 13.19-13.57	-2)	2,7	3,2	-1)	3,8	4,2	20,6 (±10 %)	3,5	-1,0	0,14	42	8/8 Sc	D	71	280
31	20.9.79 11.54-12.24	-1)	2,8	3,6	4,1	4,5	5,0	30,4 (± 8 %)	5,1	-0,8	0,06	39	8/8 Sc,As	D	71	210
32	1.10.79 13.20-13.40	-1)	-2)	1,9	2,2	2,5	2,9	19,7 (±15 %)	3,1	-1,0	0,32	33	3/8 Ci	C	47	90
33	4.10.79 10.00-10.30	-1)	1,0	1,3	1,5	1,8	2,0	13,3 (± 4 %)	4,2	-2,1	0,14	29	6/8 Sc,Ac,Ci	C	60	110
34	10.10.79 10.49-11.00	-1)	0,8	1,2	1,8	1,9	2,3	21,5 (± 8 %)	4,0	-1,1	0,26	30	5/8 Ac,Ci	C	52	100
35	26.10.79 11.31-12.00	-1)	2,6	3,4	3,8	4,2	5,0	32,6 (±13 %)	8,7	-0,8	0,30	27	6/8 Ci	D	34	110
36	14.11.79 13.03-14.13	1,0	1,4	1,9	2,2	2,4	3,0	21,8 (± 9 %)	4,7	-0,9	0,10	18	6/8 Cu,Ac,Ci	D	73	100
37	22.4.80 11.38-12.35	1,4	1,8	2,5	2,6	2,9	3,0	18,1 (±15 %)	2,4	-1,4	0,14	48	8/8 Cu,Sc	B	52	310
38	13.5.80 10.26-11.00	-1)	-1)	3,6	4,6	5,8	6,4	56,7 (± 9 %)	8,2	-2,1	0,63	57	1/8 Ci	D	37	100
39	20.5.80 10.30-11.00	1,3	-1)	-1)	2,8	3,2	3,3	24,4 (± 7 %)	2,7	-1,5	0,56	58	2/8 Cu	A	42	360
40	6.6.80 10.53-11.26	0,9	1,1	1,6	1,7	1,8	1,9	12,7 (±15 %)	1,5	-1,5	0,56	61	2/8 Cu,Ci	A	38	330
41	29.7.80 10.11-10.52	-2)	-2)	2,8	3,4	3,9	4,5	32,9 (±10 %)	6,2	-1,5	0,54	53	wol- kenlos	C	65	100
42	5.8.80 10.46-11.09	-2)	-2)	5,1	5,9	6,4	6,9	34,6 (± 3 %)	6,7	-1,2	0,5	53	5/8 Cu,Sc, Ac,Ci	C	64	225
43	15.8.80 12.58-13.23	-2)	-2)	2,6	2,7	3,2	3,6	20,8 (±24 %)	3,4	-1,1	0,35	48	3/8 Cu,Ac floc	B	53	100
44	26.8.80 10.51-11.06	2,0	2,1	2,7	3,0	3,4	4,0	23,5 (±11 %)	5,7	-1,7	0,6	48	3/8 Ci	C	48	100
45	29.8.80 10.15-10.40	2,1	2,5	3,0	3,3	3,5	4,0	21,2 (± 6 %)	4,0	-1,6	0,5	46	6/8 Cu,Sc Ac,Ci	B	65	230
46	8.9.80 13.07-13.28	2,0	2,6	3,0	3,5	4,0	4,5	27,7 (± 5 %)	3,6	-1,1	0,3	36	1/8 Cu	C	46	260
47	15.9.80 12.40-13.20	1,9	2,4	2,9	3,5	3,8	4,3	27,0 (± 3 %)	4,2	-1,4	0,4	37	6/8 Cu,Ci	C	69	250
48	1.10.80 13.36-14.09	1,0	1,4	1,8	1,9	1,9	2,2	13,6 (±17 %)	2,0	-1,3	0,35	31	1/8 Cu hum	B	48	220
49	16.10.80 12.30-12.42 12.44-12.52	1,1	1,4	2,0	2,1	2,4	3,1	22,1 (±14 %)	5,2	-0,6	0,0	28	8/8 Sc	D	73	110
50	22.10.80 12.10-13.07	1,3	1,7	2,2	2,4	2,6	3,0	18,8 (± 9 %)	1,8	-1,1	0,3	28	4/8 Ac,Ci	B	45	180
51	11.11.80 14.19-14.59	2,1	2,5	3,2	3,5	3,7	4,1	22,9 (± 9 %)	4,1	-1,2	0,0	15	7/8 Sc	B	86	210
52	24.11.80 14.37-15.10	1,8	2,2	2,7	3,0	3,2	3,5	19,3 (± 7 %)	3,4	-0,2	0,0	12	7/8 Sc,Ac,Ac	D	73	225

Tabelle 30: Meteorologische Daten zu den Feldversuchen (Fortsetzung)

Ver- such Nr.	Datum Uhrzeit	Vertikales Windprofil auf dem Versuchsfeld in m/s						u (cm/s)	u(30) (m/s)	ΔT (°C/ 100 m)	ΔS ($\frac{\text{cal}}{\text{cm}^2 \cdot \text{s}}$)	α (°)	Be- wöl- kung	DK	F (%)	dd (°)
		0,5	1	2	5,1	9,5	15,7									
53	28.4.81 11.19-11.33 11.40-12.05	2,1	3,1	3,6	4,1	4,3	4,9	29,6 ($\pm 10\%$)	5,7	-1,5	0,2	54	7/8 Cu Sc	C	58	247
54	28.4.81 12.52-13.24	2,2	3,3	3,9	4,4	4,7	5,2	33,0 ($\pm 11\%$)	6,2	-1,5	0,2	48	7/8 Cu Sc	D	60	250
55	11.5.81 13.19-13.50	0,9	1,6	2,1	2,6	2,7	3,0	24,1 ($\pm 11\%$)	4,0	-1,4	0,4	50	2/8 Cu	B	44	106
56	19.5.81 11.51-12.04	1,0	1,5	2,1	2,5	2,9	3,3	26,0 ($\pm 5\%$)	4,4	-1,3	0,3	60	7/8 Ac, Ci	B	48	103
57	15.6.81 13.37-14.10	-2)	-2)	4,5	5,6	6,7	7,2	52,1 ($\pm 5\%$)	6,2	-1,5	-	55	3/8 Ac, Ci	C	34	250
58	24.6.81 13.20-13.39 13.49-14.12	1,3	1,4	1,7	1,9	-1)	-1)	11,3 ($\pm 13\%$)	1,8	-0,9	0,48	55	3/8 Cu hum	B	45	310
59	4.8.81 13.19-13.59	1,1	1,5	1,7	2,2	2,4	2,7	18,1 ($\pm 4\%$)	2,0	-1,2	0,55	48	2/8 Cu hum	B	50	27
60	2.9.81 12.40-13.07	0,6	1,1	1,5	1,9	2,0	2,2	18,6 ($\pm 11\%$)	2,4	-1,1	0,38	47	4/8 Sc, Ac	B	60	69
61	2.9.81 14.00-14.28	0,5	0,9	1,3	1,4	1,5	1,7	13,7 ($\pm 25\%$)	2,2	-1,2	0,36	42	3/8 Cu, Ac, Ci	B	55	68
62	11.9.81 11.20-11.51	-2)	1,8	2,4	2,7	3,1	3,3	21,4 ($\pm 9\%$)	2,7	-0,9	0,16	44	8/8 Sc	C	75	251
63	24.9.81 11.35-12.25	1,4	2,3	-1)	3,3	3,6	4,0	28,9 ($\pm 9\%$)	3,1	-1,4	0,3	40	6/8 Cu	C	53	160
64	29.9.81 12.58-13.48	1,6	2,8	3,6	4,3	4,9	5,3	41,9 ($\pm 8\%$)	3,5	-1,2	0,12	38	6/8 Cu	C	60	270
65	8.10.81 10.40-11.10	1,9	3,0	3,6	4,1	4,4	4,9	33,0 ($\pm 11\%$)	4,5	-0,8	0,08	32	6/8 Cu, Sc, Ac, As, Ci	D	70	210
66	23.10.81 10.24-10.27 10.36-11.30	0,5	0,6	1,0	1,2	1,2	1,5	11,8 ($\pm 12\%$)	2,2	-1,0	0,09	28	8/8 Sc, Ac, As	C	90	84
67	19.4.82 12.28-13.08	2,2	2,3	2,8	3,3	3,5	3,8	19,8 ($\pm 6\%$)	3,9	-1,6	0,58	48	3/8 Cu hum	B	38	56
68	27.4.82 12.54-13.31	1,8	2,2	2,8	3,1	3,5	3,8	23,0 ($\pm 6\%$)	3,0	-1,3	0,15	50	8/8 Sc	C	73	352
69	12.5.82 8.53-9.13	0,8	0,9	1,2	1,4	1,5	1,8	11,5 ($\pm 8\%$)	2,2	-1,4	0,43	42	wol- kenlos	B	65	111
70	25.5.82 21.00-22.00	0,0	0,1	0,4	-	-	-	12,5 ($\pm 29\%$)	1,7	+3,4	-0,1	-	3/8 Ci	F	85	148

Bemerkungen:

- 1) Das Anemometer war defekt.
- 2) Der Wert der Windgeschwindigkeit wird nicht angegeben, da er bei der Auswertung des Windprofils nicht berücksichtigt wurde. Durch Vegetation am Meßmast konnten in den betreffenden Höhen Störeffekte aufgetreten sein.

* Die Angaben beziehen sich auf Horbert et al. (1976).

Tabelle 31: Emissionsdaten, Betriebsdaten und Aerosoldurchmesser zu den Freilandversuchen mit dem Berglund-Liu-Generator

Ver- such Nr.	Datum	Emissions- zeit	Emissions- menge (ml)	Quell- stär- ke (mCi)	CuSO ₄ - Konzentra- tion (g/100 ml H ₂ O)	Blenden- durchmesser (μ m)	Fre- quenz (KHZ)	Durch- flußrate (cm ³ /Min)	Aerosol - durchmesser (μ m)
36	14.11.79	13.03-14.15	23	10	5	20	200	0,32	8,9
37	22.4. 80	11.38-12.35	22,5	8	2	20	198	0,39	7,1
41	29.7. 80	10.11-10.52	18	14	5	30	65	0,44	14,4
43	15.8. 80	12.58-13.23	10	5	8	30	70	0,50	17,1
45	29.8. 80	10.15-10.40	16	7	0,05	35	55	0,64	3,7
47	15.9. 80	12.40-13.20	21	12	0,2	35	60	0,53	5,4
49	16.10.80	12.30-12.42	10	6	8	35	75	0,50	16,8
		12.44-12.52							
51	11.11.80	14.19-14.59 (mit Unter- brechungen)	13	6	0,3	35	75	1,00	7,1
52	24.11.80	14.37-15.10	17	10	0,3	35	75	0,52	5,7
57	15.6. 81	13.37-14.10 (mit Unter- brechungen)	19	5	2,6	35	75	0,80	13,5

Tabelle 32: Emissionsdaten, Betriebsdaten und Aerosoldurchmesser zu den Freilandversuchen mit dem Zweistoffdüsengenerator

Versuch Nr.	Datum	Emissionszeit	Emissions- menge (ml)	Quell- stär- ke (mCi)	CuSO ₄ - Konzentration (g/100 ml H ₂ O)	Prallplat- tenabstand (cm)	Aerosol- durchmesser (μ m)
1 *	15.1.75	12.52 - 13.10	30	30	5	-	3
2 *	21.4.75	13.45 - 14.10	60	30	6,7	-	5
3 *	28.5.75	12.15 - 12.40	70	29	6,7	-	3,8
4 *	1.7.75	12.40 - 13.10	40	20	6,7	-	3,8
5 *	1.7.75	15.00 - 15.11	35	18	6,7	-	3,1
6 *	8.7.75	11.50 - 12.20	33	31	10	-	6,5
7 *	22.7.75	12.24 - 13.00	35	31	6,7	-	4
8 *	1.10.75	12.10 - 12.50	40	19,5	6,7	-	3
9 *	1.10.75	13.40 - 14.15	45	22	6,7	-	4
10 *	21.10.75	11.30 - 12.15	35	27	6,7	-	3
11 *	21.10.75	13.10 - 13.40	20	15,5	6,7	-	4
12	12.10.77	12.50 - 13.28	50	43	8,0	2,3	4,6
13	18.5.78	12.28 - 12.48	52	35	4,0	2,3	3,7
14	21.6.78	11.55 - 12.37	33	15	6,7	0,9	3,4
15	26.7.78	10.50 - 11.28	60	31	6,3	0,9	3,2
16	15.8.78	11.06 - 12.02	70	45	6,7	0,9	3,3
17	25.8.78	10.53 - 12.00	54	29	1,4	0,9	2,0
18	13.9.78	13.01 - 14.01	60	42	4,0	0,9	2,9
19	26.9.78	11.09 - 11.11 11.22 - 12.14	60	47	8,0	2,3	4,6
20	6.10.78	11.04 - 11.33	40	45	10,0	2,3	5,2
21	11.10.78	9.27 - 10.13	60	46	1,4	0,9	2,6
22	6.11.78	12.13 - 13.22	55	41	5,0	0,9	3,1
23	10.5.79	11.25 - 12.10 12.21 - 12.56	41	32	1,4	0,9	2,0
24	16.5.79	12.41 - 14.16	35	29	5,0	0,9	3,1
25	29.5.79	11.18 - 12.05	55	19	6,7	0,9	3,3
26	19.6.79	14.10 - 14.40	30	20	0,5	0,9	1,4
27	25.7.79	10.15 - 10.34 10.59 - 11.34	54	38	0,25	0,9	1,1
28	21.8.79	10.48 - 11.25	47	34	6,7	0,9	3,3
29	6.9.79	14.34 - 15.00	54	11	0,1	0,9	0,8
30	13.9.79	12.24 - 12.49 13.19 - 13.57	56	37	0,25	0,9	1,1
31	20.9.79	11.54 - 12.24	32	30	5,0	0,9	3,1
32	1.10.79	13.20 - 13.42	37	31	5,0	0,9	3,1
33	4.10.79	10.05 - 10.25	32	32	5,0	0,9	3,1
34	10.10.79	10.49 - 11.11	30	28	5,0	0,9	3,1
35	26.10.79	11.31 - 12.00	30	32	5,0	0,9	3,1

Tabelle 32: Emissionsdaten, Betriebsdaten und Aerosoldurchmesser zu den Freilandversuchen mit dem Zweistoffdüsegenerator (Fortsetzung)

Versuch Nr.	Datum	Emissionszeit	Emissionsmenge (ml)	Quellstärke (mCi)	CuSO ₄ -Konzentration (g/100 ml H ₂ O)	Prallplattenabstand (cm)	Aerosoldurchmesser (µm)
38	13.5.80	10.26 - 11.00	42	22	0,01	0,9	0,4
39	20.5.80	10.30 - 11.00	30	24	5,0	0,9	3,1
40	6.6.80	10.53 - 11.25	41	32	5,0	0,9	3,1
42	5.8.80	10.46 - 11.09	27	26	5,0	0,9	3,1
44	26.8.80	10.51 - 11.06	31	35	6,7	2,3	4,3
46	8.9.80	13.07 - 13.28	40	33	6,7	2,3	4,3
48	1.10.80	13.36 - 14.09	25	21	10,0	2,3	5,2
50	22.10.80	12.10 - 13.07 (mit Unterbrechungen)	34	32	0,5	0,9	1,4
53	28.4.81	11.19 - 11.33 11.40 - 12.05	23	14	8	2,3	4,6
54	28.4.81	12.52 - 13.30	21	12	8	2,3	4,6
55	11.5.81	13.19 - 13.50	43	35	0,1	0,9	0,8
56	19.5.81	11.49 - 12.05	34	33	0,3	0,9	1,2
58	24.6.81	13.20 - 13.39 13.49 - 14.12	52	39	8	2,3	4,6
59	4.8.81	13.19 - 13.59	42	36	0,5	0,9	1,4
60	2.9.81	12.40 - 13.07	21	13	8	2,3	4,6
61	2.9.81	14.00 - 14.28	27	16	8	2,3	4,6
63	24.9.81	11.35 - 12.25	40	24	5	2,3	3,9
64	29.9.81	12.58 - 13.48	40	33	8	2,3	4,6
65	8.10.81	10.40 - 11.10	16	13	8	2,3	4,6
66	23.10.81	10.24 - 10.27 10.36 - 11.30	32	26	8	2,3	4,6
67	19.4.82	12.28 - 13.08	40	31	8	2,3	4,6
68	27.4.82	12.54 - 13.31	31	22	0,1	0,9	0,8
69	12.5.82	8.51 - 9.16	32	25	2,5	0,9	2,5
70	25.5.82	21.20 - 21.40 21.49 - 21.51	15	12	8	2,3	4,6

Bemerkung:
* Die Angaben beziehen sich auf Horbert et al. (1976).

Tabelle 33: Mittelwerte zu den Ablagerungsversuchen (Horbert et al. 1976)

v_g (cm/s)	d (μ m)	u_* (cm/s)	F (%)	D (g/cm ²)	v_D (cm ³ /gs)	v_g/u_* 10 ⁻³	v_D/u_* (cm ² /g)	Anzahl der Proben	Grenzfläche	Datum	Ver- suchs- Nr.
0,18	3,0	43,0	46	0,015	12,0	4,2	0,28	1	Gras	15.1.75	1
0,46	3,0	43,0	46	0,022	20,9	11,0	0,49	1	Klee	15.1.75	1
0,03	3,0	43,0	46	-	-	0,7	-	44	künstliche Grenz- flächen	15.1.75	1
0,081	5,0	18,0	52	0,010	8,1	4,5	0,45	4	Gras	21.4.75	2
0,14	5,0	18,0	52	0,019	7,4	7,8	0,41	3	Klee	21.4.75	2
0,034	5,0	18,0	52	-	-	1,9	-	1	Erdboden	21.4.75	2
0,038	5,0	18,0	52	-	-	2,1	-	21	künstliche Grenz- flächen	21.4.75	2
0,082	3,8	27,2	43	0,026	3,2	3,0	0,12	7	Gras	28.5.75	3
0,038	3,8	27,2	43	-	-	1,4	-	1	Erdboden	28.5.75	3
0,030	3,8	27,2	43	-	-	1,1	-	30	künstliche Grenz- flächen	28.5.75	3
0,052	3,8	26,0	47	0,015	3,5	2,0	0,13	4	Gras	1.7.75	4
0,078	3,8	26,0	47	0,012	6,5	3,0	0,25	1	Klee	1.7.75	4
0,026	3,8	26,0	47	-	-	1,0	-	2	Erdboden	1.7.75	4
0,015	3,8	26,0	47	-	-	0,6	-	9	künstliche Grenz- flächen	1.7.75	4
0,10	3,1	33,8	46	0,011	9,1	3,0	0,27	3	Gras	1.7.75	5
0,022	3,1	33,8	46	-	-	0,7	-	12	künstliche Grenz- flächen	1.7.75	5
0,14	6,5	24,4	39	0,013	10,8	5,7	0,44	5	Gras	8.7.75	6
0,022	6,5	24,4	39	-	-	0,9	-	1	Erdboden	8.7.75	6
0,035	6,5	24,4	39	-	-	1,4	-	35	künstliche Grenz- flächen	8.7.75	6
0,040	4,0	15,0	50	0,014	2,9	2,7	0,19	6	Gras	22.7.75	7
0,22	4,0	15,0	50	0,034	6,5	14,7	0,43	2	Klee	22.7.75	7
0,012	4,0	15,0	50	-	-	0,8	-	1	Erdboden	22.7.75	7
0,010	4,0	15,0	50	-	-	0,7	-	14	künstliche Grenz- flächen	22.7.75	7
0,041	3,0	11,8	62	0,022	1,9	3,5	0,16	4	Gras	1.10.75	8
0,087	3,0	11,8	62	0,041	2,1	7,4	0,18	1	Klee	1.10.75	8
0,011	3,0	11,8	62	-	-	0,9	-	1	Erdboden	1.10.75	8
0,014	3,0	11,8	62	-	-	1,2	-	5	künstliche Grenz- flächen	1.10.75	8
0,060	4,0	12,1	62	0,021	2,9	5,0	0,24	4	Gras	1.10.75	9
0,048	4,0	12,1	62	-	-	3,9	-	1	Erdboden	1.10.75	9
0,019	4,0	12,1	62	-	-	1,6	-	5	künstliche Grenz- flächen	1.10.75	9
0,022	3,0	7,5	90	0,017	1,3	2,9	0,17	7	Gras	21.10.75	10
0,029	3,0	7,5	90	-	-	3,8	-	1	Erdboden	21.10.75	10
0,016	3,0	7,5	90	-	-	2,1	-	5	künstliche Grenz- flächen	21.10.75	10
0,073	4,0	12,9	90	0,025	2,9	5,7	0,23	3	Gras	21.10.75	11
0,029	4,0	12,9	90	-	-	2,2	-	5	künstliche Grenz- flächen	21.10.75	11

Tabelle 34: Mittelwerte zu den Ablagerungsversuchen

v_g (cm/s)	d (μ m)	u_* (cm/s)	F (%)	D (g/cm ²)	v_D (cm ³ /gs)	v_g/u_* 10 ⁻³	v_D/u_* (cm ² /g)	An- zahl der Pro- ben	Grenzfläche	Datum	Ver- suchs- Nr.
0,049 ($\pm 26\%$)	4,6	14,7 ($\pm 12\%$)	49	0,012 ($\pm 4\%$)	4,3 ($\pm 24\%$)	3,3 ($\pm 29\%$)	0,29 ($\pm 26\%$)	9	Gras	12.10.77	12
0,038 ($\pm 18\%$)	4,6	14,7 ($\pm 12\%$)	49	-	-	2,6 ($\pm 22\%$)	-	9	Metall,rauh	12.10.77	12
0,020	4,6	14,7 ($\pm 12\%$)	49	-	-	1,4	-	2	Metall,glatt	12.10.77	12
0,014	4,6	14,7 ($\pm 12\%$)	49	-	-	1,0	-	3	Filter	12.10.77	12
0,030 ($\pm 17\%$)	4,6	14,7 ($\pm 12\%$)	49	-	-	2,1 ($\pm 21\%$)	-	14	Künstliche Grenz- flächen insges.	12.10.77	12
0,016	4,6	14,7 ($\pm 12\%$)	49	-	-	1,1	-	1	Erdboden	12.10.77	12
0,15 ($\pm 17\%$)*	3,7	19,2 ($\pm 7\%$)	36	0,023 ($\pm 7\%$)	6,6 ($\pm 16\%$)*	7,8 ($\pm 18\%$)	0,35 ($\pm 17\%$)	10	Gras (ca.40 cm hoch)	18.5.78	13
0,049 ($\pm 21\%$)*	3,4	22,9 ($\pm 10\%$)	37	0,006 ($\pm 8\%$)	8,1 ($\pm 21\%$)*	2,1 ($\pm 24\%$)	0,35 ($\pm 24\%$)	7	Gras	21.6.78	14
0,048*	3,4	22,9 ($\pm 10\%$)	37	0,008	5,9*	2,1	0,26	3	Klee, unregelmä- ßig dicht und hoch im Wuchs	21.6.78	14
0,012 ($\pm 15\%$)	3,2	31,8 ($\pm 28\%$)	50	0,008 ($\pm 14\%$)	1,5 ($\pm 10\%$)	0,4 ($\pm 32\%$)	0,05 ($\pm 30\%$)	10	Gras (trocken und hart, unten zum Teil braun)	26.7.78	15
0,031	3,2	31,8 ($\pm 28\%$)	50	-	-	1,0	-	2	Metall,rauh	26.7.78	15
0,014	3,2	31,8 ($\pm 28\%$)	50	-	-	0,4	-	2	Metall,glatt	26.7.78	15
0,019	3,2	31,8 ($\pm 28\%$)	50	-	-	0,6	-	2	Filter	26.7.78	15
0,021 ($\pm 18\%$)	3,2	31,8 ($\pm 28\%$)	50	-	-	0,7 ($\pm 33\%$)	-	6	Künstliche Grenz- flächen insges.	26.7.78	15
0,024 ($\pm 6\%$)	3,3	28,8 ($\pm 8\%$)	45	-	-	0,8 ($\pm 10\%$)	-	4	Metall,rauh	15.8.78	16
0,013 ($\pm 5\%$)	3,3	28,8 ($\pm 8\%$)	45	-	-	0,5 ($\pm 9\%$)	-	5	Metall,glatt	15.8.78	16
0,014 ($\pm 10\%$)	3,3	28,8 ($\pm 8\%$)	45	-	-	0,5 ($\pm 13\%$)	-	4	Filter	15.8.78	16
0,017 ($\pm 9\%$)	3,3	28,8 ($\pm 8\%$)	45	-	-	0,5 ($\pm 12\%$)	-	13	Künstliche Grenz- flächen insges.	15.8.78	16
0,023 ($\pm 9\%$)	2,0	21,4 ($\pm 10\%$)	58	0,023 ($\pm 6\%$)	1,0 ($\pm 12\%$)	1,1 ($\pm 13\%$)	0,05 ($\pm 15\%$)	7	Gras	25.8.78	17
0,039 ($\pm 5\%$)	2,9	22,6 ($\pm 8\%$)	60	0,019 ($\pm 6\%$)	2,1 ($\pm 3\%$)	1,7 ($\pm 9\%$)	0,09 ($\pm 9\%$)	7	Gras (trocken)	13.9.78	18
0,052 ($\pm 8\%$)	2,9	22,6 ($\pm 8\%$)	60	0,020 ($\pm 11\%$)	2,7 ($\pm 8\%$)	2,3 ($\pm 11\%$)	0,12 ($\pm 11\%$)	6	Gras, schwach befeuchtet	13.9.78	18
0,045 ($\pm 6\%$)	2,9	22,6 ($\pm 8\%$)	60	0,019 ($\pm 5\%$)	2,4 ($\pm 6\%$)	2,0 ($\pm 10\%$)	0,11 ($\pm 10\%$)	13	Gras, insgesamt	13.9.78	18
0,32 ($\pm 21\%$)	4,6	5,7 ($\pm 25\%$)	85	0,025 ($\pm 11\%$)	13,5 ($\pm 25\%$)	56,5 ($\pm 33\%$)	2,4 ($\pm 35\%$)	7	Gras feucht nach Regen	26.9.78	19
0,38 ($\pm 21\%$)	5,2	24,3 ($\pm 11\%$)	70	0,027 ($\pm 14\%$)	13,7 ($\pm 7\%$)	15,6 ($\pm 24\%$)	0,56 ($\pm 13\%$)	5	Gras, trocken	6.10.78	20

Tabelle 34: Mittelwerte zu den Ablagerungsversuchen (Fortsetzung)

v_g (cm/s)	d (μ m)	u_* (cm/s)	F (%)	D (g/cm ²)	v_D (cm ³ /gs)	v_g/u_* 10 ⁻³	v_D/u_* (cm ² /g)	An- zahl der Pro- ben	Grenzfläche	Datum	Ver- suchs- Nr.
0,34 ($\pm 15\%$)	5,2	24,3 ($\pm 11\%$)	70	0,027 ($\pm 5\%$)	12,5 ($\pm 10\%$)	14,1 ($\pm 19\%$)	0,51 ($\pm 15\%$)	5	Gras, befeuchtet	6.10.78	20
0,36 ($\pm 13\%$)	5,2	24,3 ($\pm 11\%$)	70	0,027 ($\pm 7\%$)	13,1 ($\pm 6\%$)	14,9 ($\pm 17\%$)	0,54 ($\pm 13\%$)	10	Gras insgesamt	6.10.78	20
0,025 ($\pm 8\%$)	2,0	21,2 ($\pm 16\%$)	82	0,018 ($\pm 8\%$)	1,4 ($\pm 8\%$)	1,2 ($\pm 18\%$)	0,07 ($\pm 18\%$)	11	Gras, feucht bei Tau	11.10.78	21
0,056 ($\pm 11\%$) *	3,1	23,6 ($\pm 8\%$)	73	0,021 ($\pm 11\%$)	2,7 ($\pm 11\%$) *	2,4 ($\pm 14\%$)	0,11 ($\pm 14\%$)	7	Gras, leicht braun	6.11.78	22
0,054 *	3,1	23,6 ($\pm 8\%$)	73	0,019 ($\pm 21\%$)	2,6 *	2,3	0,11	3	Gras, leicht braun, befeuchtet	6.11.78	22
0,055 ($\pm 9\%$) *	3,1	23,6 ($\pm 8\%$)	73	0,021 ($\pm 10\%$)	2,6 ($\pm 8\%$) *	2,4 ($\pm 12\%$)	0,11 ($\pm 11\%$)	10	Gras insgesamt, leicht braun, leicht braun u. befeuchtet	6.11.78	22
0,023 ($\pm 7\%$)	2,0	12,9 ($\pm 16\%$)	54	0,012 ($\pm 5\%$)	1,9 ($\pm 7\%$)	1,7 ($\pm 18\%$)	0,15 ($\pm 18\%$)	10	Klee	10.5.79	23
0,041 ($\pm 8\%$) *	3,1	26,0 ($\pm 8\%$)	33	0,014 ($\pm 11\%$)	3,0 ($\pm 7\%$) *	1,6 ($\pm 11\%$)	0,12 ($\pm 10\%$)	7	Gras	16.5.79	24
0,081 ($\pm 8\%$)	3,1	26,0 ($\pm 8\%$)	33	0,016 ($\pm 3\%$)	5,1 ($\pm 8\%$)	3,1 ($\pm 11\%$)	0,20 ($\pm 11\%$)	4	Klee	16.5.79	24
0,035	3,1	26,0 ($\pm 8\%$)	33	0,012	2,9	1,3	0,11	1	Weißklee	16.5.79	24
0,034 ($\pm 10\%$) *	3,3	17,7 ($\pm 10\%$)	45	0,017 ($\pm 10\%$)	2,0 ($\pm 8\%$) *	1,9 ($\pm 14\%$)	0,11 ($\pm 13\%$)	9	Gras	29.5.79	25
0,043 ($\pm 9\%$)	3,3	17,7 ($\pm 10\%$)	45	0,018 ($\pm 6\%$)	2,4 ($\pm 10\%$)	2,4 ($\pm 13\%$)	0,14 ($\pm 14\%$)	10	Klee	29.5.79	25
0,011 ($\pm 13\%$) *	1,4	20,6 ($\pm 11\%$)	59	0,009 ($\pm 8\%$)	1,2 ($\pm 13\%$) *	0,5 ($\pm 17\%$)	0,06 ($\pm 17\%$)	8	Gras	19.6.79	26
0,011 ($\pm 11\%$) *	1,1	28,3 ($\pm 4\%$)	65	0,020 ($\pm 12\%$)	0,6 ($\pm 13\%$) *	0,4 ($\pm 12\%$)	0,02 ($\pm 14\%$)	8	Gras	25.7.79	27
0,036 ($\pm 13\%$)	3,3	39,9 ($\pm 4\%$)	67	0,006 ($\pm 15\%$)	6,6 ($\pm 6\%$)	0,9 ($\pm 13\%$)	0,17 ($\pm 7\%$)	7	Gras	21.8.79	28
0,013 ($\pm 8\%$) *	0,8	21,7 ($\pm 1\%$)	46	0,011 ($\pm 10\%$)	1,2 ($\pm 3\%$)	0,6 ($\pm 8\%$)	0,05 ($\pm 3\%$)	7	Gras	6.9.79	29
0,029 ($\pm 31\%$) *	1,1	20,6 ($\pm 10\%$)	71	0,014 ($\pm 14\%$)	1,9 ($\pm 28\%$) *	1,4 ($\pm 32\%$)	0,09 ($\pm 30\%$)	9	Klee	13.9.79	30
0,040 ($\pm 10\%$) *	3,1	30,4 ($\pm 8\%$)	71	0,016 ($\pm 14\%$)	3,0 ($\pm 12\%$) *	1,3 ($\pm 13\%$)	0,10 ($\pm 14\%$)	10	Gras	20.9.79	31
0,018 ($\pm 9\%$)	3,1	19,7 ($\pm 15\%$)	47	0,012 ($\pm 7\%$)	1,5 ($\pm 12\%$)	0,9 ($\pm 17\%$)	0,08 ($\pm 19\%$)	8	Gras	1.10.79	32
0,037 ($\pm 16\%$)	3,1	19,7 ($\pm 15\%$)	47	0,024 ($\pm 13\%$)	1,5 ($\pm 6\%$)	1,9 ($\pm 22\%$)	0,08 ($\pm 16\%$)	6	Klee	1.10.79	32
0,013 ($\pm 8\%$)	3,1	13,3 ($\pm 4\%$)	60	0,011 ($\pm 10\%$)	1,2 ($\pm 6\%$)	1,0 ($\pm 8\%$)	0,09 ($\pm 7\%$)	10	Gras	4.10.79	33
0,017 ($\pm 7\%$) *	3,1	21,5 ($\pm 8\%$)	52	0,008 ($\pm 5\%$)	2,2 ($\pm 8\%$) *	0,8 ($\pm 11\%$)	0,10 ($\pm 11\%$)	6	Gras	10.10.79	34
0,009	3,1	21,5 ($\pm 8\%$)	52	-	-	0,4	-	2	Erdboden	10.10.79	34
0,029 ($\pm 6\%$)	3,1	32,6 ($\pm 13\%$)	34	0,007 ($\pm 9\%$)	4,4 ($\pm 10\%$)	0,9 ($\pm 14\%$)	0,14 ($\pm 16\%$)	6	Gras	26.10.79	35

Tabelle 34: Mittelwerte zu den Ablagerungsversuchen (Fortsetzung)

v_g (cm/s)	d (μ m)	u_* (cm/s)	F (%)	D (g/cm ²)	v_D (cm ³ /gs)	v_g/u_* 10 ⁻³	v_D/u_* (cm ² /g)	An- zahl der Pro- ben	Grenzfläche	Datum	Ver- suchs- Nr.
2,16	8,9**	21,8 ($\pm$ 9%)	73	0,008	264,2	99,1	12,12	3	Gras	14.11.79	36
1,09 ($\pm$ 16%)	7,1**	18,1 ($\pm$ 15%)	52	0,006 ($\pm$ 15%)	195,2 ($\pm$ 9%)	60,2 ($\pm$ 22%)	10,78 ($\pm$ 18%)	9	Gras	22.4.80	37
0,024 ($\pm$ 11%)	0,4	56,7 ($\pm$ 9 %)	37	0,016 ($\pm$ 19%)	1,9 ($\pm$ 18%)	0,4 ($\pm$ 14%)	0,03 ($\pm$ 20%)	10	Gras	13.5.80	38
0,042 ($\pm$ 7%)	3,1	24,4 ($\pm$ 7%)	42	0,012 ($\pm$ 8%)	3,8 ($\pm$ 10%)	1,7 ($\pm$ 10%)	0,16 ($\pm$ 12%)	9	Gras	20.5.80	39
0,025 ($\pm$ 9%)	3,1	12,7 ($\pm$ 15 %)	38	0,016 ($\pm$ 9%)	1,6 ($\pm$ 9%)	2,0 ($\pm$ 17%)	0,12 ($\pm$ 17%)	10	Gras	6.6.80	40
8,12 ($\pm$ 12%) *	14,4**	32,9 ($\pm$ 10%)	65	0,015 ($\pm$ 7%)	483,6 ($\pm$ 12%)	246,8 ($\pm$ 15%)	14,70 ($\pm$ 15%)	10	Gras	29.7.80	41
0,035 ($\pm$ 14%)	3,1	34,6 ($\pm$ 3%)	64	0,011 ($\pm$ 10%)	3,2 ($\pm$ 11%)	1,0 ($\pm$ 14%)	0,09 ($\pm$ 11%)	7	Gras	5.8.80	42
4,52 ($\pm$ 23%)	17,1**	20,8 ($\pm$ 28%)	53	0,012 ($\pm$ 21%)	375,5 ($\pm$ 15%)	217,3 ($\pm$ 34%)	18,05 ($\pm$ 28%)	10	Gras	15.8.80	43
0,39 ($\pm$ 16%)	4,3	23,5 ($\pm$ 11%)	48	0,023 ($\pm$ 16%)	18,6 ($\pm$ 10%)	16,6 ($\pm$ 19%)	0,79 ($\pm$ 14%)	9	Gras	26.8.80	44
0,25 ($\pm$ 18%)	3,7**	21,2 ($\pm$ 6%)	65	0,013 ($\pm$ 9%)	18,9 ($\pm$ 14%)	11,6 ($\pm$ 18%)	0,89 ($\pm$ 15%)	9	Gras	29.8.80	45
0,36 ($\pm$ 16%)	4,3	27,7 ($\pm$ 5%)	46	0,015 ($\pm$ 11%)	24,1 ($\pm$ 8%)	13,1 ($\pm$ 16%)	0,87 ($\pm$ 9%)	8	Gras	8.9.80	46
0,43 ($\pm$ 22%)	5,4**	27 ($\pm$ 3%)	69	0,009 ($\pm$ 13%)	49,4 ($\pm$ 21%)	15,9 ($\pm$ 22%)	1,83 ($\pm$ 21%)	8	trockenes Gras	15.9.80	47
0,39 ($\pm$ 15%)	5,4**	27 ($\pm$ 3%)	69	0,012 ($\pm$ 17%)	34,9 ($\pm$ 22%)	14,3 ($\pm$ 15%)	1,29 ($\pm$ 22%)	5	feuchtes Gras	15.9.80	47
0,41 ($\pm$ 14%)	5,4**	27 ($\pm$ 3%)	69	0,010 ($\pm$ 11%)	44,6 ($\pm$ 16%)	15,4 ($\pm$ 14%)	1,65 ($\pm$ 16%)	13	Gras insgesamt	15. 9.80	47
0,17 ($\pm$ 11%)	5,2	13,6 ($\pm$ 17%)	48	0,013 ($\pm$ 7%)	12,9 ($\pm$ 11%)	12,3 ($\pm$ 21%)	0,95 ($\pm$ 20%)	9	Gras	1.10.80	48
6,31 ($\pm$ 35%) *	16,8**	22,1 ($\pm$ 14%)	73	0,022 ($\pm$ 21%)	347,4 ($\pm$ 24%) *	285,5 ($\pm$ 37%)	15,72 ($\pm$ 28%)	9	Gras	16.10.80	49
0,034 ($\pm$ 27%)	1,4	18,8 ($\pm$ 9%)	45	0,022 ($\pm$ 17%)	1,53 ($\pm$ 17%)	1,8 ($\pm$ 28%)	0,08 ($\pm$ 19%)	9	Gras	22.10.80	50
3,58*	7,1**	22,9 ($\pm$ 9%)	86	0,016	259,6*	156,4	11,34	3	Gras	11.11.80	51
0,76 ($\pm$ 13%)	5,7**	19,3 ($\pm$ 7%)	73	0,013 ($\pm$ 13%)	61,7 ($\pm$ 18%)	39,4 ($\pm$ 15%)	3,20 ($\pm$ 19%)	7	Gras	24.11.80	52
0,33 ($\pm$ 27%)*	4,6	29,6 ($\pm$ 19%)	58	0,012 ($\pm$ 28%)	29,1 ($\pm$ 19%)*	11,1 ($\pm$ 29%)	0,98 ($\pm$ 21%)	5	Gras	28.4.81	53
1,01	4,6	33,0 ($\pm$ 11%)	60	0,024	41,8	30,6	1,27	2	Gras	28.4.81	54
0,011 ($\pm$ 20%)	0,8	24,1 ($\pm$ 11%)	44	0,011 ($\pm$ 21%)	1,11 ($\pm$ 8%)	0,5 ($\pm$ 23%)	0,05 ($\pm$ 13%)	7	Gras	11 5.81	55
0,022 ($\pm$ 39%)	1,2	26,0 ($\pm$ 5%)	48	0,018 ($\pm$ 26%)	1,10 ($\pm$ 13%)	0,8 ($\pm$ 39%)	0,04 ($\pm$ 14%)	7	Gras	19.5.81	56
5,59 ($\pm$ 27%)*	13,5**	52,1 ($\pm$ 5%)	34	0,008 ($\pm$ 14%)	689,3 ($\pm$ 22%)*	107,3 ($\pm$ 27%)	13,23 ($\pm$ 22%)	6	Gras	15.6.81	57
0,45 ($\pm$ 37%)	4,6	11,3 ($\pm$ 13%)	45	0,009 ($\pm$ 11%)	47,9 ($\pm$ 31%)	39,5 ($\pm$ 39%)	4,24 ($\pm$ 33%)	4	Gras	24.6.81	58
0,061 ($\pm$ 13%)	4,6	11,3 ($\pm$ 13%)	45	-	-	5,4 ($\pm$ 18%)	-	3	Erdboden	24.6.81	58
0,17	4,6	11,3 ($\pm$ 13%)	45	-	-	14,6	-	2	Wasser	24.6.81	58

Tabella 34: Mittelwerte zu den Ablagerungsversuchen (Fortsetzung)

v_g (cm/s)	d (μ m)	u_* (cm/s)	F (%)	D (g/cm ²)	v_D (cm ³ /gs)	v_g/u_* 10 ⁻³	v_D/u_* (cm ² /g)	Anzahl der Proben	Grenzfläche	Datum	Ver- suchs- Nr.
0,016 ($\pm 23\%$)	1,4	18,1 ($\pm 4\%$)	50	0,015 ($\pm 12\%$)	1,03 ($\pm 13\%$)	0,9 ($\pm 23\%$)	0,06 ($\pm 14\%$)	7	Gras	4.8.81	59
0,005	1,4	18,1 ($\pm 4\%$)	50	-	-	0,3	-	2	Wasser	4.8.81	59
0,012 ($\pm 19\%$)	4,6	18,6 ($\pm 11\%$)	60	0,019 ($\pm 16\%$)	6,33 ($\pm 9\%$)	6,3 ($\pm 22\%$)	0,34 ($\pm 14\%$)	4	Gras	2.9.81	60
0,13 ($\pm 10\%$)	4,6	13,7 ($\pm 25\%$)	55	0,017 ($\pm 12\%$)	8,2 ($\pm 18\%$)	9,3 ($\pm 27\%$)	0,60 ($\pm 30\%$)	4	Gras	2.9.81	61
0,70 ($\pm 28\%$)	5,8	21,4 ($\pm 9\%$)	75	0,015 ($\pm 12\%$)	51,7 ($\pm 31\%$)	32,7 ($\pm 30\%$)	2,42 ($\pm 32\%$)	4	Gras	11.9.81	62
0,13 ($\pm 17\%$)	3,9	28,9 ($\pm 9\%$)	53	0,023 ($\pm 13\%$)	5,9 ($\pm 17\%$)	4,5 ($\pm 19\%$)	0,20 ($\pm 19\%$)	10	Gras	24.9.81	63
0,026 ($\pm 16\%$)	3,9	28,9 ($\pm 9\%$)	53	-	-	0,9 ($\pm 18\%$)	-	4	Wasser	24.9.81	63
0,12	3,9	28,9 ($\pm 9\%$)	53	0,009	14,0	4,2	0,49	1	Weißklee	24.9.81	63
0,19	3,9	28,9 ($\pm 9\%$)	53	0,041	9,3	13,1	0,32	1	Weißkohl	24.9.81	63
0,32*	4,6	41,9 ($\pm 8\%$)	60	0,019	18,5*	7,7	0,44	3	Gras	29.9.81	64
0,025 ($\pm 13\%$)*	4,6	41,9 ($\pm 8\%$)	60	-	-	0,6 ($\pm 15\%$)	-	4	Erdboden im Wald	29.9.81	64
0,16	4,6	41,9 ($\pm 8\%$)	60	0,014	12,0	3,9	0,29	1	Weißklee	29.9.81	64
0,55 ($\pm 28\%$)*	4,6	33,0 ($\pm 11\%$)	70	0,027 ($\pm 12\%$)	20,9 ($\pm 28\%$)*	16,7 ($\pm 30\%$)	0,63 ($\pm 30\%$)	5	Gras	8.10.81	65
0,071	4,6	33,0 ($\pm 11\%$)	70	-	-	2,1	-	2	Erdboden	8.10.81	65
0,36 ($\pm 34\%$)	4,6	11,8 ($\pm 12\%$)	90	0,039 ($\pm 25\%$)	10,1 ($\pm 17\%$)	30,6 ($\pm 36\%$)	0,86 ($\pm 21\%$)	8	Gras (feucht)	23.10.81	66
0,084 ($\pm 39\%$)	4,6	11,8 ($\pm 12\%$)	90	-	-	7,1 ($\pm 41\%$)	-	3	Erdboden	23.10.81	66
1,19	4,6	11,8 ($\pm 12\%$)	90	0,158	7,5	100,8	0,64	1	Weißkohl	23.10.81	66
0,28 ($\pm 18\%$)	4,6	19,8 ($\pm 6\%$)	38	0,007 ($\pm 9\%$)	37,7 ($\pm 11\%$)	14,0 ($\pm 19\%$)	1,91 ($\pm 13\%$)	8	Gras	19.4.82	67
0,081	4,6	19,8 $\pm 6\%$	38	-	-	4,1	-	3	Wasser	19.4.82	67
0,007 ($\pm 14\%$)	0,8	23,0 ($\pm 6\%$)	73	0,008 ($\pm 10\%$)	0,87 ($\pm 11\%$)	0,30 ($\pm 15\%$)	0,04 ($\pm 13\%$)	8	Gras	27.4.82	68
0,020 ($\pm 8\%$)	2,5	11,5 ($\pm 8\%$)	65	0,019 ($\pm 3\%$)	1,07 ($\pm 8\%$)	1,71 ($\pm 11\%$)	0,09 ($\pm 11\%$)	6	Gras	12.5.82	69
0,26 ($\pm 24\%$)	4,6	12,5 ($\pm 29\%$)	85	0,019 ($\pm 6\%$)	14,20 ($\pm 27\%$)	20,48 ($\pm 37\%$)	1,14 ($\pm 40\%$)	6	Gras (feucht, Tau)	25.5.82	70

Tabelle 35: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Rotbuchen und Gras

Versuch Nr.	Datum	Aerosol- durchmes- ser (μm)	Schub- span- nungs- ge- schwin- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Blätter ⁹ ($\text{Ci } 10^{-9}$)	Trocken- gewicht der Blätter (g)	Oberfläche der Blätter (m^2)	Aktivität des Grases ⁹ ($\text{Ci } 10^{-9}$)	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m^2)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrock- kengewicht	Aktivität pro m^2 Blattober- fläche zu Ak- tivität pro m^2 Grasober- fläche
49	1980 16.10.	16,8	22,1	14,73	76,3	0,66	3,66	221,6	1,56	11,67	9,56
49	16.10.	16,8	22,1	21,19	116,8	0,97	2,34	64,9	0,49	5,03	4,62
53	1981 28.4.	4,6	29,6	4,78	17,1	0,23	2,17	58,5	0,37	7,55	3,59
55	11.5.	0,8	24,1	1,63	23,7	0,31	0,92	53,3	0,22	4,01	1,26
55	11.5.	0,8	24,1	1,59	20,9	0,25	0,71	35,3	0,15	3,77	1,30
55	11.5.	0,8	24,1	1,43	21,9	0,24	0,57	50,0	0,29	5,75	3,03
56	19.5.	1,2	26,0	2,18	36,9	0,42	0,71	60,1	0,35	5,00	2,57
57	15.6.	13,5	52,1	4,80	30,9	0,52	2,58	81,9	0,44	4,93	1,58
61	2.9.	4,6	13,7	8,64	15,2	0,25	7,09	82,0	0,61	6,54	2,98
63	24.9.	3,9	28,9	23,48	51,0	0,54	5,97	74,0	0,65	5,71	4,73
63	24.9.	3,9	28,9	5,34	67,3	0,66	5,97	74,0	0,65	1,31*	1,18*
64	29.9. (Wald)	4,6	41,9	36,62	80,7	0,76	16,28	186,8	0,73	5,21	2,15
64	29.9. (Wald)	4,6	41,9	14,69	31,9	0,32	22,35	186,8	0,73	3,85	1,51
64	29.9. (Wald)	4,6	41,9	50,32	132,8	1,11	20,08	186,8	0,73	3,53	1,65
64	29.9. (Wald)	4,6	41,9	8,91	119,3	1,16	1,56	186,8	0,73	8,97	3,59
64	29.9. (Wald)	4,6	41,9	38,62	47,3	0,50	16,70	186,8	0,73	9,14	3,37
64	29.9. (Wald)	4,6	41,9	57,93	64,1	0,61	18,00	186,8	0,73	9,39	3,85
69	12.5. 1982	2,5	11,5	2,31	10,4	0,24	2,69	82,8	0,78	6,83	2,80

Tabelle 36: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Hainbuchen und Gras

Ver- such Nr.	Datum	Aerosol- durch- messer (μm)	Schub- span- nungs- ge- schwin- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Blätter ₉ (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht der Blätter (g)	Oberfläche der Blätter (m ²)	Aktivität des Grases (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m ²)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrok- kengewicht	Aktivität pro m ² Blattober- fläche zu Ak- tivität pro m ² Grasober- fläche
60	2.9.81	4,6	18,6	15,50	27,2	0,31	7,14	55,5	0,37	4,43	2,54
60	2.9.81	4,6	18,6	14,27	39,5	0,45	7,14	55,5	0,37	3,10*	1,75*
60	2.9.81	4,6	18,6	12,32	39,1	0,44	7,14	55,5	0,37	2,97*	1,73*
61	2.9.81	4,6	13,7	19,43	15,7	0,29	11,32	48,2	0,30	5,27	1,76
70	25.5.82	4,6	12,5	138,80	35,4	0,66	48,06	42,5	0,37	3,47	1,60
70	25.5.82	4,6	12,5	156,78	23,0	0,30	87,62	48,6	0,51	3,78	3,01

Tabelle 37: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Roteichen und Gras

Ver- such Nr.	Datum	Aerosol- durch- messer (μm)	Schub- span- nungs- ge- schwin- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Blätter ₉ (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht der Blätter (g)	Oberfläche der Blätter (m ²)	Aktivität des Grases ₉ (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m ²)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrok- kengewicht	Aktivität pro m ² Blattober- fläche zu Ak- tivität pro m ² Grasober- fläche
57	15. 6.81	13,5	52,1	1,48	72,2	1,13	0,92	84,6	0,48	1,88	0,68
61	2. 9.81	4,6	13,7	22,04	62,0	1,08	16,72	59,7	0,43	1,26	0,53
62	11. 9.81	5,8	21,4	3,07	110,7	1,67	0,97	104,9	0,66	3,01	1,25
62	11. 9.81	5,8	21,4	1,74	74,8	1,09	0,97	104,9	0,66	2,86*	1,23*
62	11. 9.81	5,8	21,4	1,31	54,1	0,86	0,97	104,9	0,66	3,43*	1,35*
65	8.10.81	4,6	33,0	0,80	106,0	1,42	0,41	93,9	0,60	1,73	0,83
66	23.10.81	4,6	11,8	35,64	52,8	1,04	21,19	57,5	0,52	1,83	0,84
69	12. 5.82	2,5	11,5	3,74	32,9	0,62	1,59	49,9	0,62	3,57	1,81

Tabelle 38: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Stieleleichen und Gras

Ver- such Nr.	Datum	Aerosol- durch- messer (μ m)	Schub- span- nungs- ge- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Blätterg (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht der Blätter (g)	Oberfläche der Blätter (m ²)	Aktivität des Grases (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m ²)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrok- kengewicht	Aktivität pro m ² Blattober- fläche zu Ak- tivität pro m ² Grasober- fläche
57	15. 6.81	13,5	52,1	3,71	53,6	0,40	6,15	62,7	0,30	0,71	0,45
57	15. 6.81	13,5	52,1	1,50	41,9	0,55	4,91	98,9	0,59	0,72	0,33
58	24. 6.81	4,6	11,3	16,51	52,2	0,37	25,08	47,2	0,21	0,60	0,37
59	4. 8.81	1,4	18,1	1,56	62,3	0,40	1,59	49,3	0,53	0,78	1,30
62	11. 9.81	5,8	21,4	1,24	67,9	0,61	0,65	81,9	0,51	3,15*	2,55*
65	8.10.81	4,6	33,0	6,96	55,0	0,48	3,78	71,2	0,55	2,39	2,08
65	8.10.81	4,6	33,0	5,62	17,7	0,14	3,78	71,2	0,55	6,00*	5,82*
65	8.10.81	4,6	33,0	4,74	31,7	0,26	2,54	84,9	0,58	5,00	4,16
65	8.10.81	4,6	33,0	1,55	29,8	0,25	2,54	84,9	0,58	1,74	1,40
66	23.10.81	4,6	11,8	37,90	46,3	0,43	20,48	90,7	0,87	3,62	3,76
66	23.10.81	4,6	11,8	28,03	36,0	0,32	20,65	54,7	0,51	2,06	2,17
69	12.5.82	2,5	11,5	0,60	36,0	0,78	1,40	36,0	0,43	0,56	0,24
69	12.5.82	2,5	11,5	1,01	44,0	0,80	1,30	42,0	0,41	0,74	0,40
69	12.5.82	2,5	11,5	2,21	39,8	0,54	1,61	39,8	0,81	2,28	1,85

Tabelle 39: Vergleich zwischen der Ablagerung auf dem Spitzblättrigen Ahorn und auf Gras

Ver- such Nr.	Datum	Aerosol- durch- messer (μ m)	Schub- span- nungs- ge- schwin- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Blätter ⁹ (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht der Blätter (g)	Oberfläche der Blätter (m ²)	Aktivität des Grases ⁹ (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m ²)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrok- kengewicht	Aktivität pro m ² Blattober- fläche zu Ak- tivität pro m ² Grasober- fläche
59	4.8.81	1,4	18,1	1,73	62,8	1,41	1,97	56,7	0,63	0,82	0,39
60	2.9.81	4,6	18,6	6,87	52,0	0,97	3,29	75,0	0,49	3,02	1,06
60	2.9.81	4,6	18,6	5,12	60,5	0,94	3,29	75,0	0,49	2,08*	0,87*
60	2.9.81	4,6	18,6	4,90	63,5	1,11	3,29	75,0	0,49	2,02*	0,76*
63	24.9.81	3,9	28,9	16,23	44,3	1,01	11,45	119,0	0,78	3,81	1,09

Tabelle 40: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Roßkastanien und Gras

Ver- such Nr.	Datum	Aerosol- durch- messer (μ m)	Schub- span- nungs- ge- schwin- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Blätter ⁹ (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht der Blätter (g)	Oberfläche der Blätter (m ²)	Aktivität des Grases ⁹ (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m ²)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrok- kengewicht	Aktivität pro m ² Blattober- fläche zu Ak- tivität pro m ² Grasober- fläche
53	28.4.81	4,6	29,6	0,57	41,4	0,50	0,29	56,3	0,37	2,72	1,46
62	11.9.81	5,8	21,4	1,52	67,9	0,73	0,65	81,9	0,51	4,08*	2,38*
62	11.9.81	5,8	21,4	1,31	65,1	0,69	0,65	81,9	0,51	4,08*	2,55*
62	11.9.81	5,8	21,4	0,74	79,4	0,86	0,65	81,9	0,51	2,04*	1,28*
65	8.10.81	4,6	33,0	1,91	38,5	0,54	1,11	81,0	0,56	3,61	1,78

Tabelle 41: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Birken und Gras

Ver- such Nr.	Datum	Aerosol- durch- messer (μ m)	Schub- span- nungs- ge- schwin- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Blätter ₉ (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht der Blätter (g)	Oberfläche der Blätter (m ²)	Aktivität des Grases (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m ²)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrok- kengewicht	Aktivität pro m ² Blattober- fläche zu Ak- tivität pro m ² Grasober- fläche
54	28.4.81	4,6	33,0	15,01	34,4	0,25	9,07	61,9	0,35	5,96	4,61
54	28.4.81	4,6	33,0	25,50	50,0	0,27	4,43	57,9	0,34	6,67	7,31
55	11.5.81	0,8	24,1	0,54	18,1	0,15	0,77	57,0	0,24	2,20	1,14
59	4.8.81	1,4	18,1	1,82	60,6	0,36	1,97	58,7	0,63	0,89	1,62
60	2.9.81	4,6	18,6	7,35	31,0	0,12	4,86	61,5	0,48	3,00	6,11
60	2.9.81	4,6	18,6	8,90	19,2	0,05	4,86	61,5	0,48	6,24	18,82*
60	2.9.81	4,6	18,6	10,14	28,8	0,11	4,86	61,5	0,48	5,07	10,45*
61	2.9.81	4,6	13,7	38,11	29,0	0,14	15,47	57,8	0,41	4,89	7,17
64	29.9.81	4,6	41,9	3,91	56,3	0,26	0,98	66,9	0,34	4,73	5,19
68	27.4.82	0,8	23,0	7,99	17,4	0,12	2,96	53,3	0,40	8,28	8,94

Tabelle 42: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Fichten und Gras

Ver- such Nr.	Datum	Aerosol- durch- messer (μ m)	Schub- span- nungs- ge- schwin- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Nadeln (Ci 10^{-9})	Trocken- gewicht der Nadeln (g)	Oberfläche der Nadeln (m^2)	Aktivität des Grases-9 (Ci 10^{-9})	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m^2)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrok- kengewicht	Aktivität pro m^2 Nadelober- fläche zu Ak- tivität pro m^2 Graso-ber- fläche
51	11.11.80	7,1	22,9	0,22	89,6	0,27	0,22	93,0	0,59	1,06	2,23
53	28. 4.81	4,6	29,6	0,88	107,2	0,17	0,95	63,8	0,24	0,55	1,29
56	19. 5.81	1,2	26,0	1,10	110,6	0,26	0,71	60,1	0,35	0,84	2,10
57	15. 6.81	13,5	52,1	0,73	135,1	0,40	0,92	84,6	0,47	0,50	0,92
63	24. 9.81	3,9	28,9	61,07	67,8	0,19	9,46	78,7	0,57	7,50	19,51
63	24. 9.81	3,9	28,9	18,92	74,5	0,19	10,90	133,0	0,95	3,10	8,64
63	24. 9.81	3,9	28,9	24,03	113,3	0,29	10,90	133,0	0,95	2,64*	7,43*
63	24. 9.81	3,9	28,9	57,43	131,2	0,35	10,90	133,0	0,95	5,55*	14,60*
65	8.10.81	4,6	33,0	0,82	95,2	0,26	0,72	85,7	0,69	1,03	3,05
66	23.10.81	4,6	11,8	74,01	104,2	0,37	14,78	103,3	0,78	4,97	10,60
66	23.10.81	4,6	11,8	49,70	54,3	0,18	12,59	119,3	0,76	8,67	16,63
67	19. 4.82	4,6	19,8	66,34	112,6	0,23	8,13	43,1	0,48	3,12	16,91
67	19. 4.82	4,6	19,8	137,11	63,9	0,14	25,14	48,9	0,64	4,17	18,56
68	27. 4.82	0,8	23,0	3,66	101,7	0,20	1,74	44,5	0,34	0,92	3,55
68	27. 4.82	0,8	23,0	6,39	137,8	0,28	2,93	51,2	0,39	0,81	3,01

Tabelle 43: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Waldkiefern und Gras

Ver- such Nr.	Datum	Aerosol- durch- messer (μ m)	Schub- span- nungs- ge- schwin- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Nadeln- (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht der Nadeln (g)	Oberfläche der Nadeln (m ²)	Aktivität des Grases (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m ²)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrok- kengewicht	Aktivität pro m ² Nadelober- fläche zu Ak- tivität pro m ² Grasober- fläche
56	19. 5.81	1,2	26,0	1,37	108,2	0,26	1,34	48,6	0,39	0,46	1,52
56	19. 5.81	1,2	26,0	1,75	110,5	0,25	1,34	48,6	0,39	0,57	1,94
58	24. 6.81	4,6	11,3	57,04	78,7	0,23	44,08	52,7	0,34	0,87	1,94
59	4. 8.81	1,4	18,1	1,02	62,7	0,26	1,95	60,0	0,61	0,50	1,23
59	4. 8.81	1,4	18,1	2,61	84,9	0,24	1,95	60,0	0,61	0,95	3,43
62	11. 9.81	5,8	21,4	3,53	76,3	0,30	1,54	65,9	0,54	1,99	4,14
62	11. 9.81	5,8	21,4	3,58	84,9	0,33	1,54	65,9	0,54	1,97*	4,10*
62	11. 9.81	5,8	21,4	5,77	71,9	0,26	1,54	65,9	0,54	4,12*	9,15*
66	23.10.81	4,6	11,8	128,94	119,5	0,37	22,41	120,0	0,95	5,78	14,85
66	23.10.81	4,6	11,8	112,73	94,9	0,28	24,16	95,8	0,84	4,71	13,93
67	19. 4.82	4,6	19,8	229,82	114,7	0,15	27,74	43,7	0,41	3,16	22,40
67	19. 4.82	4,6	19,8	271,23	105,0	0,24	45,12	37,5	0,46	2,15	11,42
67	19. 4.82	4,6	19,8	277,64	89,2	0,21	36,37	43,5	0,45	3,72	16,20
68	27. 4.82	0,8	23,0	3,86	110,4	0,29	2,52	38,0	0,28	0,53	1,50
68	27. 4.82	0,8	23,0	5,33	100,5	0,26	1,86	37,5	0,27	1,07	3,01
70	25. 5.82	4,6	12,5	45,41	53,0	0,13	45,09	59,5	0,48	1,13	3,75

Tabelle 44: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Japanischen Lärchen und auf Gras

Ver- such Nr.	Datum	Aerosol- durch- messer (μ m)	Schub- span- nungs- ge- schwin- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Nadeln-9 (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht der Nadeln (g)	Oberfläche der Nadeln (m ²)	Aktivität des Grases-9 (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m ²)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrok- kengewicht	Aktivität pro m ² Nadelober- fläche zu Ak- tivität pro m ² Grasober- fläche
56	19. 5.81	1,2	26,0	0,80	65,1	0,49	0,66	33,0	0,18	0,61	0,44
56	19. 5.81	1,2	26,0	4,37	49,6	0,50	1,13	54,0	0,32	4,23	2,45
58	24. 6.81	4,6	11,3	88,57	55,0	0,34	9,26	36,7	0,18	6,38	5,14
58	24. 6.81	4,6	11,3	113,51	48,0	0,32	8,90	35,8	0,16	9,51	6,42
59	4. 8.81	1,4	18,1	2,39	35,0	0,20	1,35	51,7	0,59	2,62	5,28
60	2. 9.81	4,6	18,6	64,97	38,6	0,17	3,60	61,2	0,42	28,65	43,55
60	2. 9.81	4,6	18,6	12,75	43,7	0,17	3,60	61,2	0,42	5,16*	8,71*
60	2. 9.81	4,6	18,6	12,27	27,2	0,12	3,60	61,2	0,42	8,02*	12,19*
62	11. 9.81	5,8	21,4	1,78	28,4	0,25	0,38	93,0	0,63	15,34	11,63
62	11. 9.81	5,8	21,4	0,93	33,6	0,17	0,38	93,0	0,63	13,04*	10,47*
62	11. 9.81	5,8	21,4	1,09	41,6	0,22	0,38	93,0	0,63	9,20*	11,75*
63	24. 9.81	3,9	28,9	140,60	59,8	0,39	11,45	119,0	0,78	24,44	24,40
63	24. 9.81	3,9	28,9	79,44	59,6	0,43	8,65	73,0	0,60	11,25	12,87
64	29. 9.81	4,6	41,9	92,57	133,7	0,87	9,75	73,0	0,31	5,19	3,39
67	19. 4.82	4,6	19,8	83,44	19,2	0,11	17,02	46,3	0,50	11,85	22,15
68	27. 4.82	0,8	23,0	39,23	44,3	0,41	4,45	40,8	0,33	8,13	7,07

Tabelle 45: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Europäischen Lärchen und auf Gras

Ver- such Nr.	Datum	Aerosol- durch- messer (μ m)	Schub- span- nungs- ge- schwin- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Nadeln-9 (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht der Nadeln (g)	Oberfläche der Nadeln (m ²)	Aktivität des Grases (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m ²)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrok- kengewicht	Aktivität pro m ² Nadelober- fläche zu Ak- tivität pro m ² Graso- ber- fläche
67	19.4.82	4,6	19,8	334,77	33,3	0,34	45,82	71,3	0,80	15,64	17,25
68	27.4.82	0,8	23,0	5,67	47,0	0,40	2,04	49,1	0,41	2,91	2,81

Tabelle 46: Vergleich zwischen der Ablagerung auf Weißtannen und Gras

Ver- such Nr.	Datum	Aerosol- durch- messer (μ m)	Schub- span- nungs- ge- schwin- dig- keit (cm/s)	Aktivität der Nadeln-9 (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht der Nadeln (g)	Oberfläche der Nadeln (m ²)	Aktivität des Grases-9 (Ci 10 ⁻⁹)	Trocken- gewicht des Grases (g)	Oberfläche des Grases (m ²)	Aktivität pro g Trockenge- wicht zu Ak- tivität pro g Grastrok- kengewicht	Aktivität pro m ² Nadelober- fläche zu Ak- tivität pro m ² Graso- ber- fläche
67	19.4.82	4,6	19,8	76,78	21,2	0,07	100,38	37,5	0,48	1,35	5,14
67	19.4.82	4,6	19,8	844,68	103,2	0,37	100,38	37,5	0,48	3,06	10,82
67	19.4.82	4,6	19,8	516,09	75,0	0,27	100,38	37,5	0,48	2,57	9,26
67	19.4.82	4,6	19,8	343,04	88,0	0,31	40,00	40,0	0,51	3,90	14,19
67	19.4.82	4,6	19,8	443,12	93,6	0,33	40,00	40,0	0,51	4,73	17,15
68	27.4.82	0,8	23,0	3,26	51,9	0,20	2,15	46,2	0,32	1,35	2,40
68	27.4.82	0,8	23,0	2,49	76,0	0,30	2,15	46,2	0,32	0,70	1,26
69	12.5.82	2,5	11,5	0,92	129,9	0,26	1,40	46,8	0,43	0,45	1,06
70	25.5.82	4,6	12,5	27,70	67,5	0,34	45,65	41,9	0,44	0,38	0,79

Tabelle 47: Mittelwerte der Vergleichsfaktoren zwischen der Ablagerung auf Bäumen und auf Gras

Art der Vegetation	Anzahl der Proben	Abgelagerte Aktivität pro g Trockengewicht zu Aktivität pro g Grastrackengewicht	Abgelagerte Aktivität pro m ² Blattfläche zu Aktivität pro m ² Grasfläche	Schubspannungsge- schwindigkeit (cm/s)	Aerosoldurch- messer (μ m)
Rotbuche (Fagus silvatica)	18	6,01 $\pm$ 10 %	3,07 $\pm$ 15 %	31,0 $\pm$ 9 %	5,4 $\pm$ 22 %
Hainbuche (Carpinus betulus)	6	3,84 $\pm$ 9 %	2,07 $\pm$ 11 %	15,8 $\pm$ 8 %	4,6 $\pm$ 0 %
Roteiche (Quercus rubra)	8	2,45 $\pm$ 13 %	1,07 $\pm$ 14 %	23,3 $\pm$ 21 %	5,9 $\pm$ 20 %
Stieleiche (Quercus robur)	14	2,17 $\pm$ 21 %	1,92 $\pm$ 23 %	24,7 $\pm$ 16 %	5,3 $\pm$ 19 %
Spitzblättriger Ahorn (Acer pla- tanoides)	5	2,35 $\pm$ 21 %	0,83 $\pm$ 15 %	20,6 $\pm$ 10 %	3,8 $\pm$ 16 %
Roßkastanie (Aesculus hippo- castanum)	5	3,31 $\pm$ 12 %	1,92 $\pm$ 14 %	25,4 $\pm$ 10 %	5,3 $\pm$ 6 %
Sandbirke (Betula pendula)	10	4,79 $\pm$ 15 %	7,14 $\pm$ 22 %	24,3 $\pm$ 12 %	3,5 $\pm$ 16 %
Fichte (Picea abies)	15	3,03 $\pm$ 23 %	8,60 $\pm$ 21 %	25,9 $\pm$ 10 %	4,4 $\pm$ 18 %
Waldkiefer (Pinus silvestris)	16	2,11 $\pm$ 20 %	7,16 $\pm$ 23 %	19,1 $\pm$ 6 %	3,5 $\pm$ 14 %
Jap. Lärche (Larix leptolep is)	16	10,23 $\pm$ 18 %	11,74 $\pm$ 23 %	22,2 $\pm$ 8 %	3,9 $\pm$ 11%
Europ. Lärche (Larix europaea)	2	9,28	10,03	21,4	2,7
Weißtanne (Abies alba)	9	2,05 $\pm$ 26 %	6,90 $\pm$ 30 %	18,8 $\pm$ 7 %	3,5 $\pm$ 16 %

Tabelle 48: Ablagerungsgeschwindigkeiten auf Gras (angepaßte Werte)

d (µm)	D (g/cm ²)	u _* (cm/s)	Diffusionskategorie	v _g (cm/s)
1 2 3 4 5 6 7 10 15	0,017	12,5 ± 26 % (5 Versuche)	A	0,005 0,011 0,024 0,052 0,193 0,503 0,870 1,999 3,687
1 2 3 4 5 6 7 10 15	0,017	20,5 ± 5 % (38 Versuche)	B	0,008 0,020 0,042 0,103 0,334 0,880 1,523 3,472 6,449
1 2 3 4 5 6 7 10 15	0,017	24,6 ± 9 % (32 Versuche)	C	0,010 0,024 0,052 0,126 0,414 1,081 1,871 4,266 7,924
1 2 3 4 5 6 7 10 15	0,017	30,2 ± 9 % (18 Versuche)	D	0,013 0,030 0,065 0,159 0,523 1,363 2,359 5,379 9,991
1 2 3 4 5 6 7 10 15	0,017	16,8 (Jensen 1981)	E und F	0,007 0,016 0,034 0,082 0,270 0,703 1,212 2,773 5,145
1 2 3 4 5 6 7 10 15	0,017	26,1 (mittlere Schubspannungsgeschwindigkeit aufgrund der Häufigkeitsverteilung einzelner Diffusionskategorien)		0,011 0,026 0,055 0,135 0,444 1,156 2,000 4,561 8,472

Tabelle 49: Vergleich der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Klee, Erdboden, künstl. Oberflächen und Wasser mit der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras

Ver- such Nr.	Datum	d (mm)	u _* (cm/s)	Gras		Klee		Erdboden		künstl. Oberflächen		Wasser					
				D (g/cm ²)	v _g (cm/s)	D (g/cm ²)	v _g (cm/s)	* ₁	v _g (cm/s)	* ₂	v _g (cm/s)	* ₃	v _g (cm/s)	* ₄	* ₅	v _g (cm/s)	* ₆
1*	15. 1.75	3,0	43,0	0,015	0,180	0,022	0,46	1,92	-	-	0,030	0,17	0,15	-	-	-	-
2*	21. 4.75	5,0	18,0	0,010	0,081	0,019	0,14	1,07	0,034	0,42	0,28	0,038	0,47	0,32	-	-	-
3*	28. 5.75	3,8	27,2	0,026	0,082	-	-	-	0,038	0,46	0,64	0,030	0,37	0,50	-	-	-
4*	1. 7.75	3,8	26,0	0,015	0,052	0,012	0,078	1,79	0,026	0,50	0,46	0,015	0,29	0,26	-	-	-
5*	1. 7.75	3,1	33,8	0,011	0,100	-	-	-	-	-	-	0,022	0,22	0,16	-	-	-
6*	8. 7.75	6,5	24,4	0,013	0,140	-	-	-	0,022	0,16	0,13	0,035	0,25	0,20	-	-	-
7*	22. 7.75	4,0	15,0	0,014	0,040	0,034	0,22	2,83	0,012	0,30	0,26	0,010	0,25	0,22	-	-	-
8*	1.10.75	3,0	11,8	0,022	0,041	0,041	0,087	1,33	0,011	0,27	0,33	0,014	0,34	0,41	-	-	-
9*	1.10.75	4,0	12,1	0,021	0,060	-	-	-	0,048	0,80	0,94	0,019	0,32	0,37	-	-	-
10*	21.10.75	3,0	7,5	0,017	0,022	-	-	-	0,029	1,32	1,32	0,016	0,73	0,73	-	-	-
11*	21.10.75	4,0	12,9	0,025	0,073	-	-	-	-	-	-	0,029	0,40	0,53	-	-	-
12	12.10.77	4,6	14,7	0,012	0,049	-	-	-	0,016	0,33	0,25	0,030	0,61	0,47	-	-	-
14	21. 6.78	3,4	22,9	0,006	0,049	0,008	0,048	0,79	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	26. 7.78	3,2	31,8	0,008	0,012	-	-	-	-	-	-	0,021	1,75	0,99	-	-	-
16	15. 8.78	3,3	28,8	0,017 ⁺	0,079 ⁺	-	-	-	-	-	-	0,017	0,22	0,22	-	-	-
23	10. 5.79	2,0	12,9	0,012 ⁺	0,009 ⁺	0,012	0,023	2,56	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24	16. 5.79	3,1	26,0	0,014	0,041	0,016	0,081	1,79	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25	29. 5.79	3,3	17,7	0,017	0,034	0,018	0,043	1,21	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30	13. 9.79	1,1	20,6	0,014 ⁺	0,008 ⁺	0,014	0,029	3,63	-	-	-	-	-	-	-	-	-
32	1.10.79	3,1	19,7	0,012	0,018	0,024	0,037	1,22	-	-	-	-	-	-	-	-	-
34	10.10.79	3,1	21,5	0,008	0,017	-	-	-	0,009	0,53	0,30	-	-	-	-	-	-
58	24. 6.81	4,6	11,3	0,009	0,45	-	-	-	0,061	0,14	0,08	-	-	-	0,17	0,38	0,23
59	4. 8.81	1,4	18,1	0,015	0,016	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,005	0,31	0,28
63	24. 9.81	3,9	28,9	0,023	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,026	0,20	0,25
64	29. 9.81	4,6	41,9	0,019	0,32	-	-	-	0,025	0,08	0,08	-	-	-	-	-	-

Tabelle 50: Verhältnis: Ablagerungsgeschwindigkeit auf Bäumen mit repräsentativem
Blattflächenindex zu Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras (Trockenmasse
170 g/m²)

Art des Baumes	Blattflächenindex mit Angabe der Literaturstelle	$\frac{v_g \text{ Baum}}{v_g \text{ Gras}}$	$\frac{v_g \text{ Baum}}{v_g \text{ Gras}}$
		(Baum freistehend)	(Baum von anderen Bäu- men abgeschattet, z.B. in Wäldern oder Baum- gruppen)
Rotbuche (<i>Fagus silvatica</i>)	6,5 (Burschel 1977)	15,84	11,32
Hainbuche (<i>Carpinus betulus</i>)	8 (Geyger 1964)	9,76	6,98
Roteiche (<i>Quercus rubra</i>)	4,3 (Chalupa 1961)	3,06	2,18
Stieleiche (<i>Quercus robur</i>)	3,7 (Chalupa 1961)	3,99	2,85
Spitzblättriger Ahorn (<i>Acer plata- noides</i>)	5,02 (Rauner 1976)	2,80	2,00
Roßkastanie (<i>Aesculus hippo- castanum</i>)	5 (eigene Messung)	7,12	5,09
Sandbirke (<i>Betula pendula</i>)	5,3 (Rauner 1976)	23,52	16,80
Fichte (<i>Picea abies</i>)	11 (Burschel 1977)	39,25	19,63
Waldkiefer (<i>Pinus silvestris</i>)	3,9 (Geyger 1964)	10,23	5,11
Jap. Lärche (<i>Larix leptolepis</i>)	4,6 (Jarvis et al. 1976)	26,11	13,06
Europ. Lärche (<i>Larix europaea</i>)	3,0 (Takadi 1966)	11,00	5,50
Weißtanne (<i>Abies alba</i>)	8,5 (Takadi 1966)	18,02	9,01
Douglasie (<i>Pseudotsuga men- ziesii caesia</i>)	11,4 (Geyger 1964)	32,43	16,21

Tabelle 51: Holzartenverteilung einiger Wälder in der Bundesrepublik Deutschland

Ort des Waldes	Fläche (ha)	Roteiche (%)	Stiel- eiche und Trauben- eiche (%)	Rot- buche (%)	Hain- buche (%)	Sand- birke (%)	Sonstige Laub- hölzer (%)	Fichte (%)	Wald- kiefer (%)	Jap. Lärche (%)	Europ. Lärche (%)	Weiß- tanne (%)	Douglasie (%)
Forstbezirk Eißendorf (Hamburg)	328	-	14	23	-	2	-	33	28	-	-	-	-
Forstbezirk Hausbruch mit Naturschutzgebiet (Hamburg)	605 (1 % Blöße)	-	8	11	-	1	-	17	62	-	-	-	-
Lappwald (Mariental bei Helmstedt)	4500	-	36	19	2	2	-	10	24	-	7	-	-
Waldgebiete in Berlin	7803	5	10	10	-	10	5 (Winterlinde, Bergahorn, Erle)	-	56	-	-	-	4
Staatsforst Solling	40000	-	8	32	-	-	-	55	-	1	2	-	2
Forstbezirk Oberhausen (Grafenbusch, Lüne Heide, Sterker Wald, Osterfelder Stadtwald, Wiesfelder Wald sowie Parkanlagen Volksgarten, Ruhrpark, Volkspark)	1067,3 (2,3 % unbestockte Waldfläche)	8,7	16,5	22,5	-	18	27,8 (Akazie, Ulme, Linde, Bergahorn, Kirsche, Pappel, Eberesche, Weide, Haselnuß)	0,5	1,7	2	-	-	-
Bereich Forstamt Recklinghausen, Geisenkirchen, Bottrop	23000	-	17	5	-	10	4 (Erle, Pappel)	3	53	8	-	-	-
Stettener Forst bei Jülich (Rheinland) (zum Teil KFA Waldfläche)	467 (292 ha reine Waldfläche)	1	54	18	-	-	27 (Bergahorn, Kirsche, Esche)	-	-	-	-	-	-
Aachener Stadtwald	1350	-	18	29	-	5	-	38	10	-	-	-	-
Münsterwald im Südosten des Aachener Stadtgebietes (Nordrand der Eifel)	762,5	-	11	9	-	9	-	61	7	3	-	-	-
Staatswald Monschau (Nordeifel)	5263	1	5	15	-	-	2 (1 % Erle, 1 % Niederwald)	71	1	1	1	1	2

Tabelle 51: Holzartenverteilung einiger Wälder in der Bundesrepublik Deutschland (Fortsetzung)

Ort des Waldes	Fläche (ha)	Roteiche (%)	Stiel- eiche und Trauben- eiche (%)	Rot- buche (%)	Hain- buche (%)	Sand- birke (%)	Sonstige Laub- hölzer (%)	Fichte (%)	Wald- kiefer (%)	Jap. Lärche (%)	Europ. Lärche (%)	Weiß- tanne (%)	Douglasie (%)
Forstbezirk Schleien, forstamtsbezogen einschließlich mit bewirtschaftetem Privat- und Körperschaftsbald, ausschließlich Gemein- dewald Dahlem, ausschließlich der Ar- renberg-Schleiden GmbH und ausschließ- lich des Besitzes Graf Beissels, Nord-eifel	12000	-	12	14	2	1	1 (Bergahorn, Kir- sche und Esche)	61	7	1	1	-	-
Staatswald Schlitz, zwischen Vogelsberg Rhön gelegen	3012	-	3	19	-	-	-	20	41	-	17	-	-
Bereich Forstamt Nürnberg, Teile des Seebalder Waldes (Straße Kraftshof - Neuenhof bis nach Lauf) und Teile des Lorentzer Waldes (Regensburger Stra- ße bis zum Nürnber- ger Kreuz)	8000	-	5	1	-	4	4 (Erle)	23	63	-	-	-	-
Forstbezirk Staufen (Westrand des Schwarzwaldes)	5254	-	2	28	-	-	2 (Überwiegend Linde, Esche)	28	0,5	-	0,5	25	14
Staatswald Ebersberger Forst bei München	7600	-	5	6	-	-	-	82	7	-	-	-	-

Tabelle 52: Ablagerungsfaktoren für einige Waldgebiete in der Bundesrepublik Deutschland und der Stadt Berlin

Gebiete	Verhältnis Ablagerungsgeschwindigkeit auf Wald zu Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras
Forstbezirk Hamburg-Eißendorf	11,24
Forstbezirk Hamburg-Hausbruch	8,14
Lappwald bei Helmstedt	7,23
Waldgebiete um Berlin	7,05
Staatsforst Solling	15,21
Forstbezirk Oberhausen	8,57
Bereich Forstamt Recklinghausen, Gelsenkirchen, Bottrop	7,34
Stetternicher Forst bei Jülich	5,41
Aachener Stadtwald	12,60
Münsterwald im Südosten des Aachener Stadtgebietes	15,56
Staatswald Monschau (Nordeifel)	16,55
Forstbezirk Schleiden (Nordeifel)	14,47
Staatswald Schlitz (Oberhessen)	9,20
Teile des Seebalder Waldes und des Lorentzer Waldes in Nürnberg	8,94
Forstbezirk Staufen (Westrand des Schwarzwaldes)	13,43
Staatswald Ebersberger Forst bei München	17,27

Tabelle 53: Ablagerungsfaktoren für Wälder aus Eichen und Hainbuchen in Belgien

Ort	Holzartenverteilung	Ablagerungsfaktor
Bezirk Virelles I	20 % Stiel- und Traubeneiche 31 % Rotbuche 44 % Hainbuche 5 % sonstige, z.B. Haselnuß, Feldahorn, Kirsche	6,50
Bezirk Virelles II	56 % Stiel- und Traubeneiche 9 % Rotbuche 26 % Hainbuche 9 % sonstige, z.B. Haselnuß, Feldahorn	4,90
Bezirk Virelles IV	6 % Stiel- und Traubeneiche 64 % Rotbuche 13 % Hainbuche 17 % sonstige, z.B. Haselnuß, Feldahorn, Bergahorn, Kirsche, großblättrige Linde	8,29
Bereich Férage II	54 % Stiel- und Traubeneiche 46 % Hainbuche	4,52

Tabelle 54: Zusammenfassung der Literaturwerte über die Ablagerungsgeschwindigkeit von Gasen

Art des Gases	Depositionsfläche	Anzahl der Werte	Ablagerungsgeschwindigkeit (cm/s)	Bemerkung
SO ₂	künstliche Oberflächen (Bleifolie, Stahl, Kupferplatte, Aluminiumfolie, Filterpapier)	10	0,001 bis 0,5	Literaturstelle Spedding (1969)
SO ₂	Wasser und Erdboden	68	0,39	50-Perzentilwert der Häufigkeitsverteilung (Abb.18)
SO ₂	Schnee	2	0,10	arithmetischer Mittelwert, Dowland and Eliassen (1976), Husar et al. (1978)
SO ₂	Gras	65	0,58	50-Perzentilwert der Häufigkeitsverteilung (Abb.19)
SO ₂	Weizen	14	0,45	arithmetischer Mittelwert, Dannevik et al. (1976), Unsworth and Fowler (1978), Garland (1978)
SO ₂	Wälder (meist Kiefernwälder; aber auch Mischwald mit Kiefern)	37	1,54	50-Perzentilwert der Häufigkeitsverteilung (Abb. 20)
F und HF	Gras	5	0,55	arithmetischer Mittelwert, Israel (1974), Hill and Chamberlain (1976), Israel (1977), Sehmel (1980)
F	Filterpapier	1	0,4	Israel 1977 (Langzeitmessung)
Cl ₂	Gras	2	0,41	arithmetischer Mittelwert, Hill and Chamberlain (1976), Sehmel (1980)
NO ₂	Gras	1	0,38	Einzelwert, Hill and Chamberlain (1976), Sehmel (1980)
NO	Gras	2	0,02	Mittelwert, Hill and Chamberlain (1976), Sehmel (1980)
O ₃	Wasser	4	0,04	arithmetischer Mittelwert, Aldaz (1969)
O ₃	Schnee	1	0,15	Einzelwert, Aldaz (1969)
O ₃	Gras und Erdboden	81	0,35	50-Perzentilwert der Häufigkeitsverteilung (Abb.21)
O ₃	Wacholder	1	2	Einzelwert, Aldaz (1969)
O ₃	Eiche	1	0,13	auf die Grundfläche umgerechneter, von Thorne and Hanson (1972) in Laborversuchen ermittelter Wert. Es wurde ein Blattflächenindex von 4 m ² pro m ² Boden angenommen.
PAN	Erdboden	3	0,26	arithmetischer Mittelwert, Garland and Penkett (1976), V _g Ozon ist um einen Faktor 6 höher.

Tabelle 54: Zusammenfassung der Literaturwerte über die Ablagerungsgeschwindigkeit von Gasen (Fortsetzung)

Art des Gases	Depositionsfläche	Anzahl der Werte	Ablagerungsgeschwindigkeit (cm/s)	Bemerkung
PAN	Gras	3	0,17	arithmetischer Mittelwert, Hill and Chamberlain (1976), Garland and Penkett (1976), Sehmel (1980), V Ozon ist um einen Faktor 2 höher (Garland and Penkett 1976)
J ₂ und Spalt-Jod	künstliche Oberflächen (Papierblätter, Filterpapier, Metallplatten, Glasplatten, Kohleplatten)	39	0,001 bis 2,2	Morris and Nicholls (1965)
J ₂ und Spalt-Jod	Erboden	3	0,44	arithmetischer Mittelwert, Cline et al. (1965), Hawley (1966), Angeletti (1972)
J ₂ und Spalt-Jod	Wasser	2	1,16	arithmetischer Mittelwert, Angeletti (1972), Allen and Neff (1975)
J ₂	Schnee	2	0,28	arithmetischer Mittelwert, Hawley (1966), Bunch (1968)
J ₂ und Spalt-Jod	trockenes Gras	55	0,73	50-Perzentilwert der Häufigkeitsverteilung (Abb.22)
J ₂	trockenes Gras	1	2	Wert der Ablagerungsgeschwindigkeit nach Heine-mann und Vgg (1980) für eine Trockenmasse von 0,017 g/cm ² , eine rel. Feuchte von 79 % und eine Schubspannungsgeschwindigkeit von 25 cm/s. Für trockenen Klee ist die Ablagerungsgeschwindigkeit um einen Faktor 2 bis 4 höher, für feuchtes Gras um einen Faktor 2,9 und für feuchten Klee um einen Faktor 5 bis 8.
J ₂	Gras	1	3	Wert der Ablagerungsgeschwindigkeit von Jod auf Gras bei Berücksichtigung der Feuchtigkeit der Grasoberfläche.
J ₂	Kiefernwald	1	0,9	integrale Ablagerungsgeschwindigkeit nach Bglot (1977) für einen Blattflächenindex von 15 m ² pro Boden.
CH ₃ J	Papier	siehe Bemerkung	1,9·10 ⁻⁴ bis 3,6·10 ⁻⁴	Bereich der Ablagerungsgeschwindigkeit nach Atkins et al. (1967)

Tabelle 54: Zusammenfassung der Literaturwerte über die Ablagerungsgeschwindigkeit von Gasen (Fortsetzung)

Art des Gases	Depositionsfläche	Anzahl der Werte	Ablagerungsgeschwindigkeit (cm/s)	Bemerkung
CH ₃ J	Gras	siehe Bemerkung	$1 \cdot 10^{-4}$ bis $1 \cdot 10^{-2}$	Bereich der Ablagerungsgeschwindigkeit nach Atkins et al. (1967), Bunch (1968), Heinemann et al. (1976). Nach Atkins et al. (1967) und Heinemann et al. (1976) ist die Ablagerungsgeschwindigkeit von elementarem Jod um einen Faktor 1000 bzw. 200 größer.
CH ₃ J	Klee	1	$9 \cdot 10^{-5}$	Einzelwert, Atkins et al. (1967)

Tabelle 55: Ablagerung von Schadstoffen im Ruhrgebiet und Filterwirkung von ebenen Oberflächen und Vegetation

Art des Schadstoffes	Immissionsbelastung (mg/m ³)	Grenzfläche	Ablagerungsgeschwindigkeit (cm/s)	Ablagerung pro Zeit- und Grundflächeneinheit (kg/ha Tag)
Schwefeldioxid	0,1106	Wasser und Erdboden	0,39	0,373
		Schnee	0,01	0,010
		Gras	0,58	0,554
		Wälder	1,54	1,472
Fluor	0,0002	Gras	0,55	0,001
Schwebstoffe (Partikeldurchmesser 3 µm)	0,1354	Wasser	0,01	0,016
		Erdboden	0,02	0,029
		Gras	0,06	0,071
		Wald	0,44	0,519
Schwebstoffe (Partikeldurchmesser 4 µm)	0,1354	Wasser	0,03	0,040
		Erdboden	0,06	0,071
		Gras	0,15	0,173
		Wald	1,08	1,268
Schwebstoffe (Partikeldurchmesser 5 µm)	0,1354	Wasser	0,11	0,131
		Erdboden	0,20	0,233
		Gras	0,49	0,568
		Wald	3,57	4,172

Tabelle 56: Mittlere Ausbreitungsgeschwindigkeit und vertikale Ausbreitungskoeffizienten in Abhängigkeit von der Diffusionskategorie für eine Emissionshöhe von 50 m (Standort Jülich)

Mittlere Ausbreitungsgeschwindigkeit (m/s)	Koeffizient p _z	Koeffizient q _z	Diffusionskategorie
2,9	0,151	1,219	A
4,0	0,127	1,108	B
4,6	0,165	0,996	C
5,5	0,215	0,885	D
3,9	0,264	0,774	E
2,3	0,241	0,662	F

Tabelle 57: Falloutfaktoren für einige Waldgebiete in der Bundesrepublik Deutschland und der Stadt Berlin

Ort des Waldes	Fläche (ha)	Partikel- durchmesser (µm)	Ablagerungs- geschwindigkeit auf Gras (cm/s)	Eingabedaten		u(50) Wald (m/s)	Quell- distanz 2000 m	Quell- distanz 2500 m	Quell- distanz 3500 m	Falloutfaktoren Quell- distanz 5000 m	Falloutfaktoren Quell- distanz 7500 m	Quell- distanz 8800 m	Quell- distanz 10000 m
				Verhält- nis Ab- lagers- ge- schwin- digkeit auf dem Wald zu Ablage- rungsge- schwindig- keit auf Gras	u(50) freies Gelän- de (m/s)	Ablage- rungsge- schwin- digkeit (cm/s)							
Forst- bezirk Ham- burg- Eifen- dorf	328	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	11,24	5,8	1,88 6,18 16,09 27,85 63,50	4,3	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -
Forst- bezirk Hamburg- Haus- bruch	605	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	8,14	5,8	1,36 4,47 11,66 20,18 46,00	5,1	0,96682 0,89495 0,74893 0,60629 0,31949	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -
Lapp- wald bei Helm- stedt	4500	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	7,23	5,1	1,04 3,43 8,95 15,48 35,30	4,5	0,97548 0,92158 0,80837 0,69197 0,43187	0,96419 0,88696 0,73164 0,58227 0,29136	0,95658 0,86413 0,68360 0,51769 0,22285	0,94757 0,83764 0,63035 0,44990 0,16181	- - - - -	- - - - -
Wald- gebie- te um Berlin	7803	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	7,05	4,1	0,79 2,59 6,75 11,68 26,63	3,8	0,97807 0,92965 0,82694 0,71973 0,47239	0,96795 0,89840 0,75647 0,61690 0,33238	0,96113 0,87772 0,71194 0,55541 0,26160	0,95303 0,85365 0,66220 0,48996 0,19656	0,94975 0,84401 0,64291 0,46552 0,17491	- - - - -
Staats- forst Solling	40000	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	15,21	5,5	2,39 7,87 20,50 35,48 80,90	3,3	0,92535 0,77476 0,51439 0,31644 0,072535	0,89230 0,68740 0,37667 0,18453 0,021204	0,87047 0,63361 0,30463 0,12780 0,0091753	0,84511 0,57487 0,23644 0,082419 0,0033749	0,83497 0,55250 0,21321 0,068911 0,0022438	0,82681 0,53493 0,19600 0,059570 0,0016097
Forst- bezirk Ober- hausen	1067	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	8,57	5,2	1,27 4,16 10,84 18,76 42,78	4,8	0,97219 0,91139 0,78529 0,65814 0,38522	0,95942 0,87259 0,70117 0,54094 0,24633	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -

Tabelle 57: Falloutfaktoren für einige Waldgebiete in der Bundesrepublik Deutschland und der Stadt Berlin (Fortsetzung)

Ort des Waldes	Fläche (ha)	Partikel- durchmesser (μm)	Ablagerungs- geschwindigkeit auf Gras (cm/s)	Verhältnis Ab- lagerungs- geschwindigkeit auf Gras zu Ablagerungs- geschwindigkeit auf dem Wald zu Ablagerungs- geschwindigkeit auf Gras	Eingabedaten u(50) freies Gelände (m/s)	Ablagerungs- geschwindigkeit (cm/s)	u(50) Wald (m/s)	Quell- distanz 2000 m	Quell- distanz 2500 m	Quell- distanz 3500 m	Falloutfaktoren Quell- distanz 5000 m	Quell- distanz 7500 m	Quell- distanz 8800 m	Quell- distanz 10000 m
Bereich Forst- amt Reck- ling- hausen	23000	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	7,34	5,2	1,08 3,57 9,29 16,08 36,67	5,0	0,97706 0,92650 0,81967 0,70881 0,45621	0,97294 0,91373 0,79055 0,66579 0,39551	0,96649 0,89394 0,74672 0,60320 0,31579	0,95936 0,87241 0,70079 0,54043 0,24580	0,95062 0,84739 0,64963 0,47398 0,18224	0,94723 0,83739 0,62984 0,44927 0,16130	0,94448 0,82933 0,61419 0,43012 0,14604
Stet- terni- cher Forst bei Jülich	467 (292 ha reine Wald- fläche)	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	5,41	4,8	0,73 2,40 6,26 10,83 24,69	4,5	0,98279 0,94448 0,86175 0,77296 0,55586	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -
Aache- ner Stadt- wald	1350	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	12,60	4,2	1,46 4,81 12,53 21,68 49,43	2,9	0,94749 0,83741 0,62989 0,44933 0,16134	0,93823 0,81081 0,57909 0,38847 0,11578	0,92383 0,77057 0,50719 0,30882 0,068609	0,90806 0,72813 0,43760 0,23921 0,038321	- - - - -	- - - - -	- - - - -
Münster- wald in Aachen	762,5	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	15,56	4,2	1,81 5,94 15,47 26,77 61,05	2,8	0,93333 0,79694 0,55363 0,35939 0,096955	0,92168 0,76470 0,49717 0,29834 0,063417	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -	- - - - -
Staats- wald Mon- schau (Nord- eifel)	5263	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	16,55	5,2	2,46 8,11 21,12 36,55 83,35	3,0	0,91583 0,74885 0,47077 0,27146 0,051131	0,90130 0,71046 0,41048 0,21413 0,029769	0,87886 0,65391 0,33071 0,14731 0,012687	0,85453 0,59310 0,26000 0,097149 0,0049101	0,82636 0,53399 0,19510 0,059097 0,0015807	- - - - -	- - - - -
Forst- bezirk Schlei- den (Nord- eifel)	12000	4 5 6 7 10	0,13 0,44 1,16 2,00 4,56	14,47	5,2	2,16 7,09 18,47 31,97 72,90	3,3	0,93248 0,79456 0,54935 0,35459 0,094025	0,92069 0,76201 0,49263 0,29363 0,061158	0,90242 0,71336 0,41486 0,21810 0,031042	0,88250 0,66286 0,34264 0,15663 0,014593	0,85929 0,60723 0,27269 0,10550 0,0059256	0,85000 0,58589 0,24842 0,089782 0,0044454	0,84020 0,56908 0,23028 0,078739 0,0030410

Tabelle 57: Falloutfaktoren für einige Waldgebiete in der Bundesrepublik Deutschland und der Stadt Berlin (Fortsetzung)

Ort des Waldes	Fläche (ha)	Partikel-durchmesser (µm)	Ablagerungsdichte auf Gras (cm/s)	Eingabedaten		u(50) Wald (m/s)	Quell-distanz 2000 m	Quell-distanz 2500 m	Quell-distanz 3500 m	Falloutfaktoren		Quell-distanz 8800 m	Quell-distanz 10000 m
				Verhältnis Ab-lagerungsdichte auf dem Wald zu Ablagerungsdichte auf Gras	Verhältnis Ab-lagerungsdichte auf dem Wald zu Ablagerungsdichte auf Gras					Quell-distanz 5000 m	Quell-distanz 7500 m		
Staatswald Schlitz, Oberhessen	3012	4	0,13	9,20	5,0	4,1	0,96538	0,96072	0,95142	0,94118	-	-	-
		5	0,44				0,89057	0,87650	0,84891	0,81921	-	-	-
		6	1,16				0,74788	0,70938	0,65266	0,59485	-	-	-
		10	2,00				0,60482	0,55194	0,47781	0,40695	-	-	-
Bereich Forstamt Nürnberg	8000	4	0,13	8,94	3,7	3,3	0,97129	0,96616	0,95812	0,94926	0,93877	0,93453	-
		5	0,44				0,90864	0,89294	0,86873	0,84256	0,81234	0,80033	-
		6	1,16				0,77914	0,74455	0,69312	0,64003	0,58195	0,55979	-
		7	2,00				0,64924	0,60017	0,53023	0,46193	0,39180	0,36633	-
Forstbezirk Staufenberg	5254	10	4,56	13,43	4,3	2,4	0,37345	0,31218	0,23535	0,17184	0,11805	0,10128	-
		4	0,13				0,93114	0,91913	0,90052	0,88024	0,85662	-	-
		5	0,44				0,79082	0,75777	0,70844	0,65729	0,60104	-	-
		6	1,16				0,54263	0,48552	0,40743	0,33519	0,26551	-	-
Staufenberg (Schwarzwaldd)	5254	7	2,00	13,43	4,3	2,4	0,34712	0,28634	0,21138	0,15079	0,10074	-	-
		10	4,56				0,089571	0,057748	0,028906	0,013379	0,0053334	-	-
		4	0,13				0,91328	0,89833	0,87526	0,85027	0,82137	0,80986	-
		5	0,44				0,74200	0,70279	0,64514	0,58651	0,52345	0,49970	-
Ebersberger Forst bei München	7600	6	1,16	17,27	4,1	2,3	0,45964	0,39903	0,31928	0,24911	0,18523	0,16413	-
		7	2,00				0,26044	0,20390	0,13862	0,090212	0,054017	0,043816	-
		10	4,56				0,046522	0,026624	0,011044	0,0041469	0,0012878	0,00079902	-
		4	0,13				0,91328	0,89833	0,87526	0,85027	0,82137	0,80986	-

Tabelle 58: Falloutfaktoren für den Transport von aerosolgebundenen Stoffen über Gras

Diffusionskategorie	Partikel-durchmesser (µm)	Falloutfaktoren					
		Quell-distanz 2000 m	Quell-distanz 2500 m	Quell-distanz 3500 m	Quell-distanz 5000 m	Quell-distanz 7500 m	Quell-distanz 10000 m
A (u=2,9m/s)	4	0,99917	0,99913	0,99907	0,99901	0,99894	0,99890
	5	0,99728	0,99714	0,99693	0,99673	0,99652	0,99638
	6	0,99294	0,99257	0,99203	0,99151	0,99097	0,99061
	7	0,98781	0,98717	0,98625	0,98535	0,98442	0,98380
	10	0,97243	0,97098	0,96893	0,96692	0,96482	0,96344
	15	0,94939	0,94677	0,94306	0,93942	0,93564	0,93316
B (u=4,0m/s)	4	0,99817	0,99801	0,99778	0,99755	0,99730	0,99712
	5	0,99399	0,99348	0,99273	0,99197	0,99114	0,99057
	6	0,98441	0,98310	0,98118	0,97921	0,97708	0,97562
	7	0,97318	0,97093	0,96764	0,96430	0,96066	0,95818
	10	0,93988	0,93494	0,92774	0,92044	0,91254	0,90718
	15	0,89122	0,88253	0,86996	0,85729	0,84367	0,83448
C (u=4,6m/s)	4	0,99738	0,99708	0,99662	0,99613	0,99558	0,99519
	5	0,99140	0,99042	0,98893	0,98734	0,98554	0,98426
	6	0,97776	0,97523	0,97141	0,96736	0,96276	0,95950
	7	0,96182	0,95751	0,95103	0,94418	0,93642	0,93095
	10	0,91505	0,90574	0,89182	0,87723	0,86089	0,84946
	15	0,84798	0,83204	0,80844	0,78405	0,75714	0,73857
D (u=5,5m/s)	4	0,99645	0,99589	0,99501	0,99402	0,99285	0,99198
	5	0,98837	0,98654	0,98367	0,98047	0,97667	0,97387
	6	0,96999	0,96532	0,95801	0,94993	0,94037	0,93336
	7	0,94863	0,94074	0,92844	0,91493	0,89906	0,88749
	10	0,88669	0,86997	0,84424	0,81650	0,78455	0,76173
	15	0,79983	0,77203	0,73016	0,68622	0,63720	0,60318
E (u=3,9m/s)	4	0,99700	0,99628	0,99508	0,99366	0,99187	0,99049
	5	0,99017	0,98783	0,98392	0,97931	0,97352	0,96905
	6	0,97460	0,96860	0,95864	0,94699	0,93247	0,92136
	7	0,95645	0,94628	0,92951	0,91004	0,88602	0,86784
	10	0,90344	0,88169	0,84646	0,80658	0,75885	0,72381
	15	0,82811	0,79147	0,73373	0,67083	0,59897	0,54861
F (u=2,3m/s)	4	0,99738	0,99577	0,99236	0,98742	0,98013	0,97390
	5	0,99142	0,98615	0,97509	0,95920	0,93612	0,91669
	6	0,97780	0,96432	0,93639	0,89716	0,84202	0,79724
	7	0,96189	0,93905	0,89248	0,82876	0,74258	0,67557
	10	0,91521	0,86641	0,77153	0,65163	0,50730	0,40889
	15	0,84826	0,76617	0,61769	0,45136	0,28350	0,18993
Diffusionskategorie D, mittlere Schubspannungsge-schwindigkeit von 26,1 cm/s und Windgeschwindigkeit von 4,8 m/s	4	0,99655 (0,99700)	0,99601 (0,99645)	0,99515 (0,99559)	0,99419 (0,99464)	0,99305 (0,99350)	0,99221 (0,99265)
	5	0,98870 (0,99016)	0,98692 (0,98838)	0,98412 (0,98558)	0,98102 (0,98247)	0,97733 (0,97877)	0,97460 (0,97604)
	6	0,97083 (0,97456)	0,96629 (0,97000)	0,95917 (0,96286)	0,95131 (0,95497)	0,94201 (0,94563)	0,93519 (0,93878)
	7	0,95005 (0,95638)	0,94237 (0,94865)	0,93039 (0,93659)	0,91724 (0,92335)	0,90177 (0,90778)	0,89050 (0,89643)
	10	0,88972 (0,90330)	0,87341 (0,88674)	0,84830 (0,86124)	0,82120 (0,83373)	0,78997 (0,80202)	0,76762 (0,77933)
	15	0,80490 (0,82787)	0,77771 (0,79990)	0,73669 (0,75771)	0,69358 (0,71336)	0,64539 (0,66380)	0,61189 (0,62934)

Tabelle 59: Entfernung des Maximums der Luftkonzentration in Bodennähe von der Emissionsquelle

Diffusionskategorie	Ausbreitungskoeffizienten für 50 m Emissionshöhe			Entfernung des Maximums (m)
	q_y	p_z	q_z	
A	0,833	0,151	1,219	94,30
B	0,823	0,127	1,108	171,14
C	0,807	0,165	0,996	230,18
D	0,784	0,215	0,885	329,91
E	0,754	0,264	0,774	564,31
F	0,718	0,241	0,662	1815,42

Tabelle 60: Halbwertsentfernung für die Abreicherung von Partikelkonzentrationen in einigen Waldgebieten der Bundesrepublik Deutschland und der Stadt Berlin

Ort des Waldes	Halbwertsentfernung (m)			
	Partikel- durchmes- ser 5 μm	Partikel- durchmes- ser 6 μm	Partikel- durchmes- ser 7 μm	Partikel- durchmes- ser 10 μm
Hamburg-Eißendorf	-	-	2000	900
Hamburg-Hausbruch	-	-	-	1400
Mariental bei Helmstedt	-	-	5550	1600
Berlin	-	-	7000	1800
Solling	-	2100	1200	700
Oberhausen	-	-	-	1400
Recklinghausen	-	-	6400	1700
Jülich-Stetter- nich	-	-	-	-
Aachen-Stadt	-	3600	1700	850
Aachen-Walheim	-	2500	1300	750
Monschau	-	1800	1100	700
Schleiden	-	2400	1300	750
Schlitz	-	-	3150	1200
Nürnberg	-	-	3100	1350
Staufen	-	2350	1250	700
Ebersberg bei München	7800	1650	1050	650

Tabelle 61: Falloutverluste während des Transportes von Partikeln über Erdboden- und Wasseroberflächen

Depositionsfläche	Partikeldurchmesser (μm)	Falloutfaktor in 5000 m	Falloutfaktor in 10000 m
Ackerboden	4	0,99780	-
	5	0,99277	-
	6	0,98129	-
	7	0,96783	-
	10	0,92815	-
Wasseroberflächen	4	0,99876	0,99831
	5	0,99594	0,99444
	6	0,98946	0,98558
	7	0,98182	0,97517
	10	0,95904	0,94427

Tabelle 62: Falloutverluste während des Transportes von Gasen

Art des Gases	Depositionsfläche	Ablagerungsgeschwindigkeit (cm/s)	Falloutfaktor in 5000 m	Falloutfaktor in 10000 m
SO ₂	Wasser und Erdboden	0,39	0,98457	0,97891
SO ₂	Schnee	0,10	0,99602	0,99455
SO ₂	Gras	0,58	0,97714	0,96880
SO ₂	Wälder (meist Kiefernwald, aber auch Mischwald)	1,54	0,94045	0,91927
F und HF	Gras	0,55	0,97831	0,97039
Cl ₂	Gras	0,41	0,98379	0,97784
NO	Gras	0,02	0,99920	0,99891
NO ₂	Gras	0,38	0,98496	0,97944
O ₃	Wasser	0,04	0,99841	0,99782
O ₃	Schnee	0,15	0,99404	0,99183
O ₃	Gras und Erdboden	0,35	0,98614	0,98105
O ₃	Eichenbestände	0,13	0,99483	0,99292
PAN	Erdboden	0,26	0,98969	-
PAN	Gras	0,17	0,99325	0,99075
J ₂	Erdboden	0,44	0,98261	-
J ₂ und Spaltjod	Wasser	1,16	0,95480	0,93776
J ₂	Schnee	0,28	0,98890	0,98481
J ₂	Gras	3	0,88727	0,84877
J ₂	Kiefernwald	0,9	0,96476	0,95200

Tabelle 63: Empfindlichkeit der bei den Ablagerungsuntersuchungen vorgekommenen Bäume nach Literaturangaben

Art des Baumes	Empfindlich-keitsstufe nach Däßler (1976), Beurteilungskriterium: Rauchhärte in chronisch beeinflussten SO ₂ -Großschadgebieten der DDR	Empfindlich-keitsstufe nach Däßler (1976), Beurteilungskriterium: unter akuter SO ₂ -Einwirkung in Industriennähe	Empfindlich-keitsstufe nach Däßler (1976), Beurteilungskriterium: Testbegungen	Empfindlich-keitsstufe nach Däßler (1976), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber HF als Ergebnis von SO ₂ -Testbegungen	Empfindlich-keitsstufe nach Ranft (1971), Beurteilungskriterium: Blattschaden als Ergebnis der SO ₂ -Testbegungen 1967 bis 1969, Punktauswertung der während und nach der Begung erfolgten Ansprachen	Empfindlich-keitsstufe nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber HF	Empfindlich-keitsstufe nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber HCl	Empfindlich-keitsstufe nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber NO ₂	Empfindlich-keitsstufe nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber O ₃	Empfindlich-keitsstufe nach Bossavy (1964), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit in Fluor-schadgebieten
Rotbuche (Fagus sylvatica)	keine merk-baren Schäden	kaum äußerlich sichtbar, jedoch deutlicher Leistungsabfall	mittlere Fluorhärte	mittlere Empfindlichkeit	empfindlich 12,1 Punkte	empfindlich bis weniger empfindlich	empfindlich	weniger empfindlich	weniger empfindlich	-
Hainbuche (Carpinus betulus)	kaum äußerlich sichtbar, Schädlicher Leistungsabfall	kränkelnd, starker Leistungsabfall	fluorem-pfindlich	sehr empfindlich	-	empfindlich	sehr empfindlich	weniger empfindlich	-	empfindlich
Roteiche (Quercus rubra)	keine merk-baren Schäden	keine merk-baren Schäden	-	mittlere Empfindlichkeit	-	empfindlich bis weniger empfindlich	empfindlich	-	weniger empfindlich	-
Stieleiche (Quercus robur)	keine merk-baren Schäden	keine merk-baren Schäden	verhältnismäßig sehr fluor-hart	mittlere Empfindlichkeit	-	empfindlich	empfindlich	weniger empfindlich	empfindlich bis weniger empfindlich	wenig empfindlich
Spitzahorn (Acer platanoides)	keine merk-baren Schäden	kaum äußerlich sichtbare Schäden, jedoch deutlicher Leistungsabfall	verhältnismäßig sehr fluor-hart	mittlere Empfindlichkeit	-	empfindlich bis weniger empfindlich	empfindlich	empfindlich	empfindlich	empfindlich

Tabelle 63: Empfindlichkeit der bei den Ablagerungsuntersuchungen vorgenommenen Bäume nach Literaturangaben (Fortsetzung)

Art des Baumes	Empfindlichkeitsstufe nach Dähler (1976), Beurteilungskriterium: Rauchhärte in chronisch beeinflussten SO ₂ -Groß-Schadgebieten der DDR	Empfindlichkeitsstufe nach Dähler (1976), Beurteilungskriterium: Rauchhärte unter akuter SO ₂ -Einwirkung in Industriennähe	Empfindlichkeitsstufe nach Dähler (1976), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber HCl und Cl ₂	Empfindlichkeitsstufe nach Ranft (1971), Beurteilungskriterium: Blattschaden als Ergebnis der SO ₂ -Testbegutungen 1967 bis 1969, Punktauswertung der während und nach der Begutung erfolgten Ansprachen	Empfindlichkeitsstufe nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber HF	Empfindlichkeitsstufe nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber HCl	Empfindlichkeitsstufe nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber NO ₂	Empfindlichkeitsstufe nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber O ₃	Empfindlichkeitsstufe nach Bossavy (1964), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit in Fluor-schadgebieten
Rothkastanie (Aesculus hippocastanum)	keine merk-baren Schäden	-	-	empfindlich 12,3 Punkte	empfindlich	empfindlich	-	-	-
Sandbirke (Betula pendula)	keine merk-baren Schäden	kaum äußerlich sichtbare Schäden, jedoch deutlicher Leistungsabfall	--	empfindlich 9,7 Punkte	empfindlich	empfindlich	sehr empfindlich	wenig empfindlich	wenig empfindlich
Fichte (Picea abies)	absterbend	sehr fluor-empfindlich	sehr empfindlich	sehr empfindlich 5,1 Punkte	sehr empfindlich bis empfindlich	sehr empfindlich	-	weniger empfindlich	-
Kiefer (Pinus sylvestris)	absterbend	sehr fluor-empfindlich	mittlere Empfindlichkeit	sehr empfindlich 4,3 Punkte	sehr empfindlich bis empfindlich	empfindlich	empfindlich	empfindlich	-
Europ. Lärche (Larix decidua)	kaum äußerlich sichtbare Schäden, deutlicher Leistungsabfall	sehr fluor-empfindlich	mittlere Empfindlichkeit	sehr empfindlich 4,8 Punkte	sehr empfindlich	empfindlich	sehr empfindlich	sehr empfindlich bis empfindlich	-

Tabelle 63: Empfindlichkeit der bei den Ablagerungsuntersuchungen vorgenommenen Bäume nach Literaturangaben (Fortsetzung)

Art des Baumes	Empfindlichkeit nach Däßler (1976), Beurteilungskriterium: Rauchhärte in chronisch beeinflussten SO ₂ -Großschadgebieten der DDR	Empfindlichkeit nach Däßler (1976), Beurteilungskriterium: unter akuter SO ₂ -Einwirkung in Industriennähe	Empfindlichkeit nach Däßler (1976), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber HF als Ergebnis von Testbegungen	Empfindlichkeit nach Däßler (1976), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber HCl und Cl ₂	Empfindlichkeit nach Ranft (1971), Beurteilungskriterium: Blattschaden als Ergebnis der SO ₂ -Testbegungen 1967 bis 1969, Punktauswertung der während und nach der Begung erfolgten Ansprachen	Empfindlichkeit nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber SO ₂	Empfindlichkeit nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber HF	Empfindlichkeit nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber HCl	Empfindlichkeit nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber NO ₂	Empfindlichkeit nach Knabe (1978), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit gegenüber O ₃	Empfindlichkeit nach Bossavy (1964), Beurteilungskriterium: Empfindlichkeit in Fluor-schadgebieten
Jap. Lärche (Larix leptolepis)	kaum äußerlich sichtbare Schäden, deutlicher Leistungsabfall	kränkelnd, starker Leistungsabfall	fluorempfindlich	mittlere Empfindlichkeit	empfindlich 7,1 Punkte	sehr empfindlich bis empfindlich	sehr empfindlich bis empfindlich	empfindlich	sehr empfindlich	empfindlich	-
Weißtanne (Abies alba)	absterbend	-	-	-	-	empfindlich	sehr empfindlich	-	-	-	-
Douglasie (Pseudotsuga menziesii)	kränkelnd, starker Leistungsabfall	-	-	-	-	empfindlich	sehr empfindlich	-	-	empfindlich bis weniger empfindlich	-

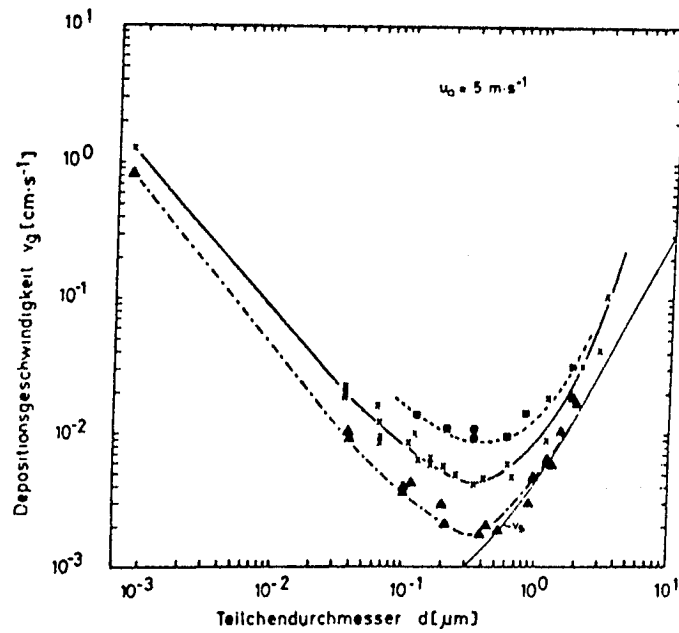


Abb. 1 Depositionsgeschwindigkeit v_g in Abhängigkeit von dem Teilchendurchmesser d für Oberflächen mit unterschiedlicher Mikrostruktur (Ahmed 1979)

---▲--- Aluminiumfolie
 —×— Filterpapier
 ---■--- Rauhfasertapete

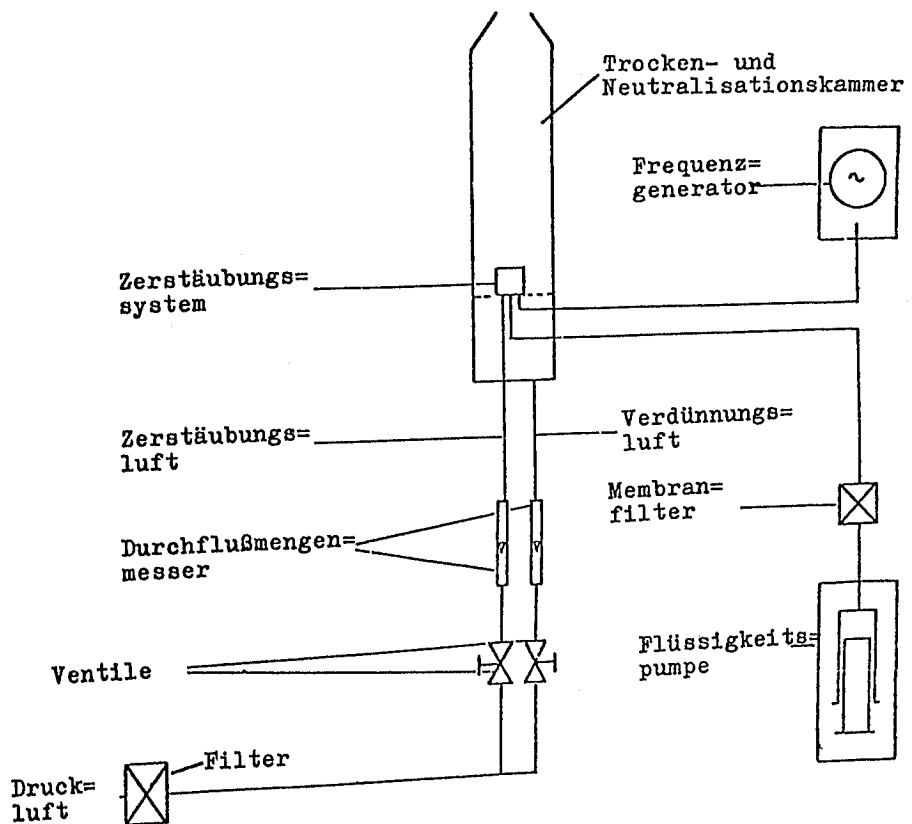


Abb. 2 Schematische Darstellung des Berglund-Liu-Generators

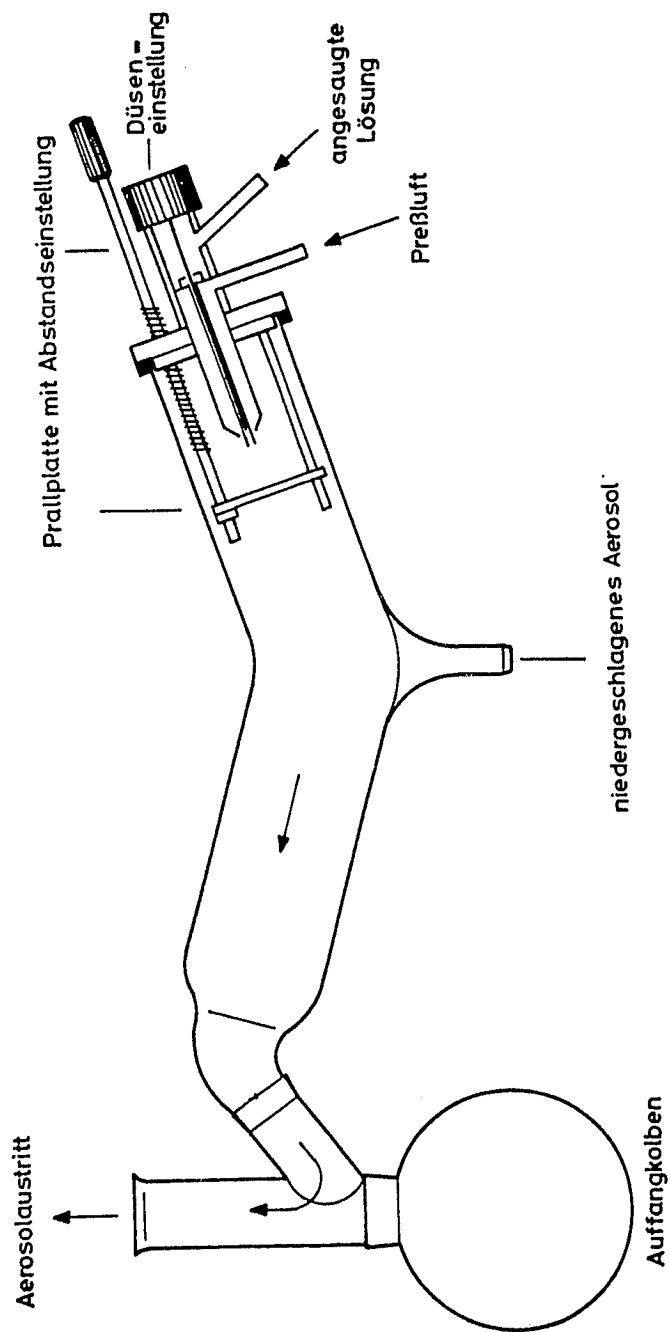


Abb. 3 Generator zur Erzeugung variabler Aerosolspektren (Horbert et al. 1976)

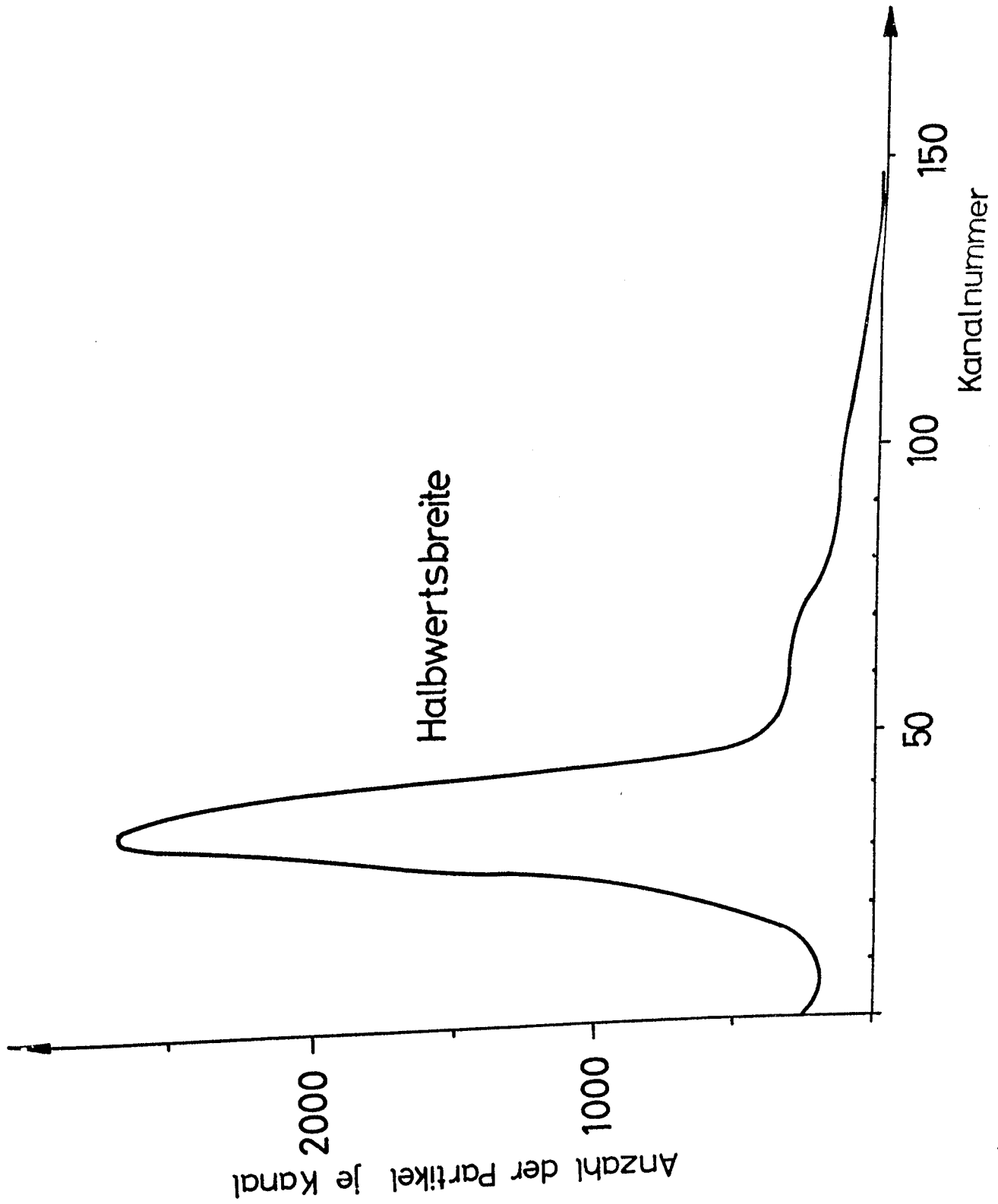


Abb. 4 Mit dem Royco-Partikelzähler aufgenommenes Aerosolspektrum von Ölsäurepartikeln

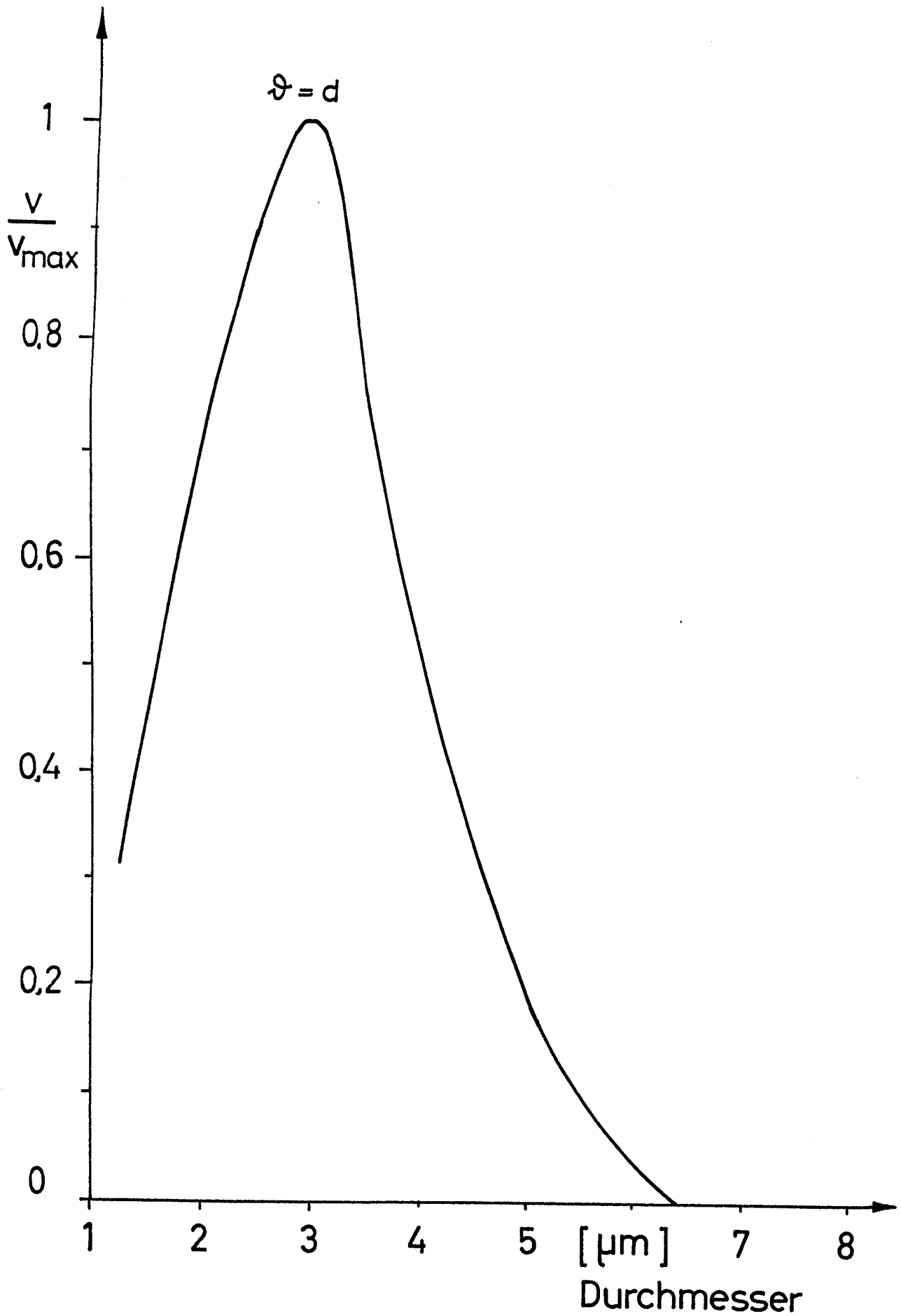


Abb. 5 Schematische Darstellung eines polydispersen Aerosolspektrums (Feldversuch 18)

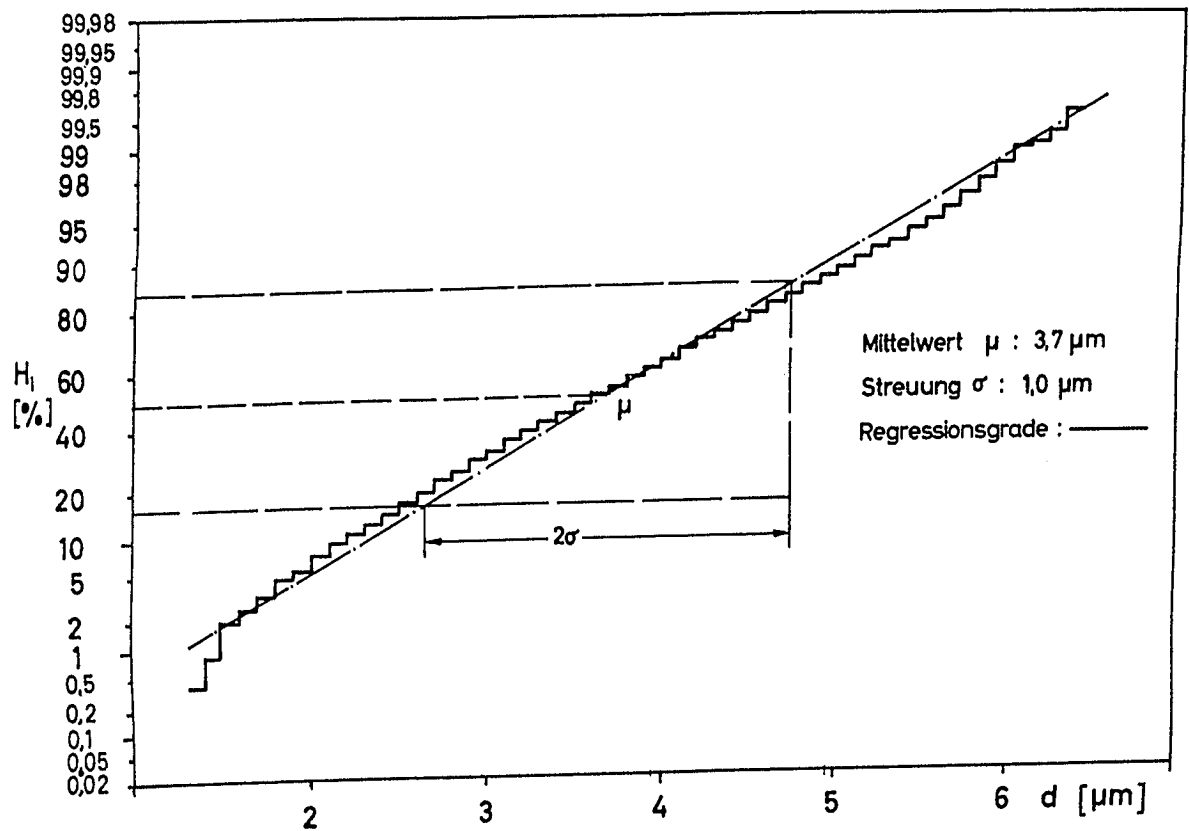


Abb. 6 Durchmesser-Volumenverteilung des polydispersen Aerosolspektrums (Abb. 5)

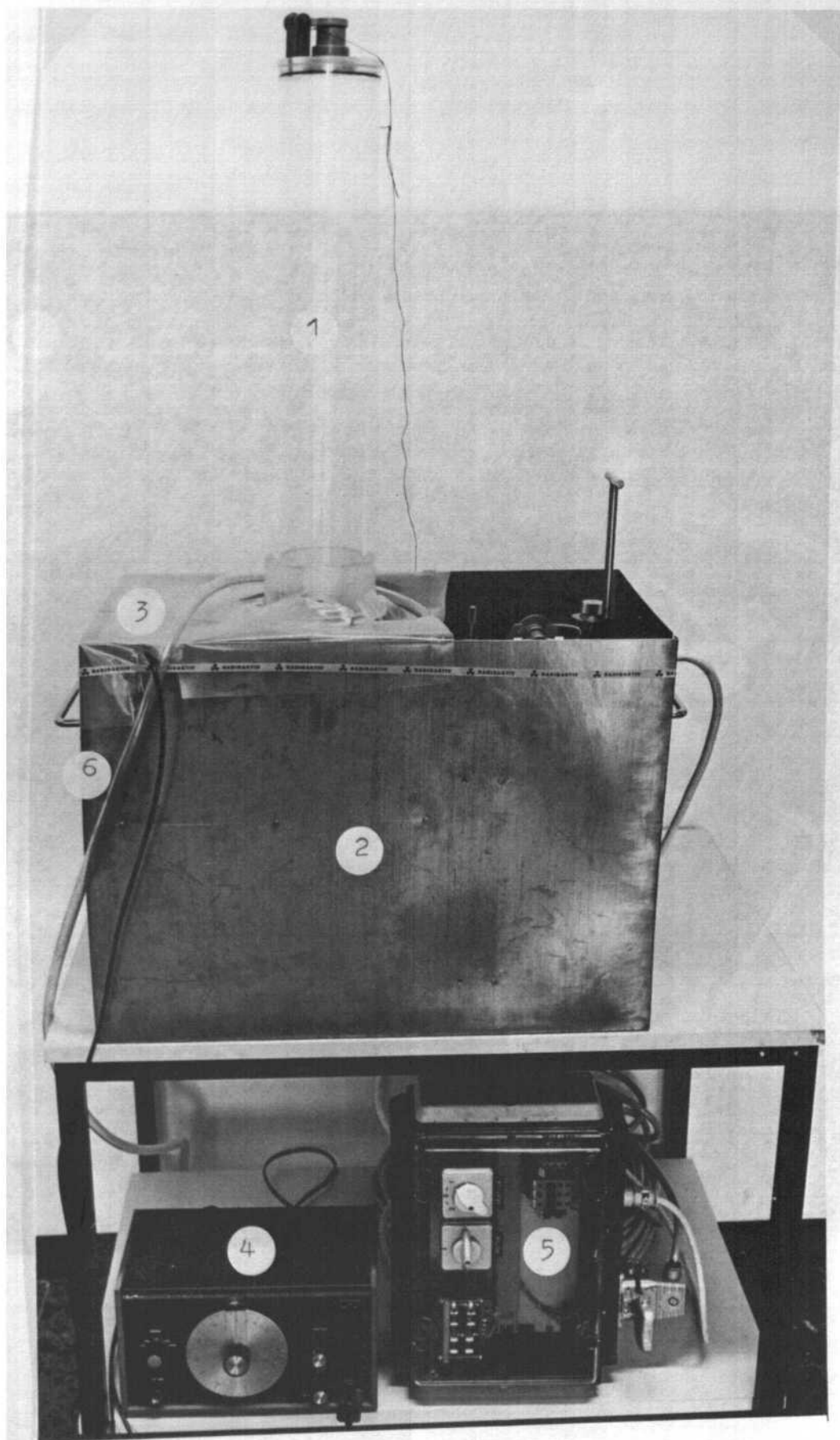


Abb. 7 Fotografische Aufnahme des umgebauten Berglund-Liu-Generators

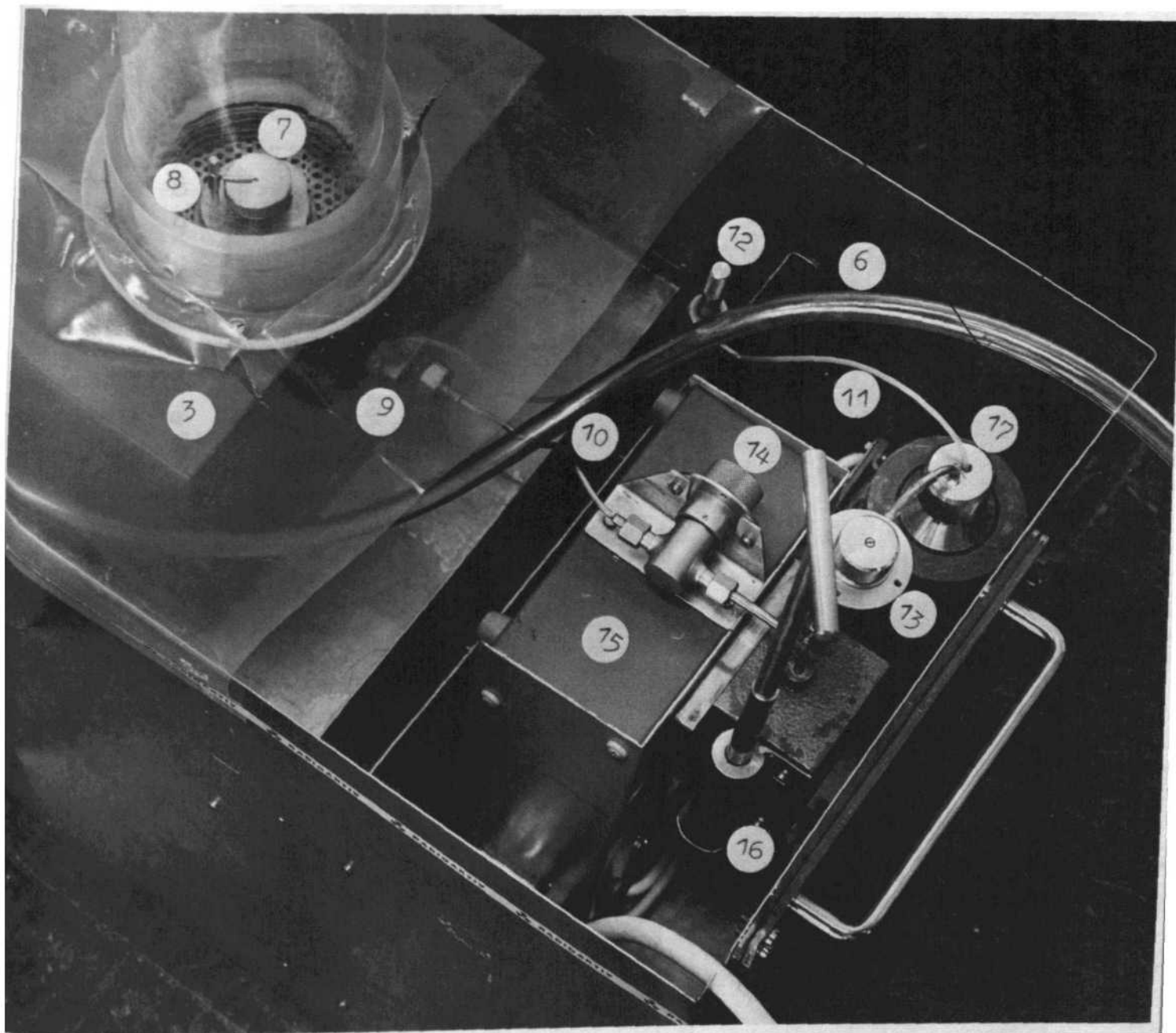


Abb. 8 Fotografische Aufnahme des umgebauten Berglund-Liu-Generators

Erläuterung zu den Abbildungen 7 und 8

- 1 Trockenzylinder mit Klappe
- 2 Blechkasten zum Schutz gegen Kontaminationen
- 3 Tropfengenerator
- 4 Frequenzgenerator
- 5 Schaltkasten für die Fernbedienung
- 6 Preßluftschlauch
- 7 Piezoelektrischer Kristall mit Blendenöffnung
- 8 Kniestück
- 9 Flüssigkeitsfilter
- 10 Stahlrohr
- 11 Flüssigkeitsschlauch
- 12 Absperrhahn zum Verschließen des Abflußschlauches
- 13 Ventil 1
- 14 Ventil 2
- 15 Flüssigkeitspumpe
- 16 Stahlspritze mit Hebel und Bleiklotz
- 17 Stahlflasche für die Aktivität

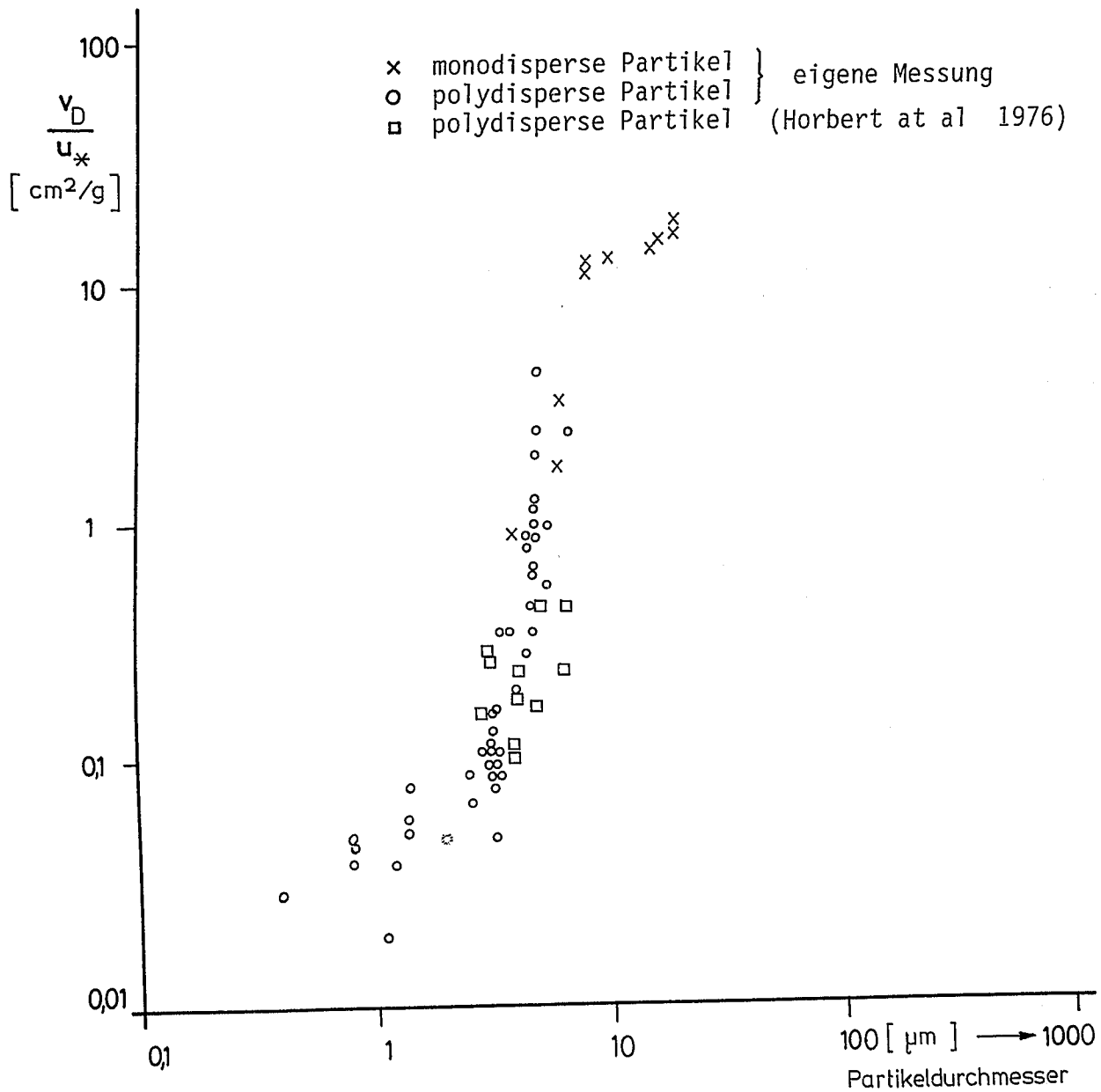


Abb. 9 Auf die Schubspannungsgeschwindigkeit und die Trockenmasse normierte Ablagerungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser

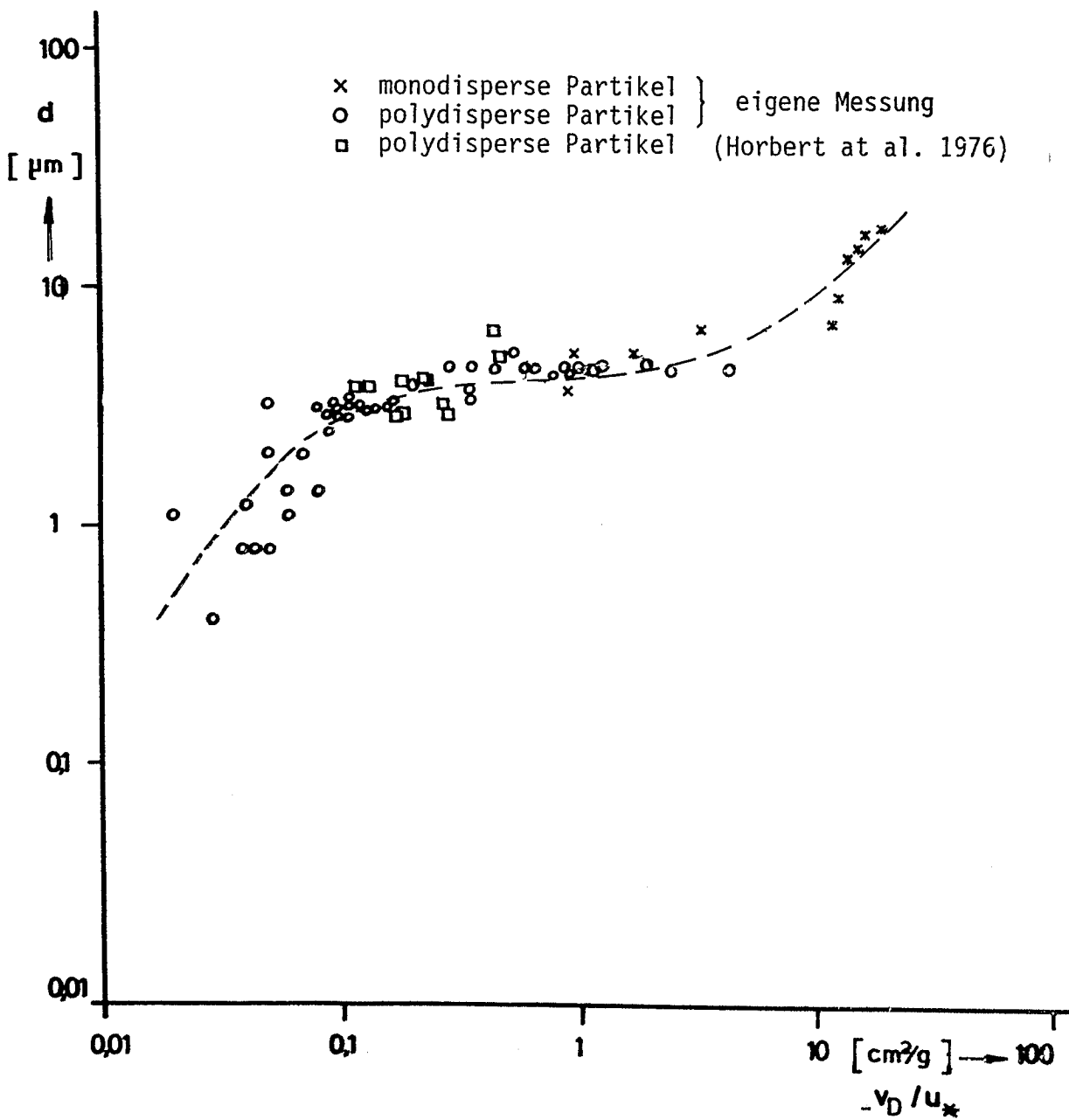


Abb. 10 Auf die Schubspannungsgeschwindigkeit und die Trockenmasse normierte Ablagerungsgeschwindigkeit und Partikeldurchmesser (Umkehrabbildung zu Abb. 9)

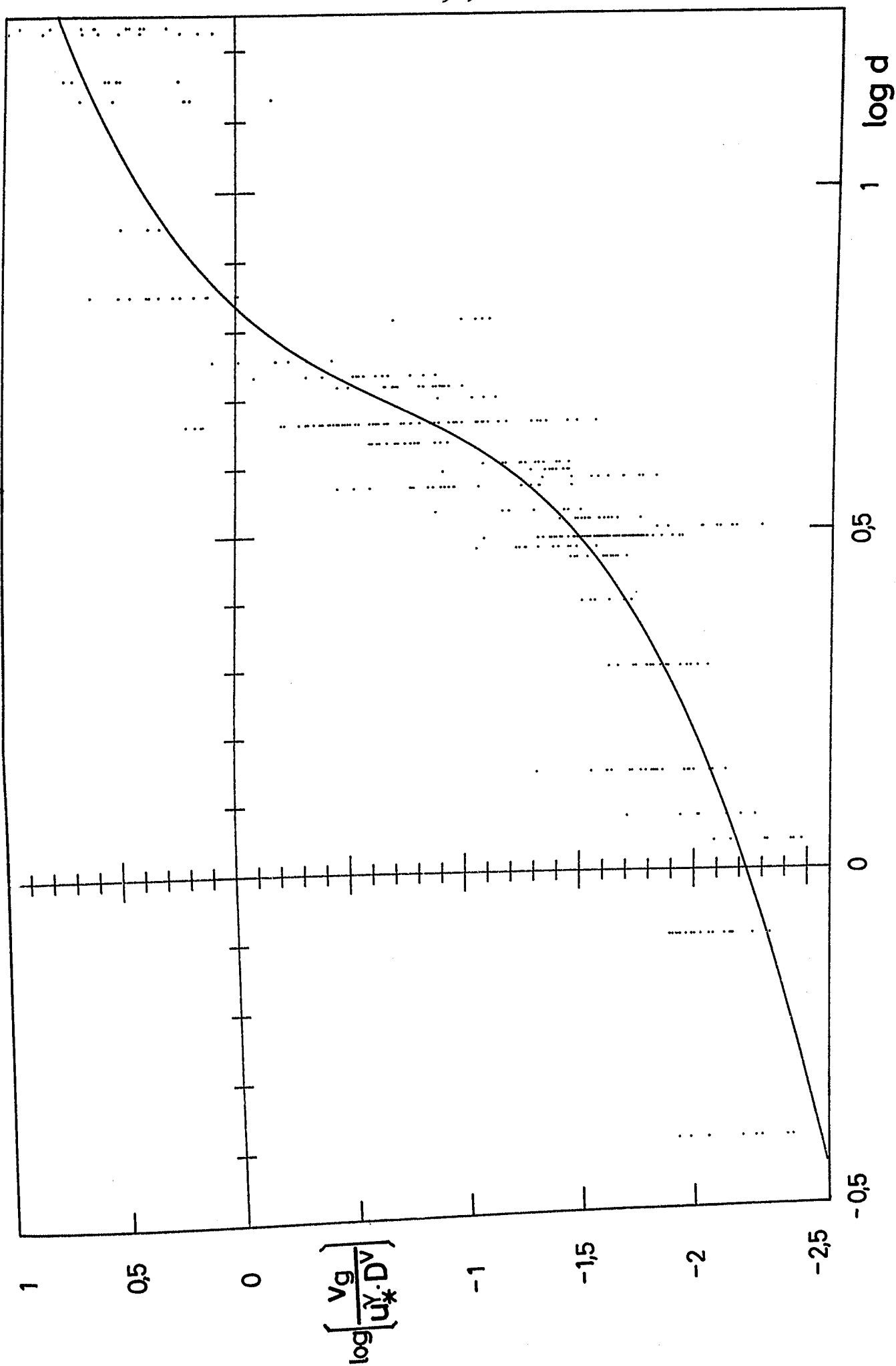


Abb. 11 Meßwerte der Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras und Ausgleichskurve

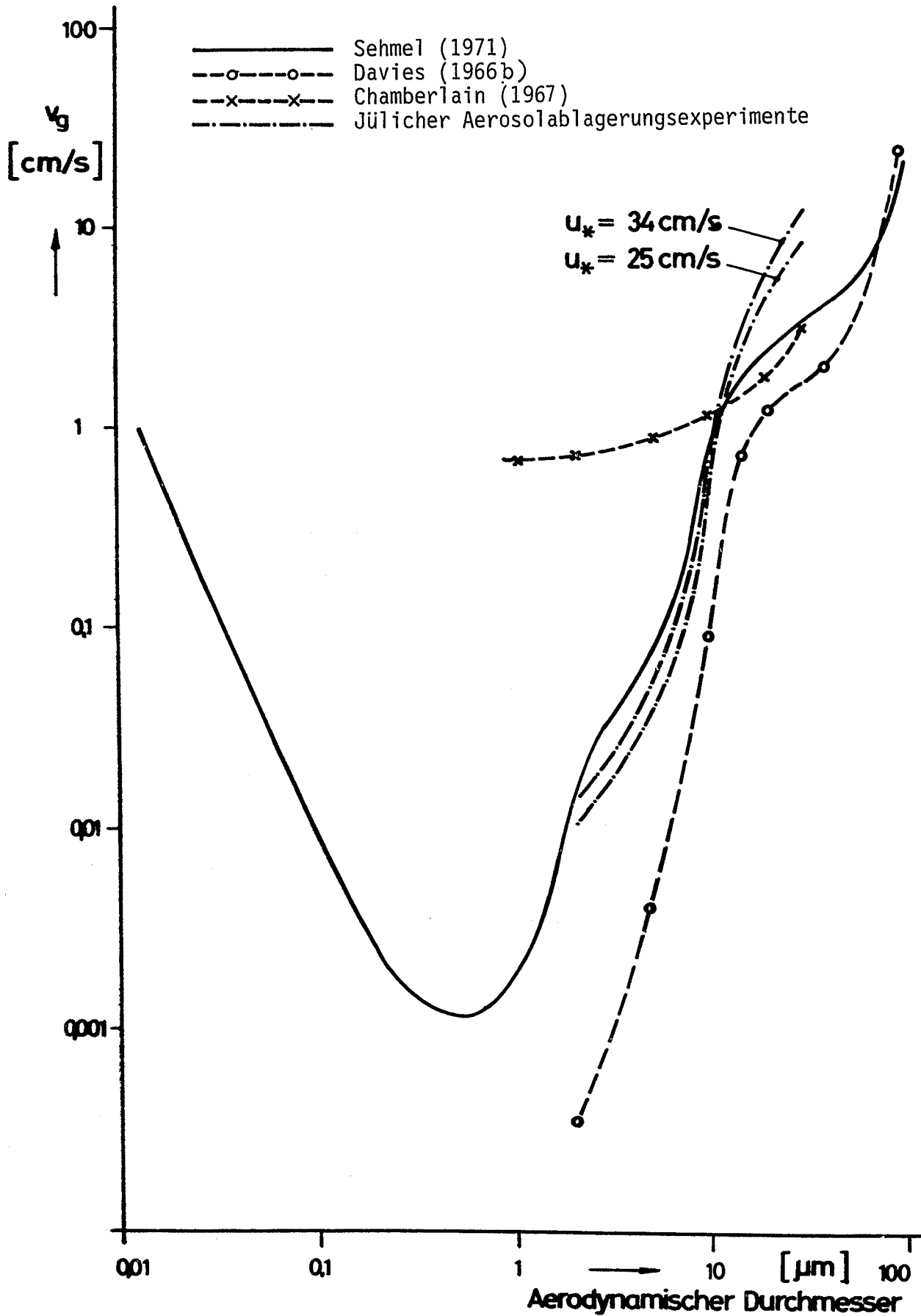


Abb. 12 Vergleich der in Jülich gemessenen Ablagerungsgeschwindigkeiten mit semiempirischen Ansätzen und mit der Theorie von Chamberlain

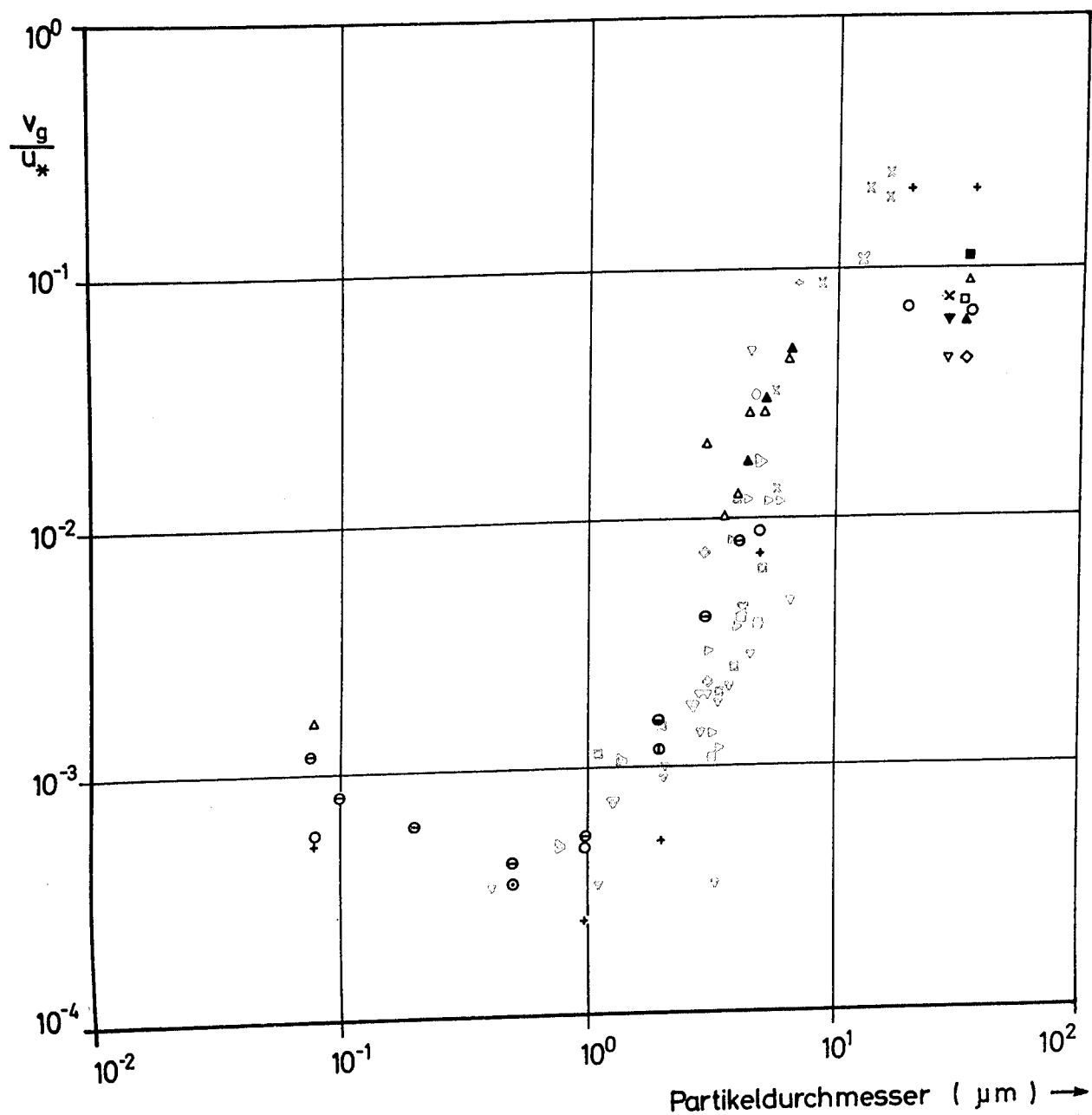


Abb. 13 Auf die Schubspannungsgeschwindigkeit normierte Ablagerungsgeschwindigkeit auf Vegetation in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser

Legende zu Abb. 13:

- ▲ trockenes Moos in Schalen (Windkanalversuche) (Clough 1975)
- ▲ feuchtes Moos in Schalen (Windkanalversuche) (Clough 1975)
- ◇ Gras (Freilandversuche) (Chamberlain 1967)
- Gras (Windkanalversuche) (Clough 1975)
- ▣ Gras und Erde (Freilandversuche) (Chamberlain 1967)
- Gras und Erde nach Regen (Wert eines Freilandversuches) (Chamberlain 1967)
- Gras (Windkanalversuche) (Chamberlain 1967)
- ◐ Gras (Mittelwert eines Windkanalversuches) (Chamberlain 1967)
- + künstliches Gras (Windkanalversuche, bei $d = 2 \mu m$ handelt es sich um den Mittelwert eines Versuches) (Chamberlain 1967)
- ⊖ Gras (Windkanalversuche, monodisperse Aerosole) (Ahmed et al. 1978)
- × Getreide (Freilandversuche) (Chamberlain 1975)
- ▼ Weizenähren (Windkanalversuche) (Chamberlain 1975)
- ▼ Getreidegras (Windkanalversuche) (Chamberlain 1975)

JÜLICHER FELDVERSUCHE (rote Farbe)

- ▼ Gras (Wert eines Jülicher Ablagerungsversuches)
- ▷ Gras (Jülicher Ablagerungsversuche)
- ▼ feuchtes Gras (Wert eines Jülicher Ablagerungsversuches)
- feuchtes Gras (Jülicher Ablagerungsversuche)
- ▣ Klee (Wert eines Jülicher Ablagerungsversuches)
- Weißklee (Wert eines Jülicher Ablagerungsversuches)
- ◇ Klee (Jülicher Ablagerungsversuche)
- × Gras (Wert eines Jülicher Ablagerungsversuches, monodisperse Aerosole)
- + Gras (Jülicher Ablagerungsversuche, monodisperse Aerosole)
- ▷ feuchtes Gras (Wert eines Jülicher Ablagerungsversuches, monodisperse Aerosole)

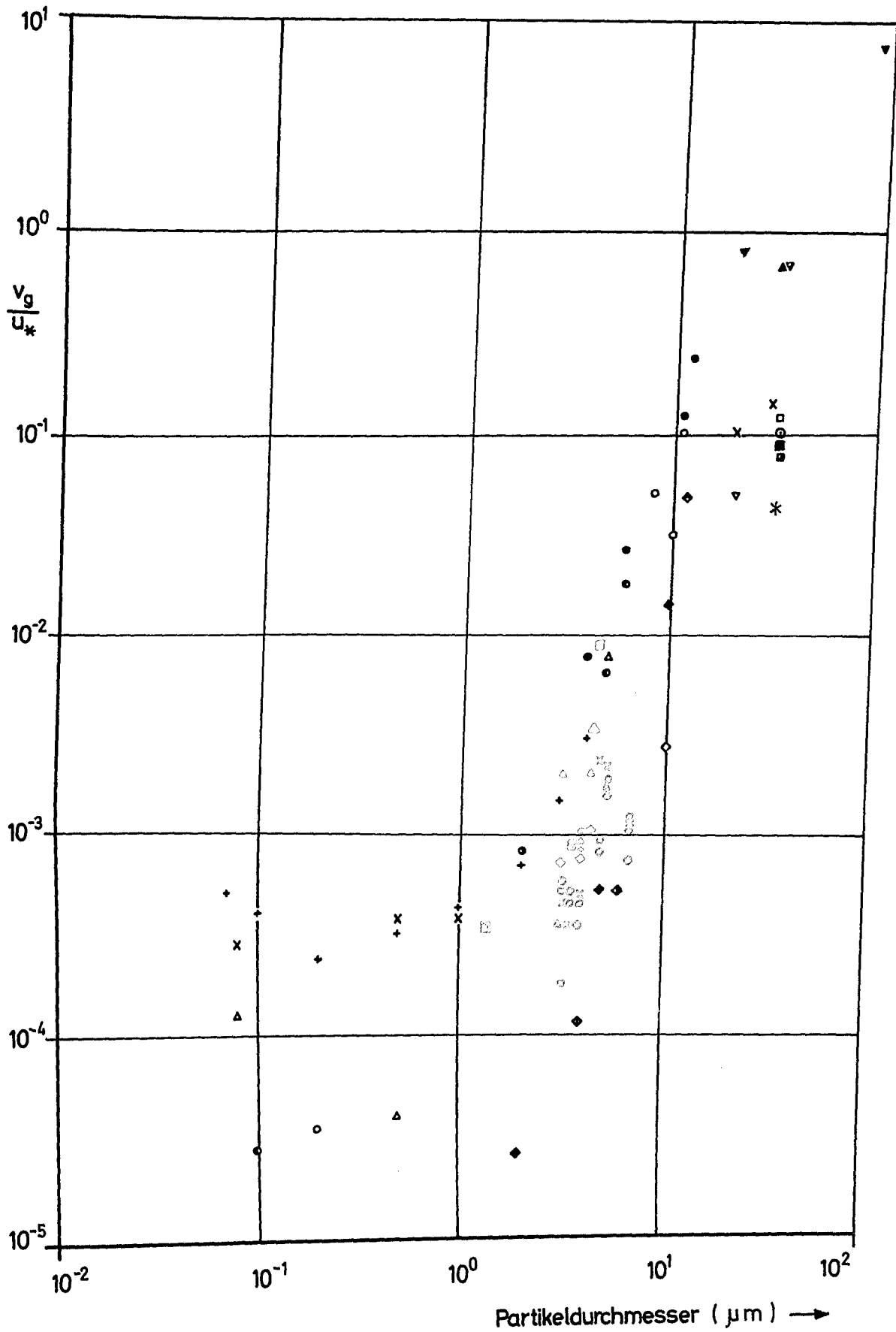


Abb. 14 Auf die Schubspannungsgeschwindigkeit normierte Ablagerungsgeschwindigkeit auf künstlichen Grenzflächen, Erdboden und Wasser in Abhängigkeit von Aerosoldurchmesser

Legende zu Abb. 14:

- feuchtes Handtuch (Windkanalversuche) (Chamberlain 1967)
- ▣ trockenes Handtuch (Windkanalversuche) (Chamberlain 1967)
- × Filterpapier (Windkanalversuche) (Clough 1973)
- + Filterpapier (Windkanalversuche, monodisperse Aerosole) (Ahmed et al. 1978)
- ▼ glatte Flächen (Windkanalversuche) (Clough 1973)
- △ glatte Flächen (Mittelwert eines Windkanalversuches) (Clough 1973)
- ◇ glatte Flächen an der Decke, mit Petroleumgallerte überstrichen (Windkanalversuche) (Sehmel 1973)
- ◆ glatte Fläche an der Decke, mit Petroleumgallerte überstrichen (Mittelwert eines Windkanalversuches) (Sehmel 1973)
- ◇ glatte Flächen an der Decke (Windkanalversuche) (Sehmel 1973)
- ◇ glatte Fläche an der Decke (Mittelwert eines Windkanalversuches) (Sehmel 1973)
- glatte Bodenfläche, mit Petroleumgallerte überstrichen (Mittelwert eines Windkanalversuches) (Sehmel 1973)
- glatte Bodenflächen (Windkanalversuche) (Sehmel 1973)
- ▣ rauhes Glas (Windkanalversuche) (Chamberlain 1967)
- ◉ glatte Bodenfläche (Mittelwert eines Windkanalversuches) (Sehmel 1973)
- ▼ Objektträger eines Mikroskopes (Freilandversuche) (Raynor et al. 1970a, 1970b, 1971)
- ▲ Petrischale (Freilandversuche) (Chamberlain 1967)
- * trockener Lehm Boden (Windkanalversuche) (Chamberlain 1975)
- ◉ feuchter Lehm Boden (Windkanalversuche) (Chamberlain 1975)
- JÜLICHER FELDVERSUCHE (rote Farbe)
- glatte Metalle (Mittelwert eines Jülicher Feldversuches, bei $d = 3,1 \mu\text{m}$ handelt es sich um eine Einzelmessung eines Versuches)
- glatte Metalle (Jülicher Feldversuche)
- × rauhe Metalle (Mittelwert eines Jülicher Feldversuches)
- + rauhe Metalle (Jülicher Feldversuche)
- ◇ Filter (Mittelwert eines Jülicher Feldversuches)
- ◆ Filter (Jülicher Feldversuche)
- △ Erdboden (Mittelwert eines Jülicher Feldversuches)
- ▲ Erdboden (Jülicher Feldversuche)
- ▣ Wasser (Mittelwert eines Jülicher Feldversuches)
- Wasser (Jülicher Feldversuche)

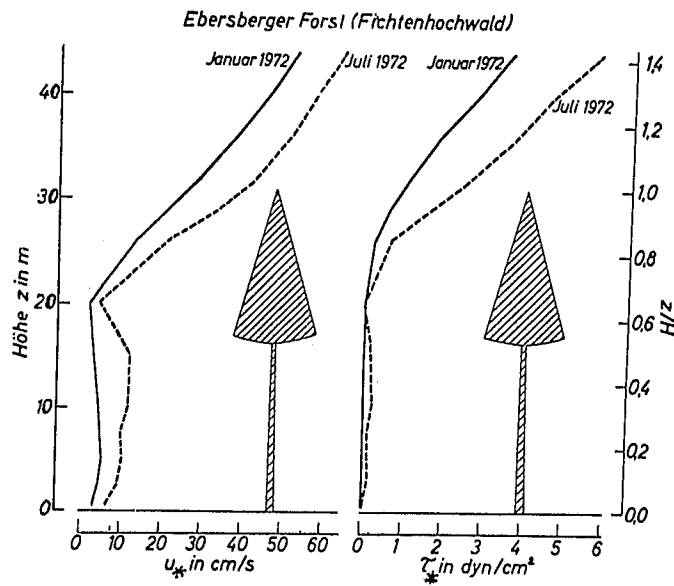


Abb. 15 Mittlere Vertikalprofile der Schubspannungsgeschwindigkeit u_* und der Schubspannung τ_* nach Mayer (1978)

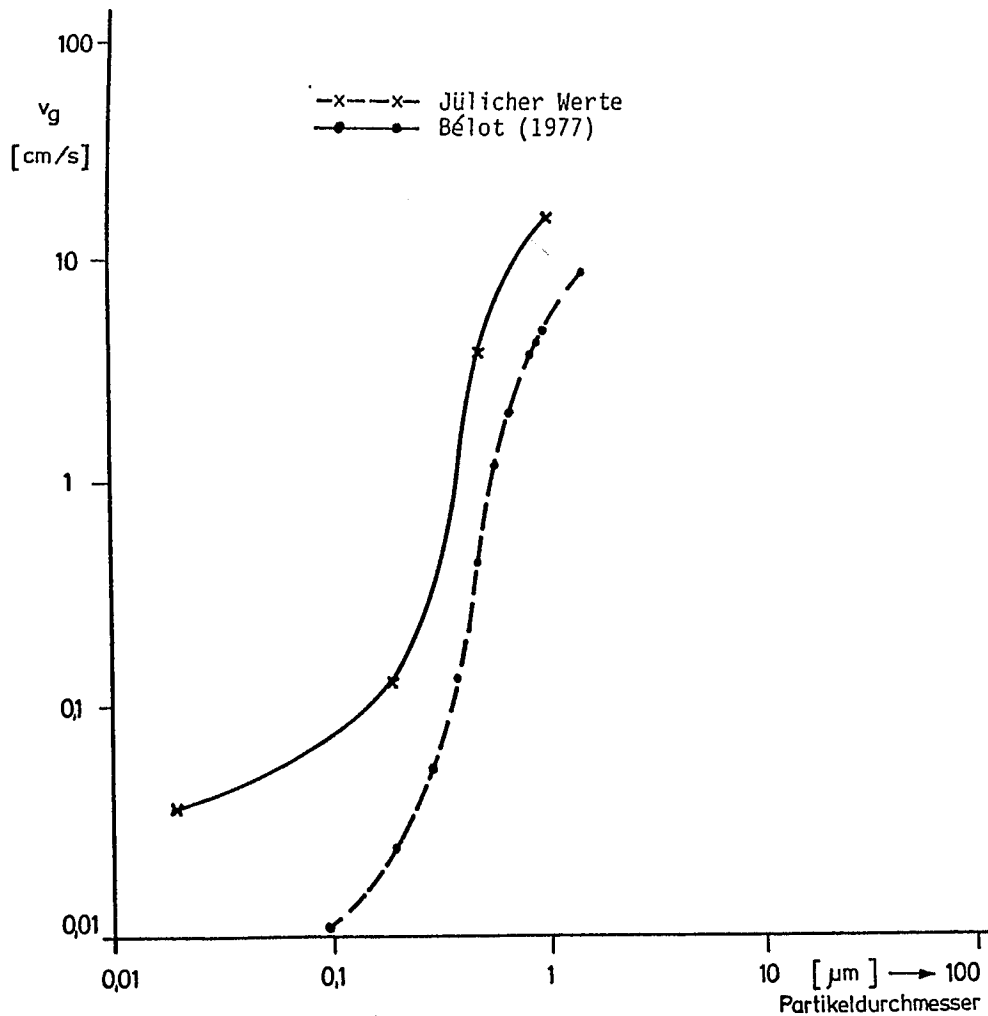


Abb. 16 Ablagerungsgeschwindigkeit auf Gras (Jülicher Werte) und Ablagerungsgeschwindigkeit auf Kiefernwäldern (Bélot 1977) in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser

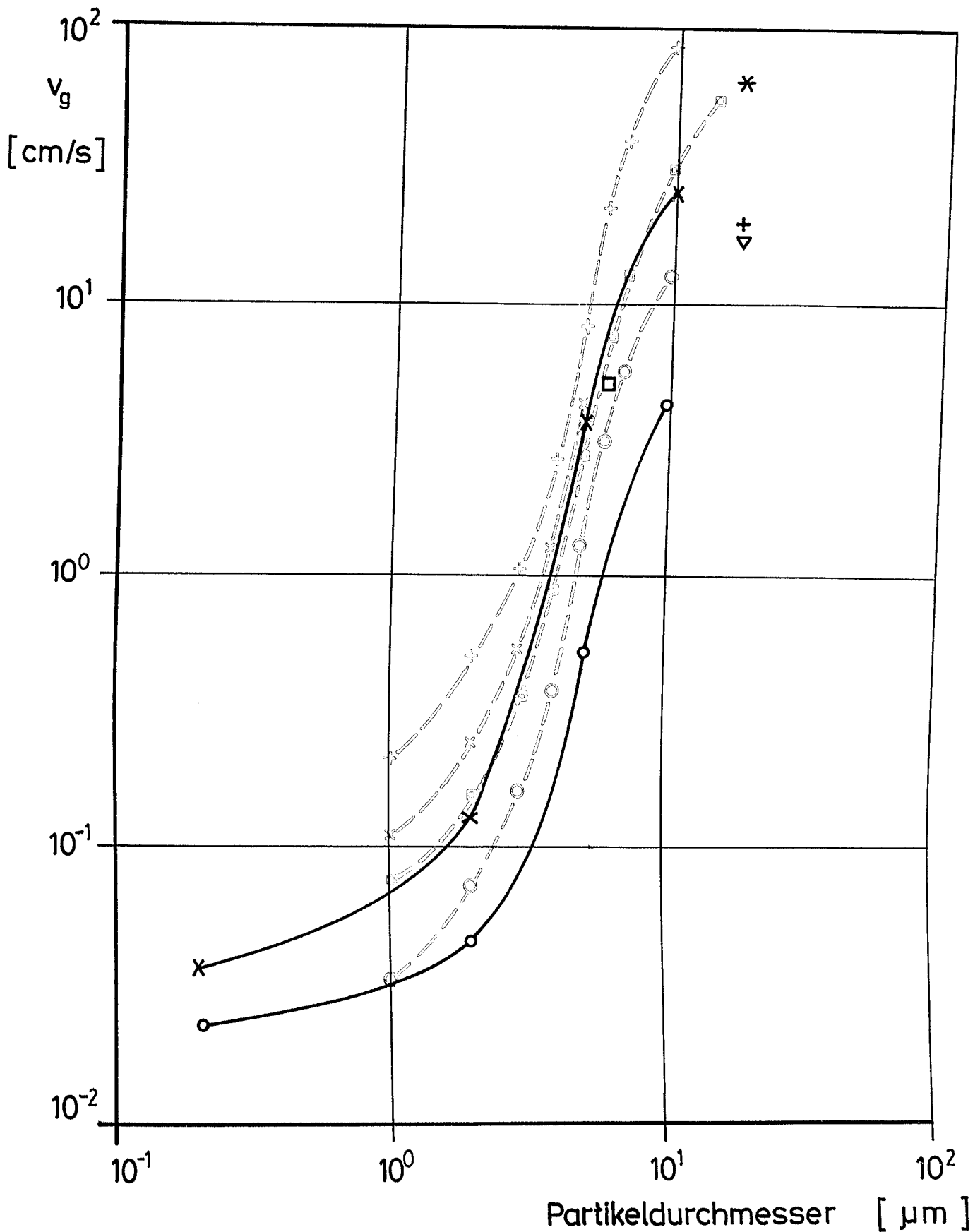


Abb. 17 Vergleich der aus den Jülicher Ablagerungsversuchen abgeleiteten Ablagerungsgeschwindigkeiten mit Literaturhinweisen

Legende zu Abbildung 17

- + *Picea glehni*, Höhe 5-9 m, mittlere Windgeschwindigkeit in 3 m über der Baumobergrenze 3,5 m/s (Oura 1953a)
- * *Picea glehni*, Höhe 2 m, Blattgewicht 1,2 kg, mittlere Windgeschwindigkeit 2,8 m/s (Chamberlain 1975)
- ▽ *Betula ermani*, *Fraxinus sieboldiana*, *Acer mono*, Höhe 2-17 m, mittlere Windgeschwindigkeit in 3 m über Baumobergrenze 2,8 m/s (Oura 1953b)
- Laubwald bestehend aus Eichen, Birken, Eschen und Haseln, Blattflächenindex 7,7, mittlere Windgeschwindigkeit in Baumhöhe 1 m/s (White & Turner 1970)

—○—○—○— Eichen, Blattflächenindex 3,9, mittlere Windgeschwindigkeit in Baumhöhe 2,5 m/s (Bélot 1977)

—x—x—x— Kiefern, Blattflächenindex 7,5, mittlere Windgeschwindigkeit in Baumhöhe 2,5 m/s (Bélot 1977)

Symbole in Rot (Jülicher Freilandversuche)

—○—○—○— Geschlossene Stieleichenbestände, Blattflächenindex 3,9, mittlere Schubspannungsgeschwindigkeit 25,3 cm/s

—x—x—x— Geschlossene Kiefernbestände, Blattflächenindex 7,5, mittlere Schubspannungsgeschwindigkeit 25,3 cm/s

—+—+—+— Geschlossene Fichtenbestände, Blattflächenindex 11, mittlere Schubspannungsgeschwindigkeit 25,3 cm/s

—□—□—□— Mittelwert geschlossene Laubwaldbestände, mittlere Schubspannungsgeschwindigkeit 25,3 cm/s

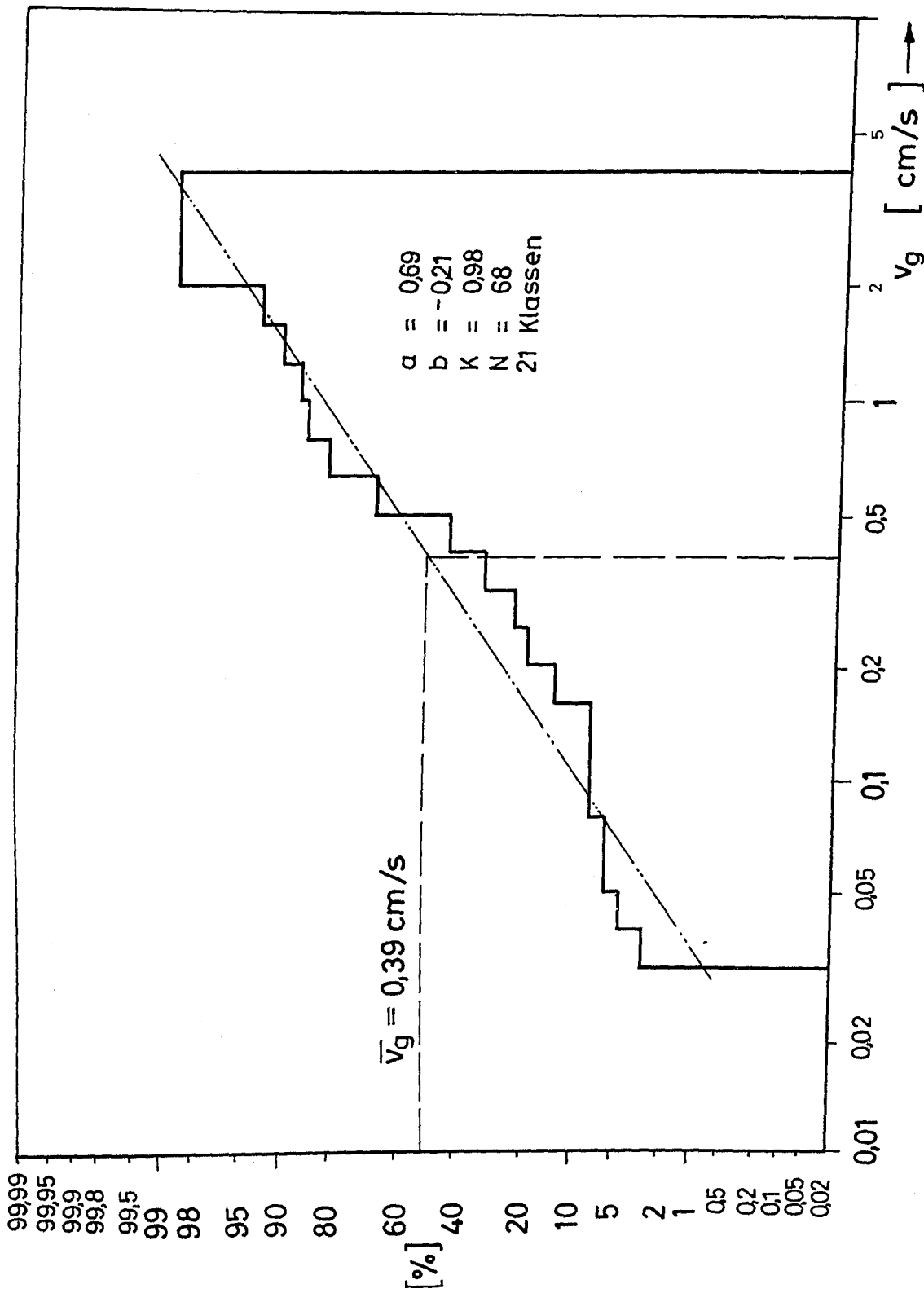


Abb. 18 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid auf Wasseroberflächen und Erdboden (Spedding 1969, Brimblecombe and Spedding 1972, Spedding 1972, Owers and Powell 1974, Shephard 1974, Payrissat and Beilke 1975, Garland 1976, Judeikis and Stewart 1976, Garland 1977, Judeikis and Wren 1977, Garland 1978, Husar et al. 1978, de Wyl et al. 1978)

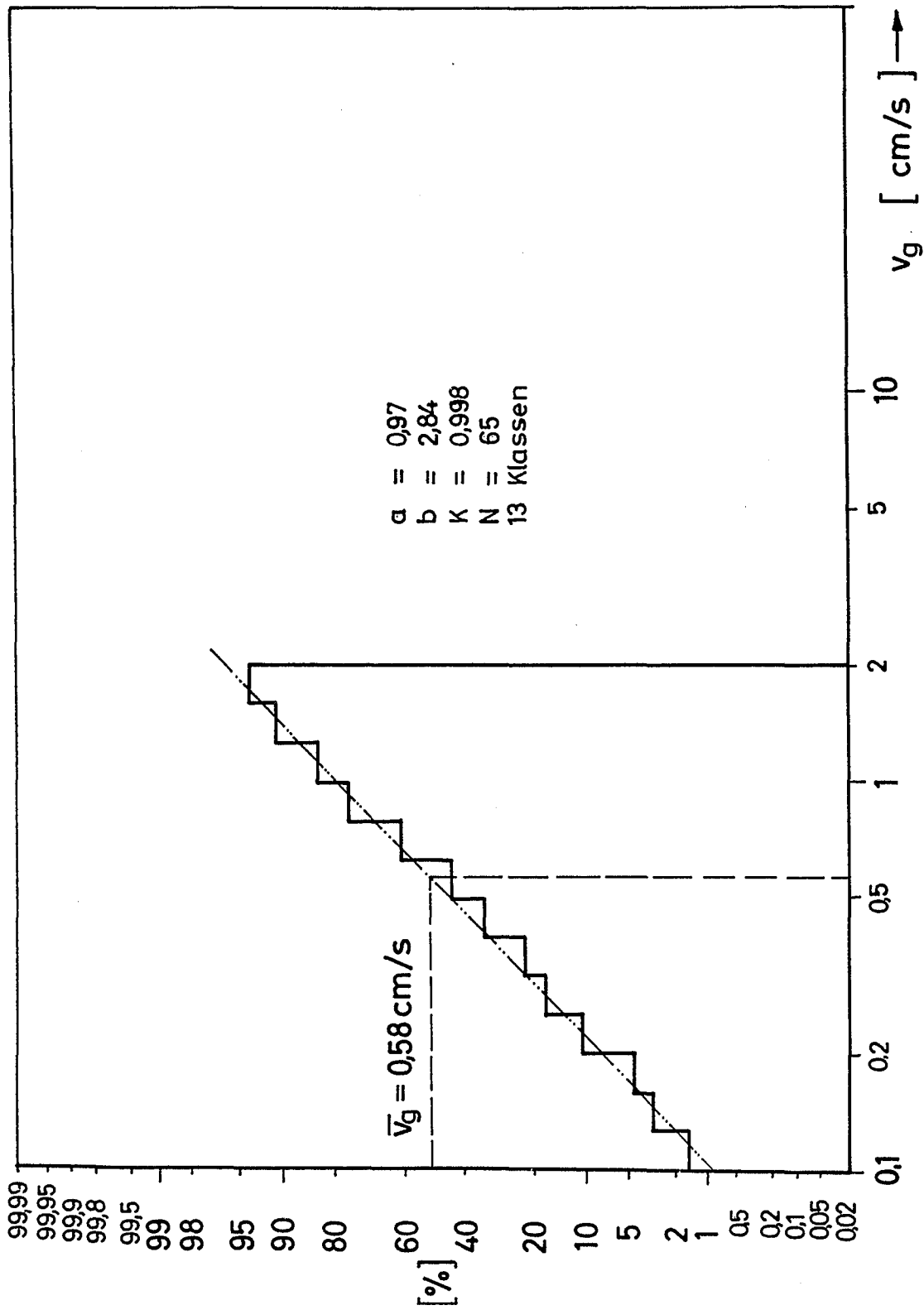


Abb. 19 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid auf Gras
 (Garland et al. 1973, Garland et al. 1974, Shephard 1974, Hill and Chamberlain 1976,
 Owers and Powell 1976, Garland 1977, Fowler 1978, Husar et al. 1978, de Wits 1978,
 Garland and Derwent 1979)

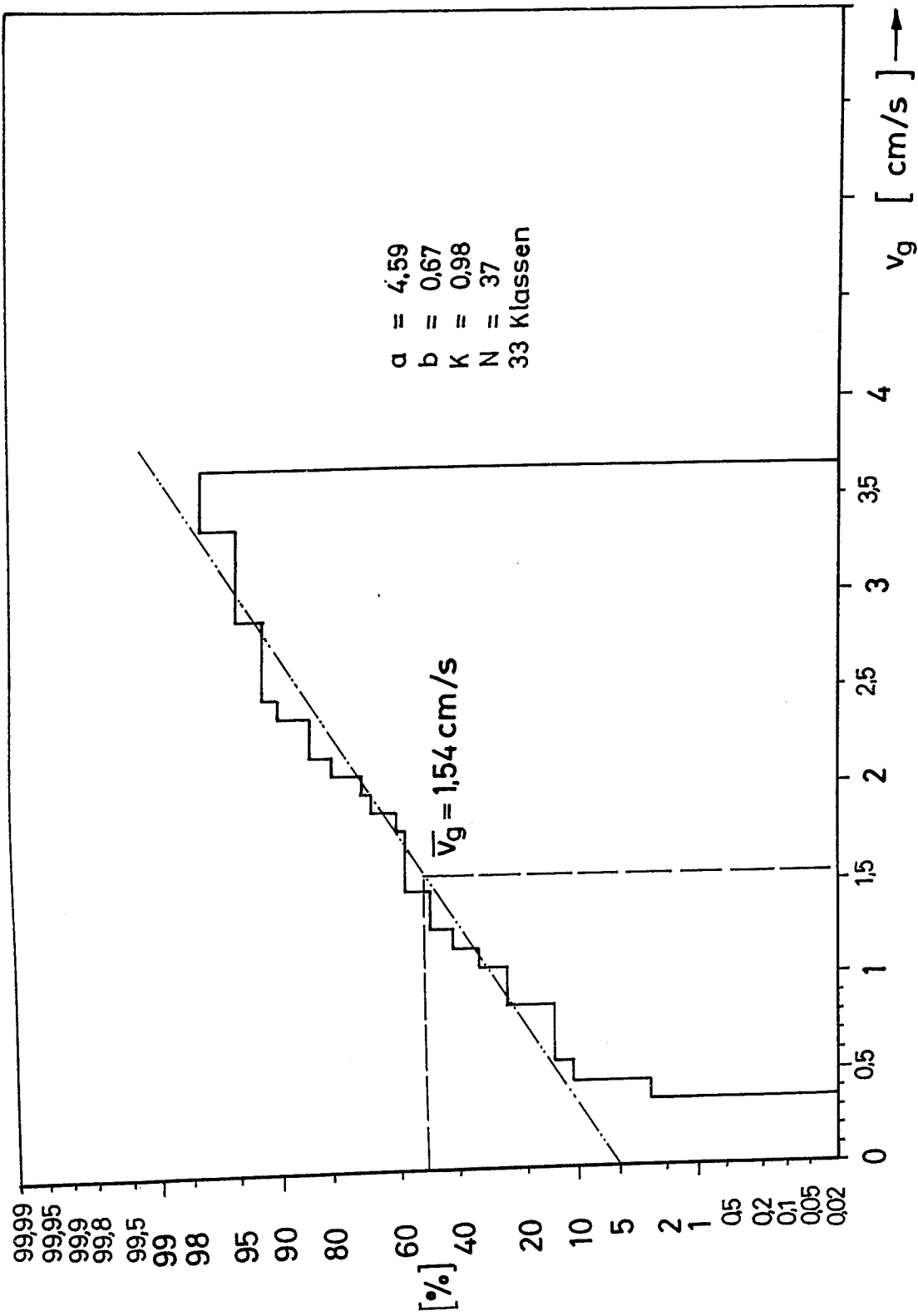


Abb. 20 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Schwefeldioxid auf Wäldern
 (Martin and Barber 1975, Petit et al. 1976, Bélot 1977, Garland 1978, Husar et al. 1978,
 de Wys et al. 1978)

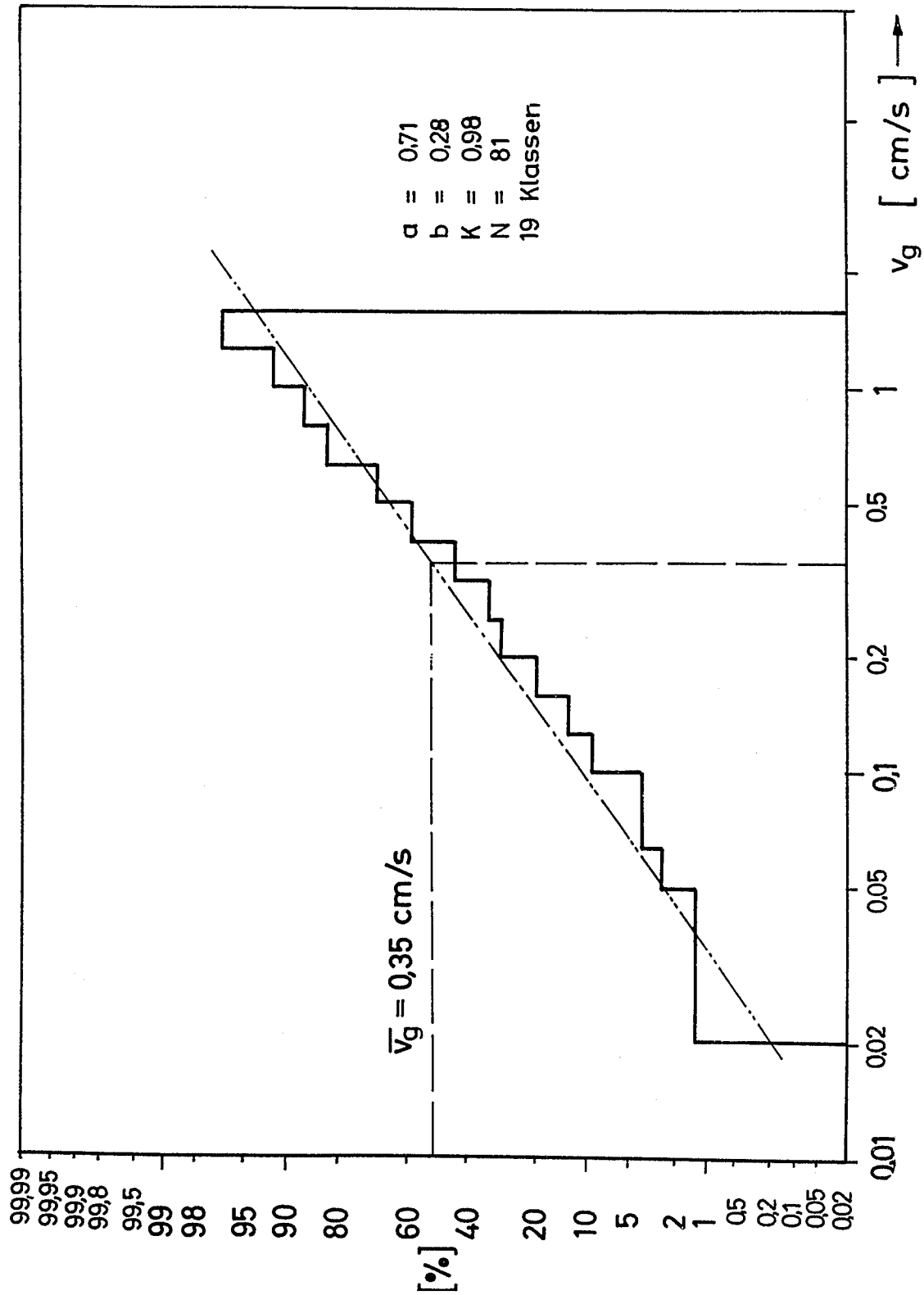


Abb. 21 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Ozon auf Gras und Erdboden (Aldaz 1969, Galballi 1971, Hill 1971, Turner et al. 1973, Hill and Chamberlain 1976, Garland 1976, van Drop et al. 1977, Droppo and Dorran 1978, Garland and Derwent 1979)

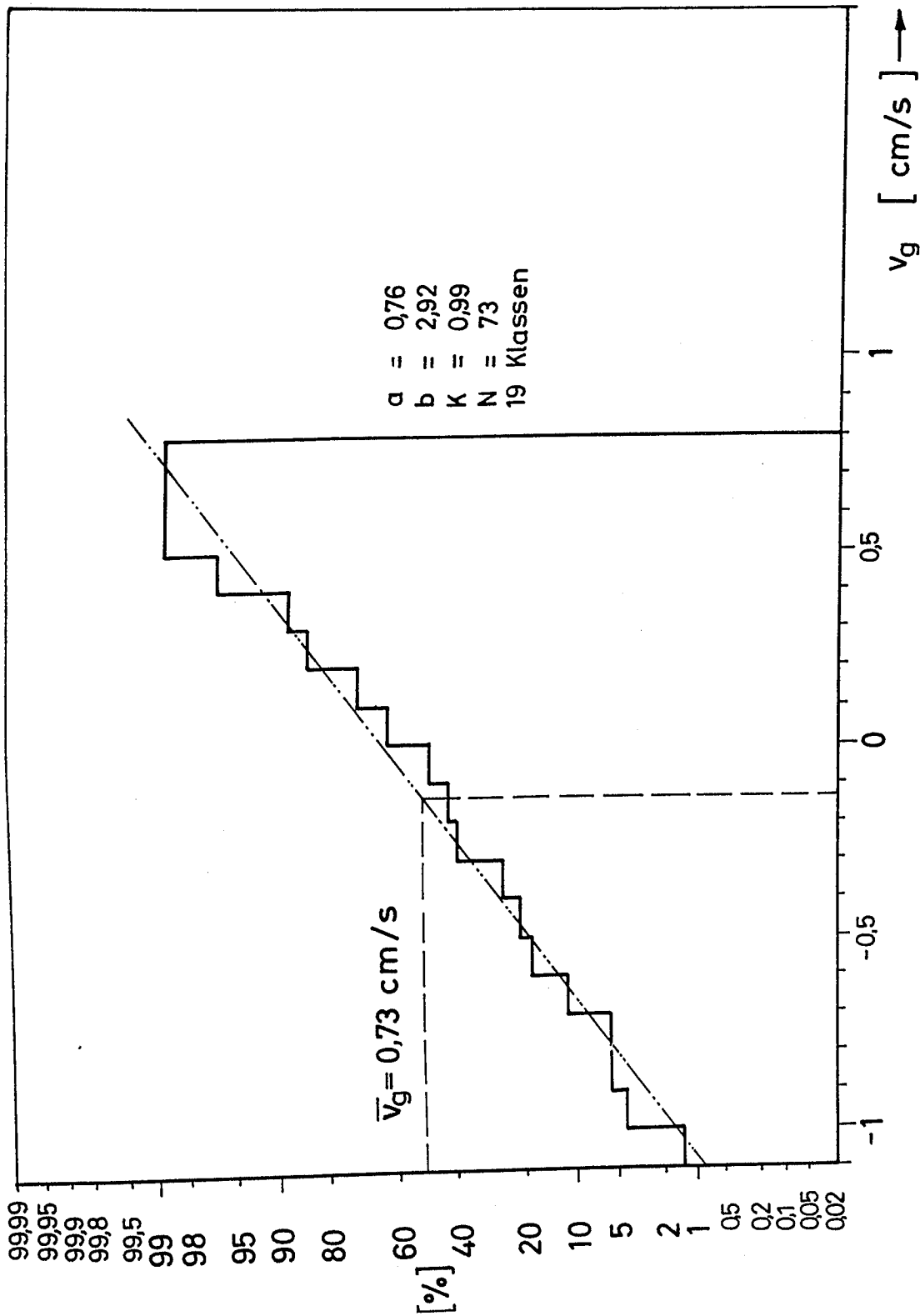


Abb. 22 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von elementarem Jod auf trockenem Gras (Megaw and Chadwick 1956, Fuquay 1957, Chamberlain 1960, Barry and Chamberlain 1963, Hawley 1964, Cline et al. 1965, Bunch 1966, Chamberlain and Chadwick 1966, Hawley 1966, Hull 1966, Bunch 1968, Zimbrick and Voillequé 1969, Voillequé 1970, Angeletti 1972, Heinemann and Vogt 1980)

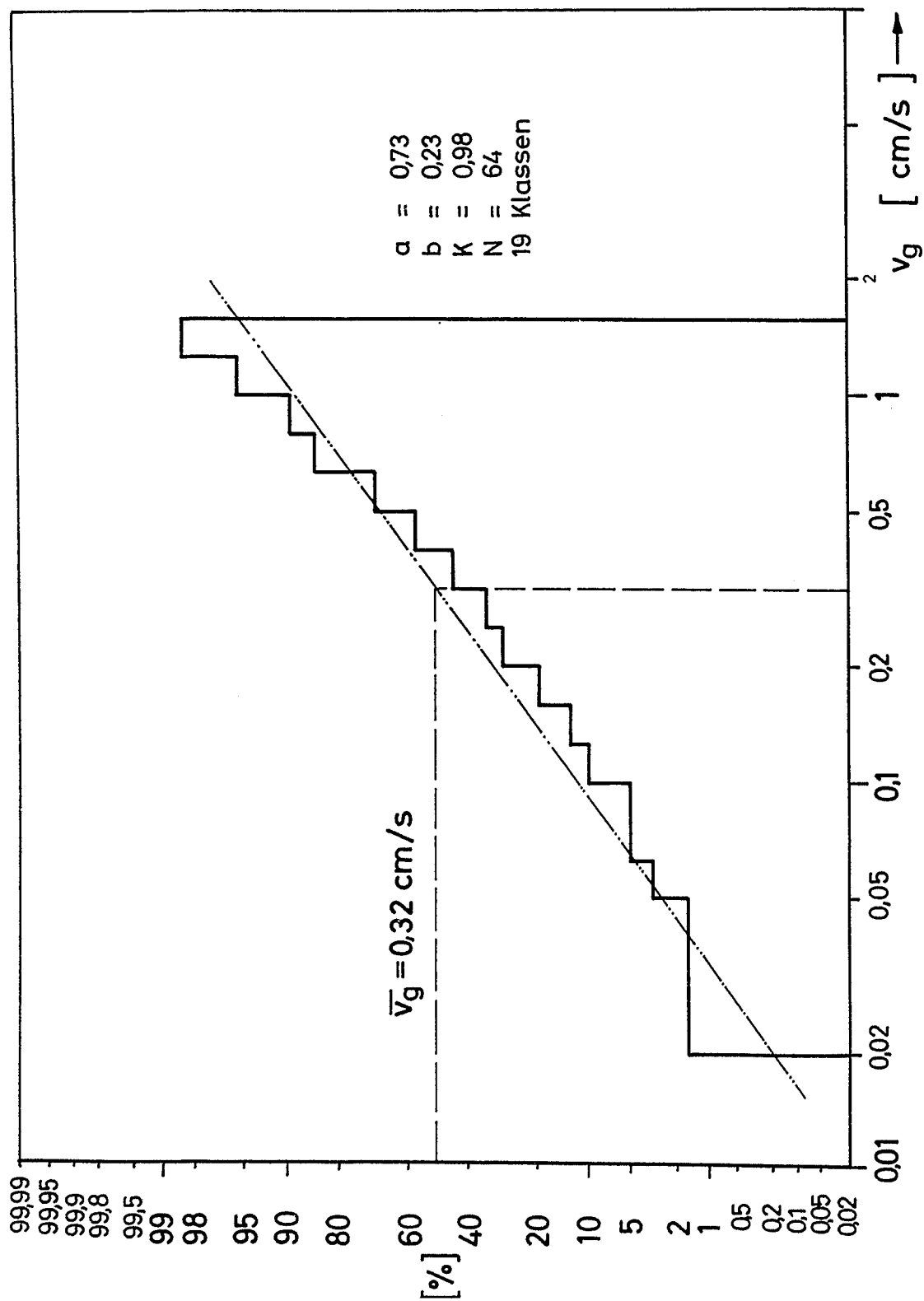


Abb. 23 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von Ozon auf Gras
 (Aldaz 1969, Galballi 1971, Hill 1971, Hill and Chamberlain 1976, Garland
 1976, van Drop et al. 1977, Droppo and Dorran 1978, Garland and Derwent 1979)

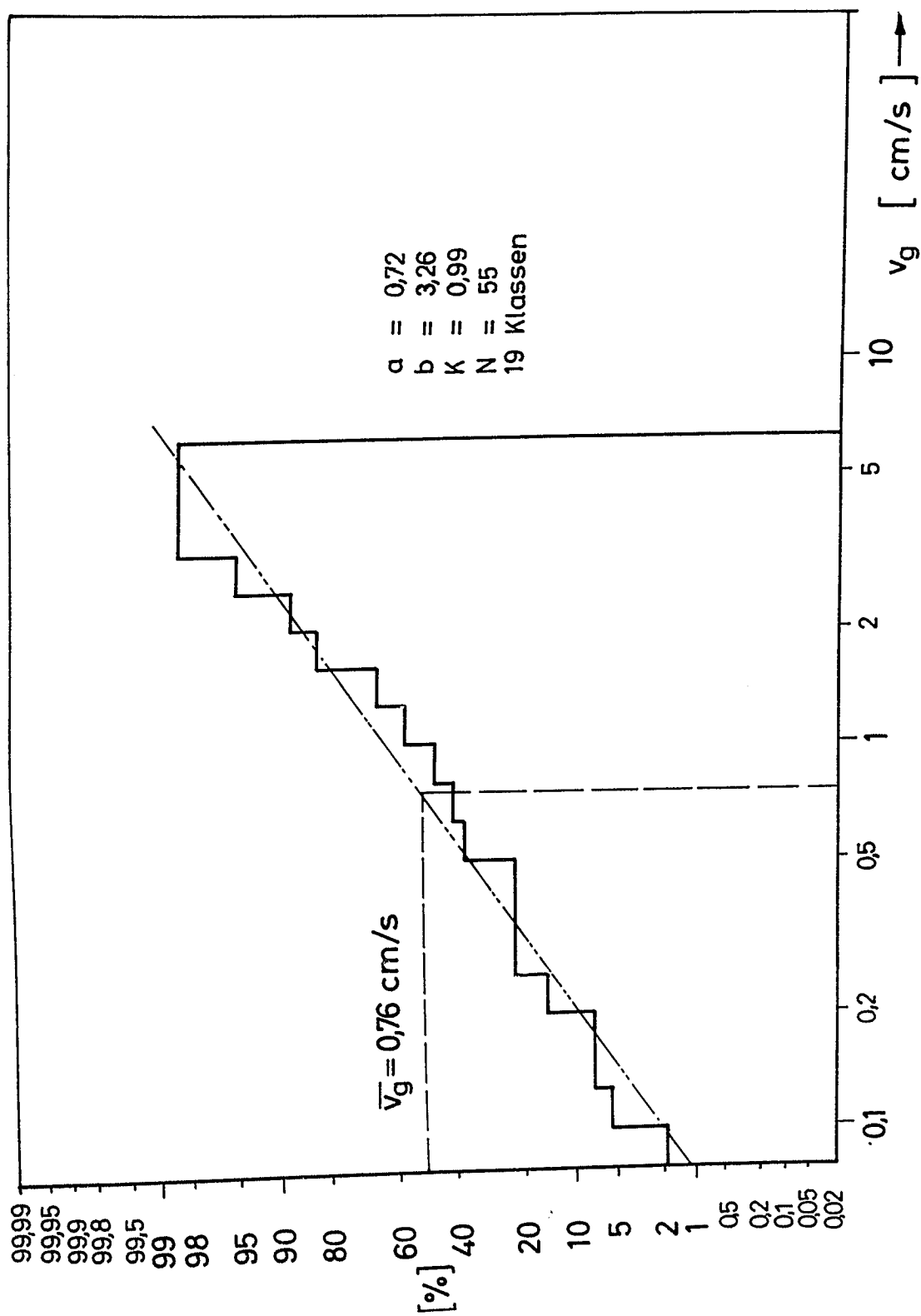


Abb. 24 Statistische Verteilung der Ablagerungsgeschwindigkeiten von elementarem Jod auf trockenem Gras (Megaw and Chadwick 1956, Fuquay 1957, Chamberlain 1960, Barry and Chamberlain 1963, Hawley 1964, Cline et al. 1965, Bunch 1966, Chamberlain and Chadwick 1966, Hawley 1966, Hull 1966, Bunch 1968, Zimbrick and Voillequé 1969, Voillequé 1970, Angeletti 1972)

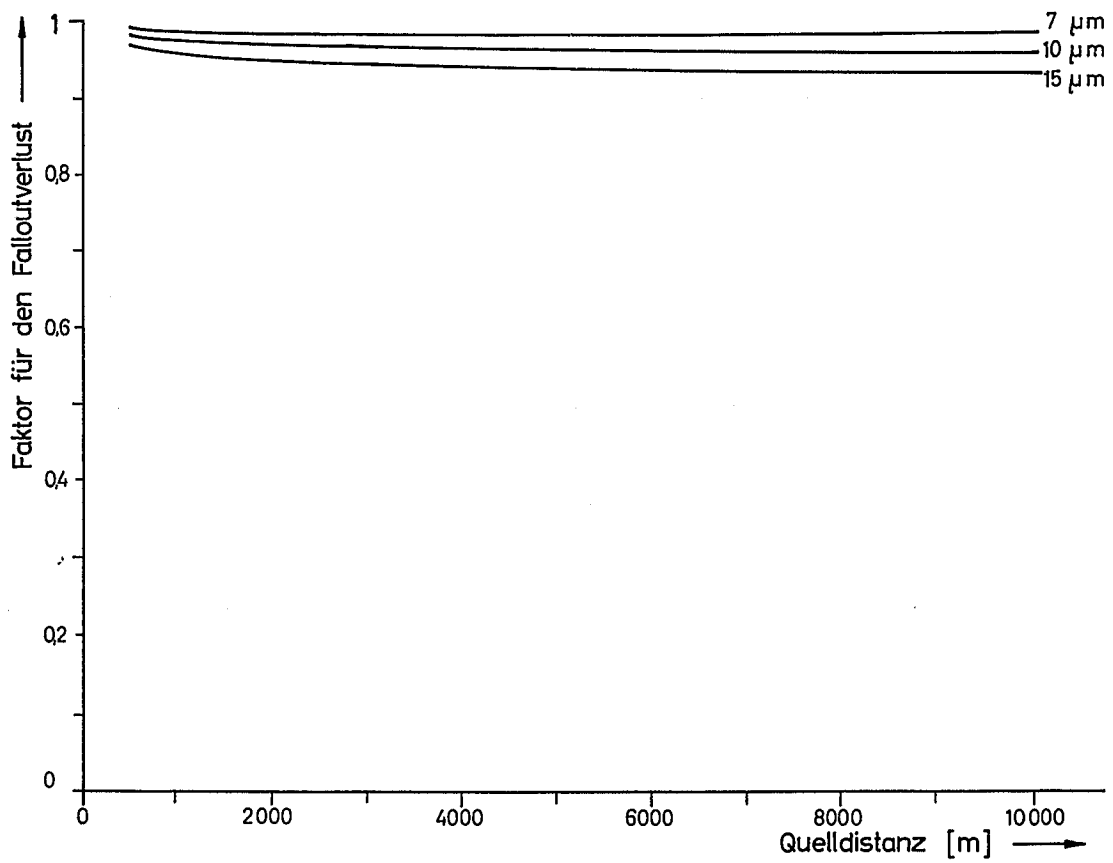


Abb. 25 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie A

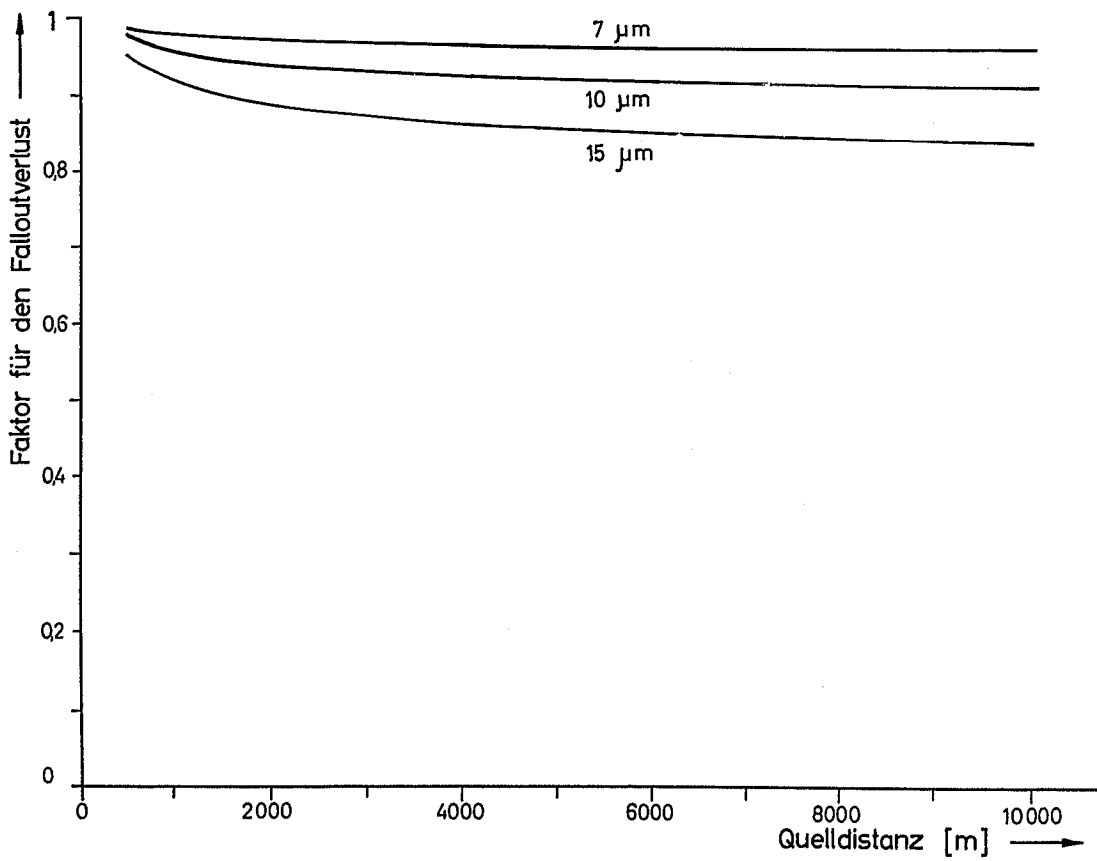


Abb. 26 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie B

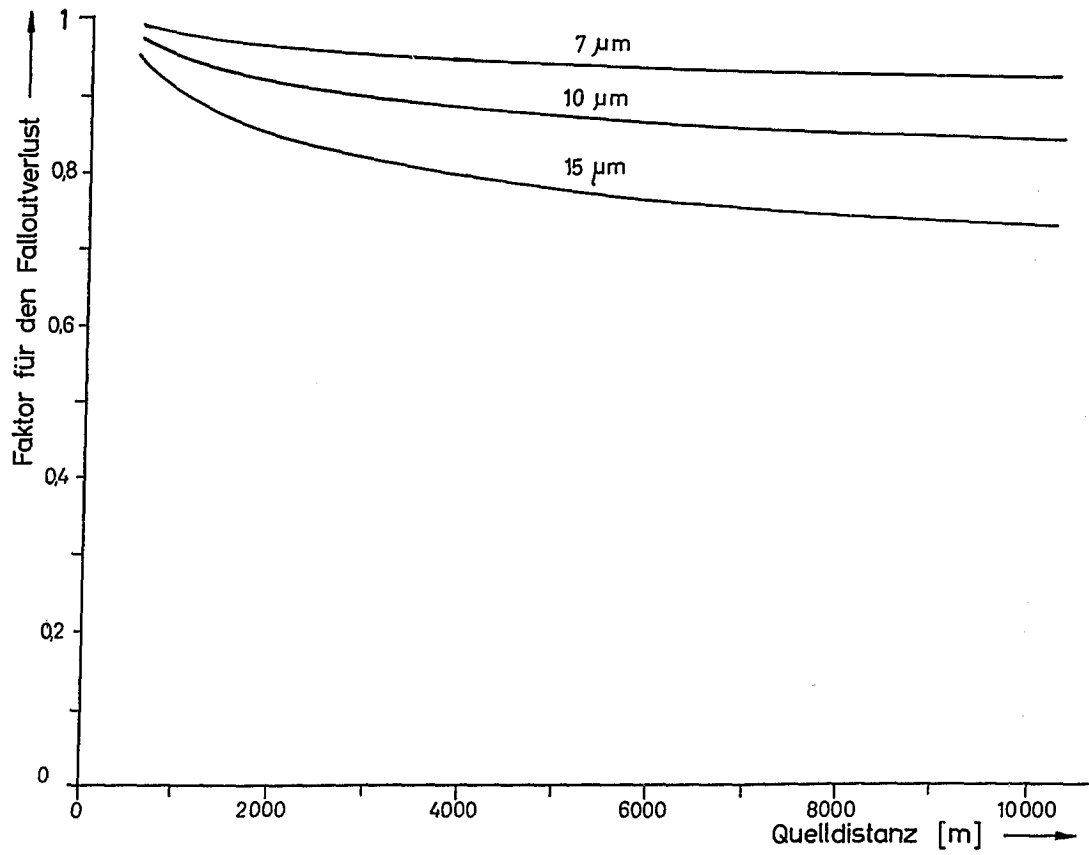


Abb. 27 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie C

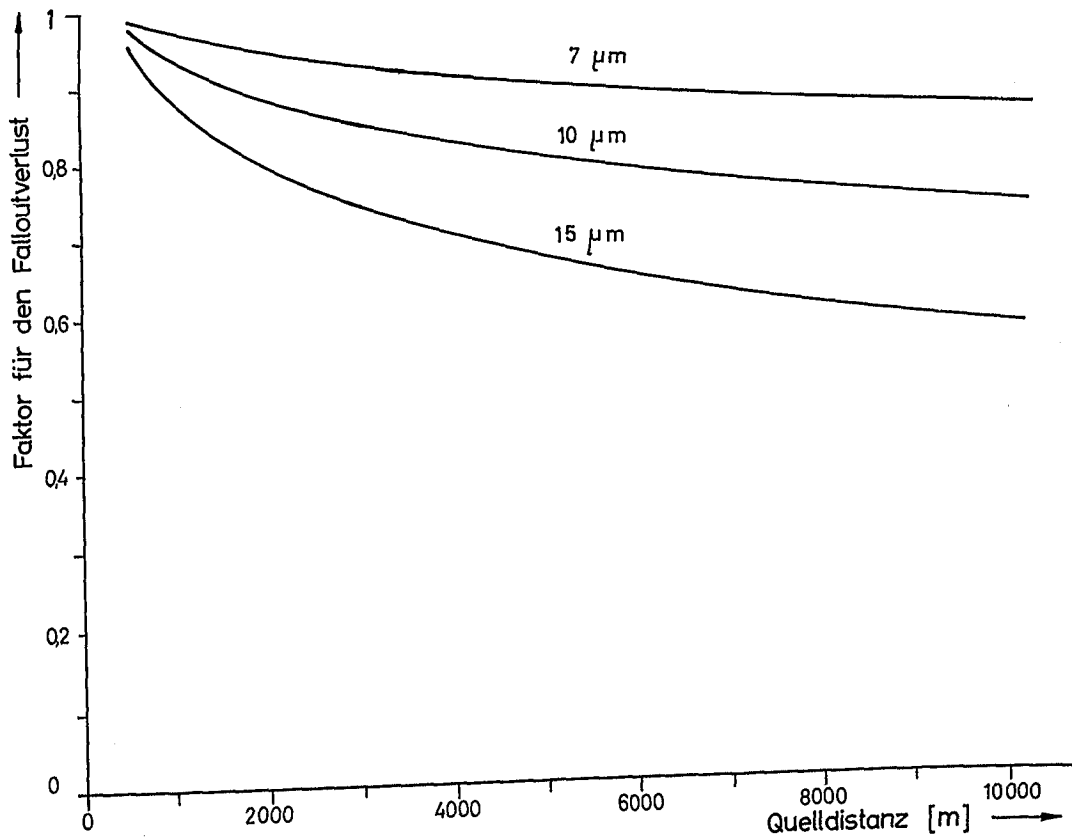


Abb. 28 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie D

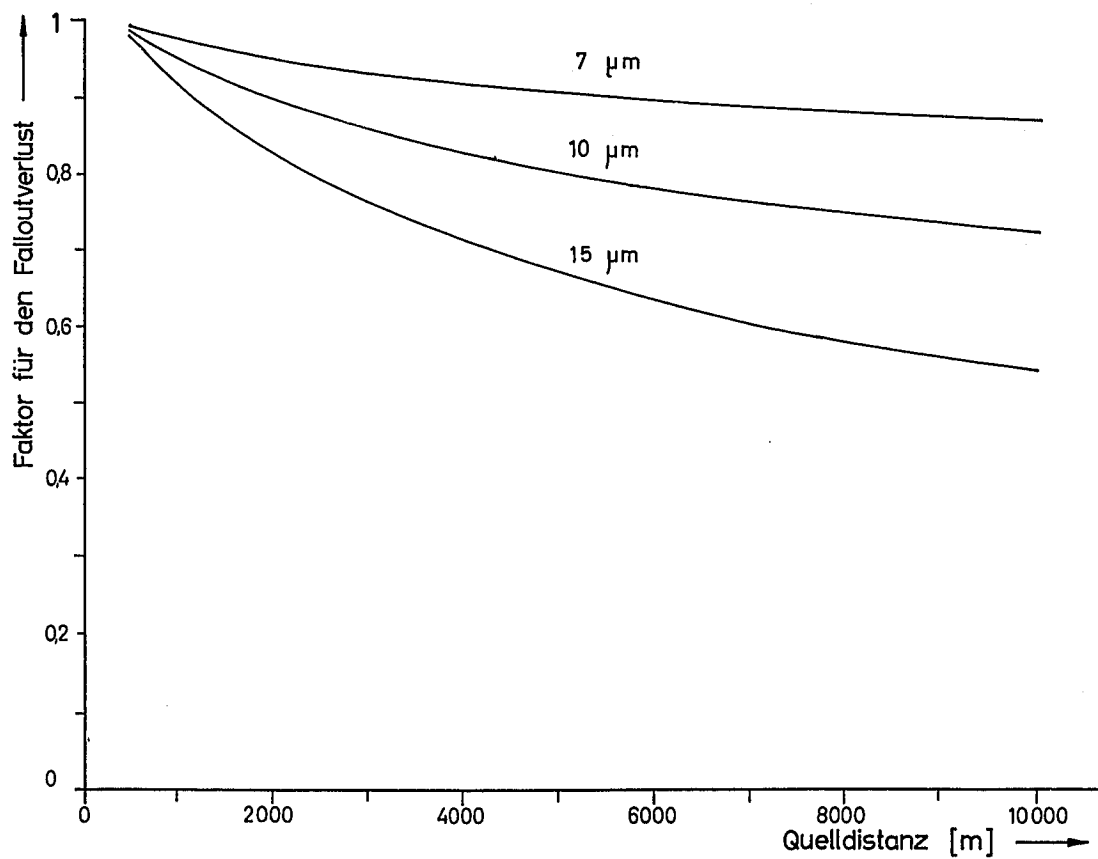


Abb. 29 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie E

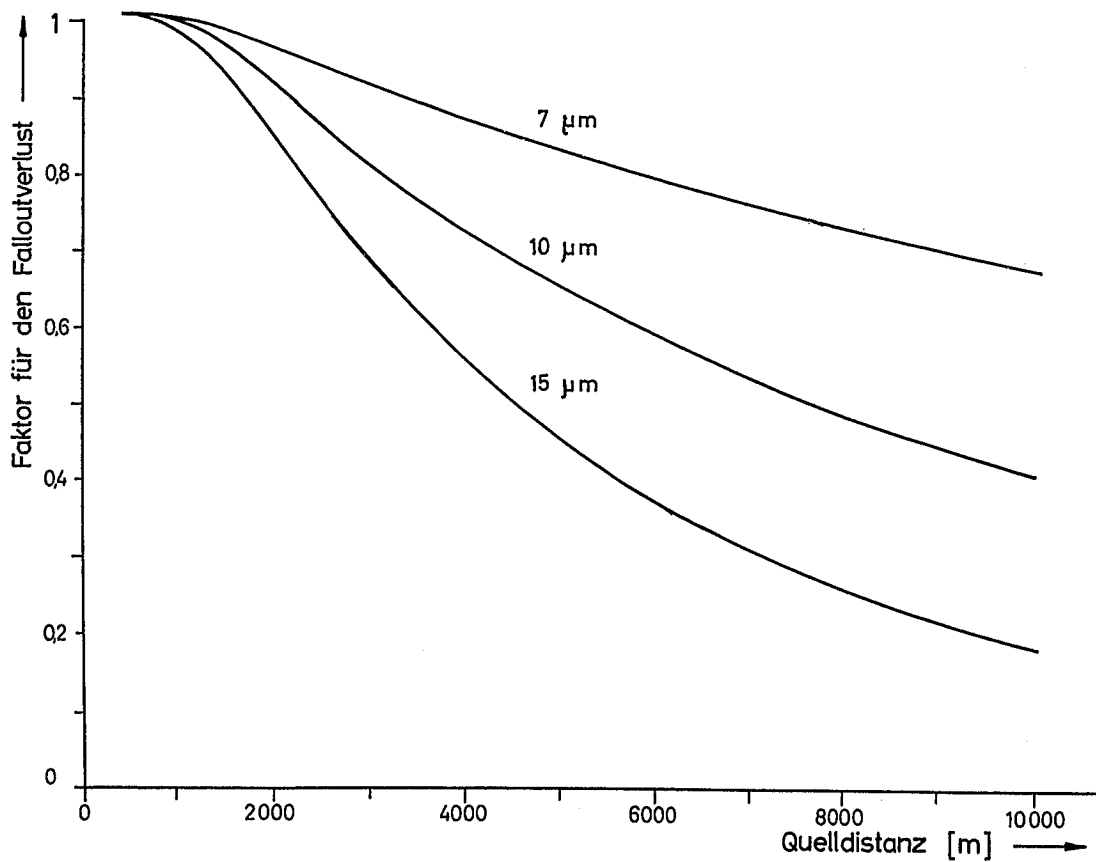


Abb. 30 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie F

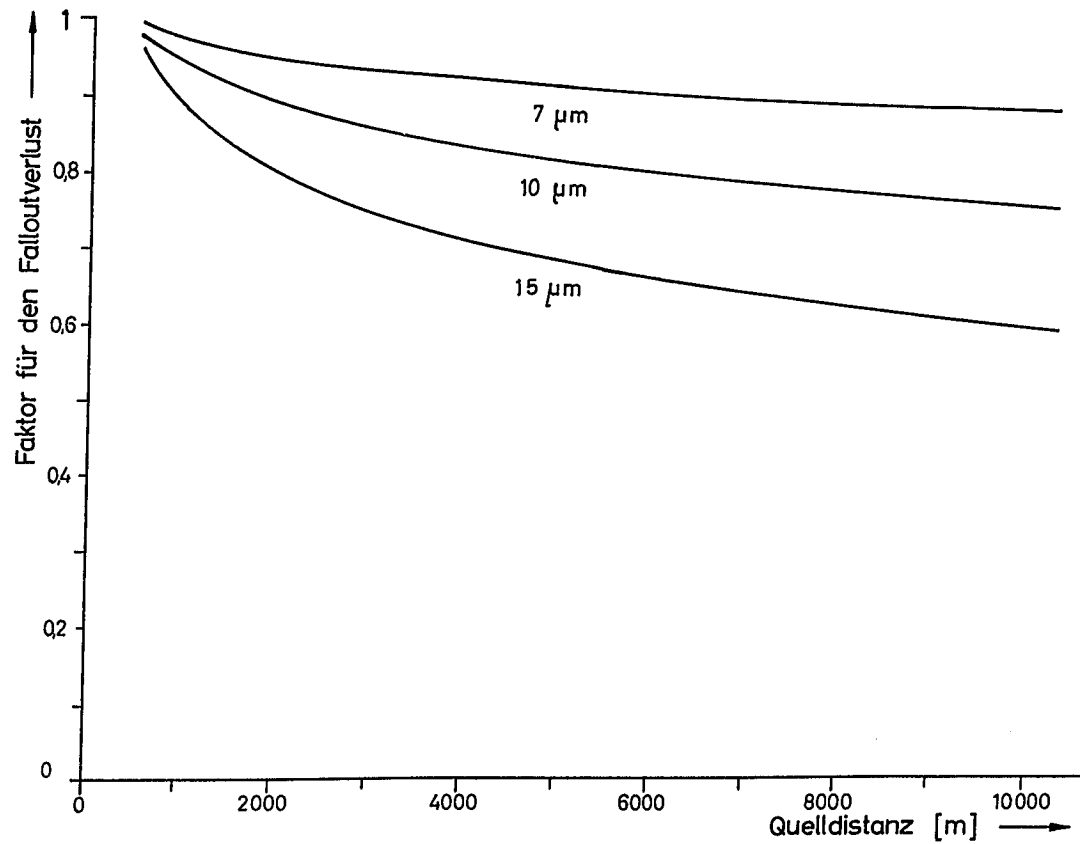


Abb. 31 Ablagerung auf Gras, Diffusionskategorie D,
Schubspannungsgeschwindigkeit 26,1 cm/s

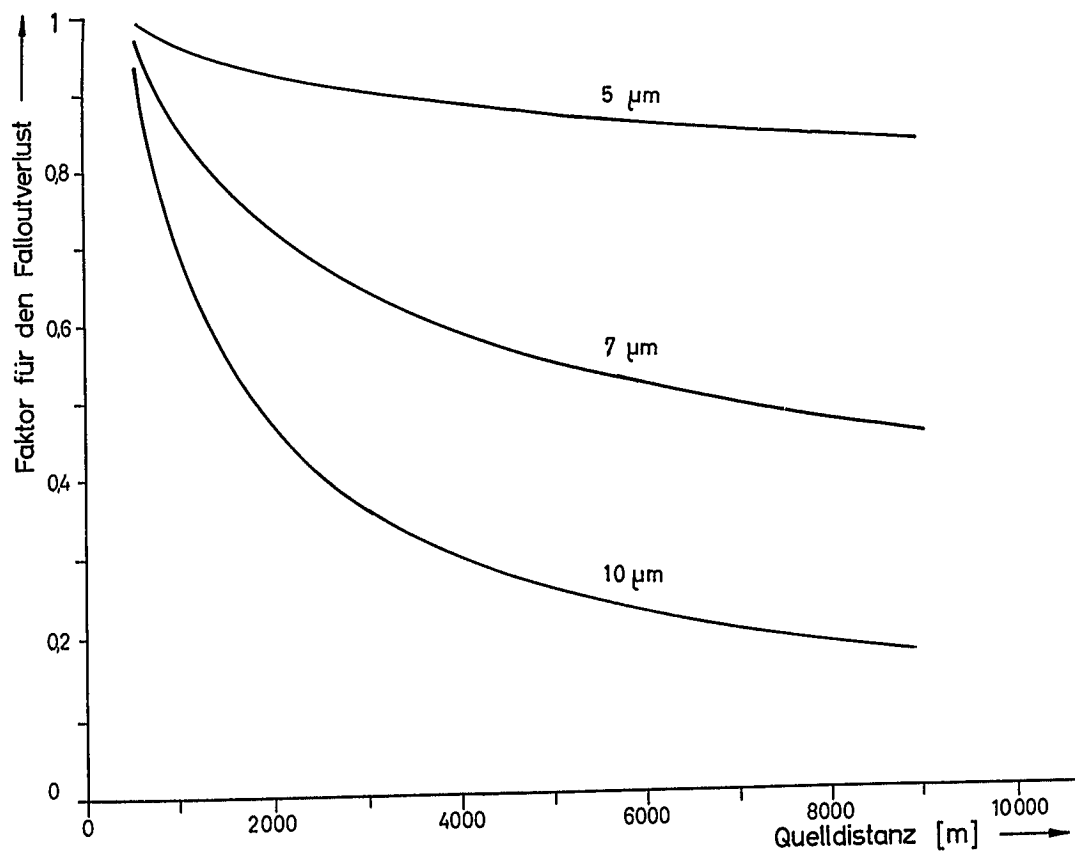


Abb. 32 Ablagerung in einem Kiefernwald (Waldgebiete um Berlin)

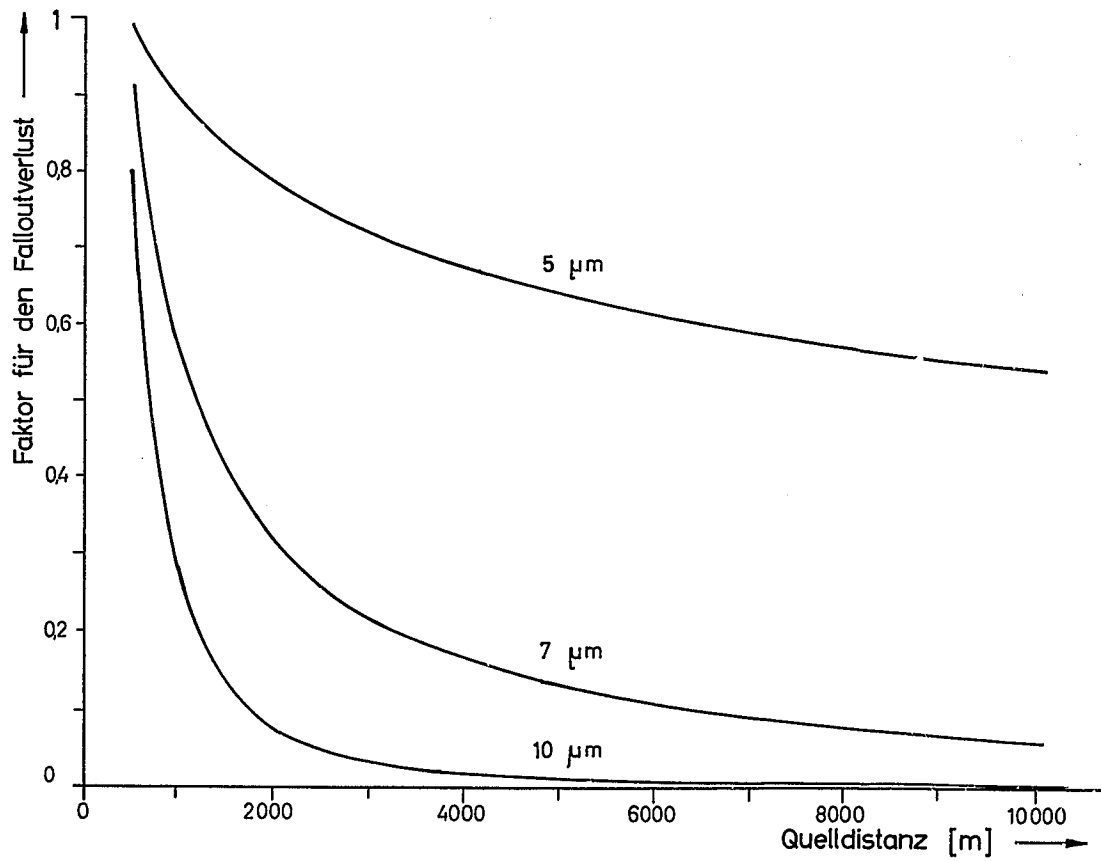


Abb. 33 Ablagerung in einem Fichten-Buchen-Mischwald
(Staatsforst Solling)

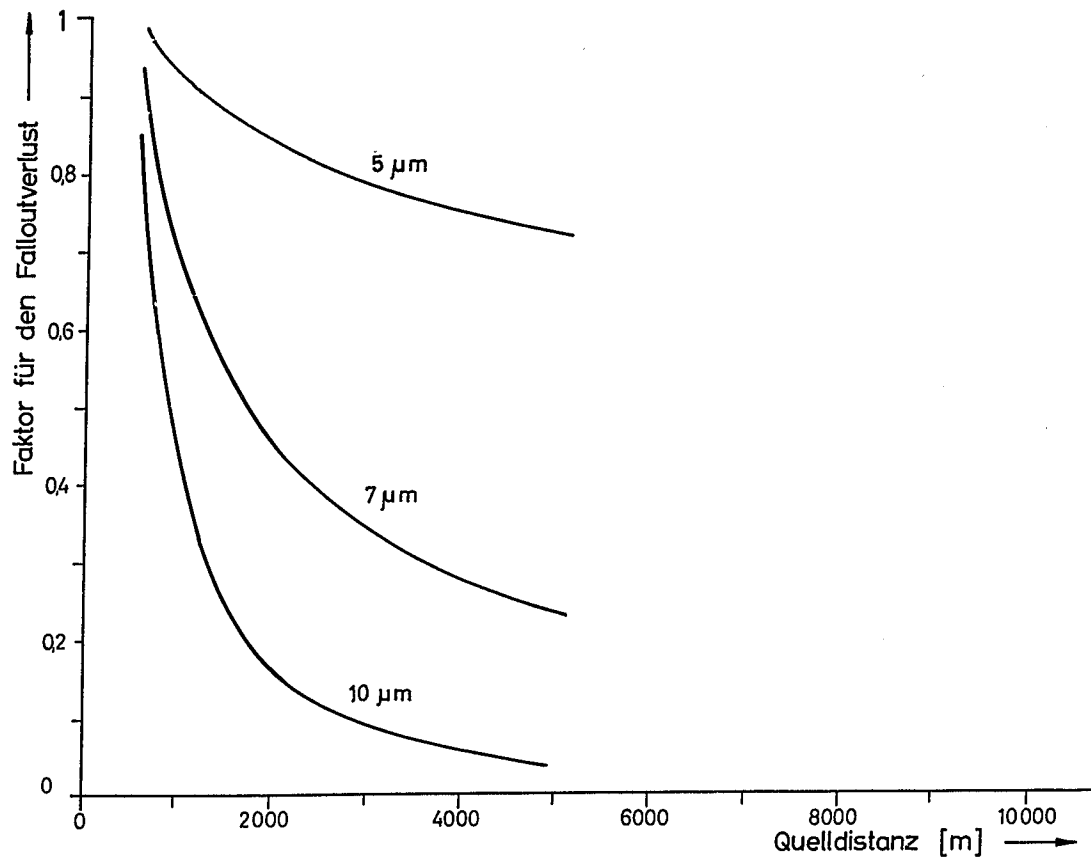


Abb. 34 Ablagerung in einem Mischwald mit nahezu repräsentativer Holzartenverteilung für einen Wald in der Bundesrepublik Deutschland (Aachener Stadtwald)

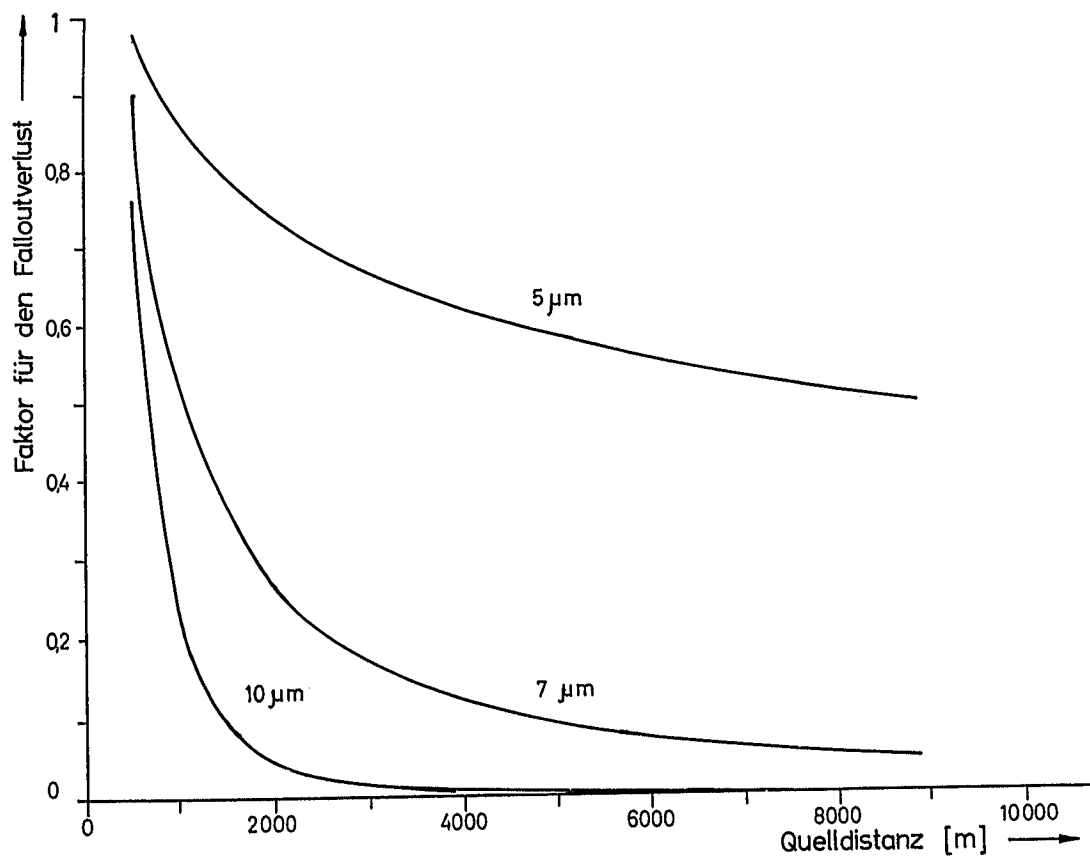


Abb. 35 Ablagerung in einem Fichtenwald (Ebersberger Forst bei München)

14 Anhang - Verzeichnis von Pflanzennamen -

<i>Abies alba</i>	Weißtanne
<i>Acer mono</i>	Nippon-Ahorn
<i>Acer platanoides</i>	Spitzblättriger Ahorn (Spitzahorn)
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Bergahorn
<i>Aesculus carnea</i> 'Briotii'	Rotblühende Roßkastanie
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Gemeine Roßkastanie
<i>Alnus glutinosa</i>	Roterle
<i>Alopecurus pratensis</i>	Fuchsschwanzgras
<i>Artemisia spec.</i>	Beifuß
<i>Avena sativa</i>	Hafer
<i>Beta vulgaris</i>	Zuckerrübe
<i>Betula ermanii</i>	Erman-Birke
<i>Betula pendula</i>	Sand- oder Hängebirke
<i>Betula pubescens</i>	Moorbirke
<i>Bougainvillea</i>	Wunderblume
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>capitata</i>	Weißkohl
<i>Brassica oleracea</i> var. <i>gongylodes</i>	Kohlrabi
<i>Camellia</i>	Kamelie
<i>Carpinus betulus</i>	Hainbuche
<i>Celastrus orbicularis</i>	Kreisförmiger Baumwürger
<i>Chrysanthemum spec.</i>	Wucherblume
<i>Citrus spec. medica</i>	Zitronenbaum
<i>Corylus avellana</i>	Hasel (auch Waldhasel genannt)
<i>Fagus silvatica</i> (auch Tab. 26)	Rotbuche
<i>Festuca rubra</i>	Rotschwengel
<i>Fraxinus excelsior</i>	Gemeine Esche
<i>Fraxinus sieboldiana</i>	Japanische Eschenart
<i>Ginkgo biloba</i>	Ginkgo- oder Fächerblattbaum
<i>Glycine</i>	Sojabohne
<i>Hordeum vulgare</i>	Gerste
<i>Larix decidua</i>	Europäische Lärche
<i>Larix leptolepis</i>	Japanische Lärche
<i>Latuca sativa</i>	Salat
<i>Lepidium sativum</i>	Gartenkresse

<i>Lolium perenne</i>	Weidelgras
<i>Lycopersicum esculentum</i>	Tomate
<i>Medicago sativa</i>	Luzerne
<i>Nicotiana tabacum</i>	Tabak
<i>Osteospermum</i>	Paternosterstrauch
<i>Paeonia spec.</i>	Pfingstrose
<i>Petunia spec.</i>	Petunie
<i>Phaseolus fulgaris</i> ssp. <i>nanus</i> (auch bei den Bohnen in Craig et al. 1976, Tab. 19 handelt es sich um <i>Phaseolus fulgaris</i>)	Buschbohne
<i>Picea abies</i>	Gemeine Fichte
<i>Picea glehnii</i>	Sachalin-Fichte
<i>Pinus nigra austriaca</i>	Österreichische Schwarzkiefer
<i>Pinus murrayana</i>	Murray-Kiefer
<i>Pinus ponderosa</i>	Gelbkiefer
<i>Pinus silvestris</i>	Waldkiefer
<i>Pinus strobus</i>	Weymouthskiefer
<i>Platanus acerifolia</i>	Ahornblättrige Platane
<i>Populus alba</i> (Little 1977, Tab. 26)	Weißpappel
<i>Prunus avium</i>	Vogelkirsche
<i>Pseudotsuga menziesii caesia</i>	Douglasie
<i>Pseudotsuga menziesii</i> var. <i>glauca</i>	Blaue Douglasie
<i>Pyrus communis</i>	Birne
<i>Quercus petraea</i> oder <i>Quercus sessiliflora</i>	Traubeneiche
<i>Quercus rubra</i>	Roteiche
<i>Quercus robur</i>	Stieleiche
<i>Raphanus sativus</i> var. <i>radicula</i>	Radieschen
<i>Rhododendron grandiflorum</i>	Großblütiger Rhododendron
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Robinie
<i>Salix alba</i>	Baumweide
<i>Salvia pratensis</i>	Salbei
<i>Solanum tuberosum</i>	Kartoffel
<i>Sophora japonica</i>	Japanischer Schnurbaum
<i>Sorbus aucuparia</i>	Eberesche

Spinacia oleracea	Spinat
Taraxacum officinale	Löwenzahn
Tilia cordata	Winterlinde
Tilia platyphyllos	Sommerlinde
Trifolium perenne	Weißklee
Trifolium pratense	Rotklee
Triticum aestivum	Weizen
Ulmus carpinifolia	Feldulme
Ulmus glabra	Bergulme
Urtica dioica	Brennnessel
Vicia faba minor, Ackerperle (auch in Chamber- lain 1960 handelt es sich um Vicia faba, Tab. 12)	Ackerbohne
Vicia spec.	Wicke
Vitis vinifera	Wein

Danksagung

Für die Annahme der vorliegenden Dissertation und für das an der Arbeit gezeigte außerordentliche Interesse sowie für wertvolle Hinweise schulde ich den Herren Prof. W. Pflug (Lehrstuhl für Landschaftsökologie und Landschaftsgestaltung RWTH Aachen) und Prof. Dr. M. Horbert (Institut für Ökologie, Fachbereich Bioklimatologie, TU Berlin) großen Dank.

Die Arbeit baut auf einer mehrjährigen Forschungstätigkeit an der Kernforschungsanlage Jülich, Abteilung Sicherheit und Strahlenschutz (ASS), ehemals Zentralabteilung Strahlenschutz, auf, deren Leitern Herrn Dr. R. Hille bzw. Dr. M. Keller ich für den fördernden Zuspruch sehr zu danken habe.

Besonders hervorheben möchte ich die vielfältigen, intensiven und lehrreichen Diskussionen mit Herrn Dr. K.J. Vogt† sowie die aus seinem fundierten Wissen erteilten weiterführenden Ratschläge. Herr Dr. K.J. Vogt, in dessen Arbeitsgruppe ich tätig sein durfte, stand der Arbeit jederzeit fördernd gegenüber, wofür ich ihm zu größtem Dank verpflichtet bin. Ich werde Herrn Dr. Vogt stets ein ehrendes Andenken bewahren.

Allen ehemaligen Kollegen der ASS, die an der Vorbereitung und Durchführung der Feldversuche beteiligt waren, möchte ich ebenfalls vielmals danken. Zu nennen sind hierbei vor allem die Herren Dr. G. Polster und Dipl. Ing. H. Nordsieck, die mich in meteorologischen und strahlenschutztechnischen Fragen bei den Experimenten in vorbildlicher, kollegialer Weise unterstützten und auf dem Versuchsgelände der Kernforschungsanlage Jülich stets hilfsbereit zur Verfügung standen, sowie die mitwirkenden Herren F. Birx, D. Büttner, J. Dohmen, H. Gellissen, H.G. Körffler, K. Mandelartz, R. Schoch und E. Schneiders. Herrn Oberförster Spiertz habe ich dafür meinen Dank auszusprechen, daß das Versuchsfeld im Stetterner Forst zur Verfügung stand.

Herrn Dr. K. Heinemann (ASS) danke ich für seine jederzeit vor-

handen gewesene Bereitschaft zur Diskussion der Probleme.
Herr Dipl.-Ing. H. Wirtz übernahm die für diese Dissertation erforderlichen Zeichenarbeiten, wofür ich ihm besonders herzlich danken möchte.

Den Mitarbeitern des Lehrstuhles für Landschaftsökologie und Landschaftsgestaltung, insbesondere Herrn Dr. H. Emonds, habe ich für wichtige und anregende Diskussionsbeiträge sehr zu danken.

An dieser Stelle sei auch Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. H. Trost (Lehrstuhl und Institut für Massivbau, Abteilung für Bauingenieurwesen an der RWTH Aachen) für seine Anregungen zum vorliegenden Text vielmals gedankt.

Ebenfalls gilt mein besonderer Dank Herrn Prof. Dr. H.J. Fissan (Gesamthochschule Duisburg) und seinen Mitarbeitern, die mich in hilfreicher Weise bei der Erprobung des Berglund-Liu-Aerosolgenerators unterstützten.

Die für die Arbeit notwendigen Daten über die Holzartenverteilung in Waldgebieten stellten die betreffenden Forstämter bereitwillig zur Verfügung. Das Wetteramt Aachen war mir bei der Beschaffung von meteorologischen Daten behilflich. Ich möchte den zuständigen Herren für Ihre Hilfsbereitschaft vielmals danken. Nicht zuletzt bin ich den Herren Prof. Dr. H. Ellenberg (Universität Göttingen), Prof. Dr. K. Kreutzer (Universität München), Dr. H. Mayer (Universität München), Prof. Dr. J. van Eimern (Universität Göttingen) sowie Forstdirektor Dr. E. Bauer (Irrel/Südeifel), die durch wertvolle Mitteilungen zur Vervollständigung dieser Arbeit beitrugen, sehr zu Dank verpflichtet.

Die Schreibarbeiten zum vorliegenden Text übernahm meine Mutter. Dafür möchte ich ihr herzlich danken.