Zeitschrift: Berichte der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft = Bulletin de la Société Botanique Suisse

Herausgeber: Schweizerische Botanische Gesellschaft

Band: 77 (1967)

Artikel: Untersuchungen über den Bleigehalt von Pflanzen in der Nähe von Strassen und über die Aufnahme und Translokation von Blei durch Pflanzen

Autor: Suchodoller, Ayana

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-54328

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 22.08.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Untersuchungen über den Bleigehalt von Pflanzen in der Nähe von Strassen und über die Aufnahme und Translokation von Blei durch Pflanzen

Von *Ayana Suchodoller*

Aus dem Institut für Allgemeine Botanik der Universität Zürich

Manuskript eingegangen am 18. März 1967

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung
   1.1 Die Aufnahme von Schwermetallen durch Pflanzen
   1.2 Bleiakkumulierende und bleiresistente Pflanzen
   1.3 Schwermetall-Akkumulation in Pflanzen und tierische Ernährung
   1.4 Die physiologische Wirkung des Bleis
      1.4.1 Zellphysiologische Wirkungen
      1.4.2 Keimungs- und Wachstumshemmung bei Pflanzen
      1.4.3 Einfluss auf die Aufnahme von Mikronährstoffen
      1.4.4 Die Wirkung auf die Bodenflora
   1.5 Bleiaufnahme und Bleivergiftung
   1.6 Problemstellung

2. Methodik
   2.1 Bleigehalt von Freilandpflanzen
      2.1.1 Pflanzenmaterial
      2.1.2 Probeentnahme
      2.1.3 Veraschung und Bleibestimmung
   2.2 Fütterungsversuche mit $^{210}Pb(NO_3)_2$
      2.2.1 Das radioaktive Blei
      2.2.2 Pflanzenmaterial
      2.2.3 Fütterung
      2.2.4 Aufnahme und Translokation
         2.2.4.1 Autoradiographie
         2.2.4.2 Analyse der verschiedenen Pflanzenteile
         2.2.4.3 Mikroautoradiographie
   2.3 Fütterungsversuche mit $Pb(NO_3)_2$
      2.3.1 Pflanzenmaterial
      2.3.2 Fütterung
      2.3.3 Mangelerscheinungen

3. Ergebnisse
   3.1 Bleigehalt von Freilandpflanzen
   3.2 Fütterungsversuche mit $^{210}Pb(NO_3)_2$
      3.2.1 Autoradiographie
         3.2.1.1 Wurzelfütterung
         3.2.1.2 Blattfütterung

3.2.2 Quantitative Analyse der Bleiverteilung nach Wurzel- und Blattfütterung
3.2.2.1 Wurzelfütterung
3.2.2.2 Blattfütterung
3.2.3 Mikroautoradiographie
3.3 Fütterungsversuche zur Feststellung der phytotoxischen Wirkung von Blei

4. Diskussion

4.1 Die Bleiakkumulation in der Nähe von Strassen
4.2 Physiologische Versuche über die Absorption von Blei
4.3 Die Phytotoxizität von Blei

5. Zusammenfassung

6. Literaturverzeichnis

1. Einleitung

1.1 Die Aufnahme von Schwermetallen durch Pflanzen

Die Pflanzen zeigen bei der Salzaufnahme keine qualitative, sondern nur eine quantitative Elektion. Als Folge davon nehmen die Pflanzen aus der Umgebung viele Substanzen auf, die für sie irrelevant oder in einzelnen Fällen auch toxisch sind.

Da viele Elemente von bestimmten Pflanzenarten akkumuliert werden, können diese Arten auch zum Aufsuchen (Prospektieren) neuer Vorkommen von Mineralien Verwendung finden. Der Gehalt an diesen Substanzen hängt von der Gesteinsnatur und von den lokalen klimatischen Bedingungen ab. Weil die Mineralisation der organischen Materie langsam vor sich geht, werden viele Elemente im Humus akkumuliert; sie stammen weitgehend aus Pflanzen und umfassen auch die Schwermetalle.

Die von Pflanzen aufgenommenen Elemente werden nur zum Teil benötigt. Da sind einmal die zu den 10 klassischen Elementen von Sachs gehörenden: N, P, S, Ca, Mg, K, Fe, ferner die Mikronährstoffe: Mn, Cu, Mo, B, Zn, Co. Unerklärbar bleibt die biologische Funktion der Schwermetalle in Pflanzen, welche Mn, Ni, Zn, Se und Mo im Zusammenhang mit der natürlichen Anreicherung der Metalle in bestimmten Gesteinen *akkumulieren*. Die Zinkflora (wie z.B. *Thlaspi calaminare*) akkumuliert mehr als 10% Zn (in der Asche), die Asche der Serpentinflora (wie z.B. *Alyssum bertolonii*) enthält über 10% Ni.

Die Anwesenheit der Schwermetalle in Pflanzen deutet auf ihr Vorkommen im Boden, doch existiert keine direkte Abhängigkeit zwischen dem verfügbaren Gehalt der Elemente und ihrem Totalgehalt im Boden. Die Anzahl der verfügbaren Schwermetallionen für Pflanzen hängt von der Anwesenheit löslicher Metallverbindungen ab: Chloride, Sulfate,

Bicarbonate usw., und vom Vorkommen austauschbarer Metallformen in den Kolloiden des Bodens. Der Gehalt an wasserlöslichen Formen der meisten Schwermetalle im Boden überschreitet nicht 1% des Totalgehaltes.

Das Vermögen der Pflanzen, Schwermetallionen zu absorbieren, hängt von der Art ihrer Kolloidbindung ab. Nach der Absorptionsenergie der Ionen (Mitchell, 1957) bilden sie die folgende Serie:

$$Cu > Pb > Ni > Co > Zn > Ca > Mg$$

Die Schwermetalle bilden stabilere Verbindungen, verglichen mit den austauschbaren Basen, wie Ca und Mg, da sie Komplexverbindungen mit organischen Substanzen in der folgenden Energiereihe bilden (Hasler, 1943):

$$Pb > Cu > Ni > Co > Zn > Mn > Mg > Ca$$

und auch stabilere Verbindungen (bei passendem pH) mit den Bodenkolloiden formen. Der Gehalt des Bodens an mobilen Formen der Erzelemente ist von den chemischen und physikalisch-chemischen Eigenschaften des Metalls abhängig; er wird auch vom pH-Wert des Bodens beeinflusst. Dieser Gehalt sagt aber über seine Verfügbarkeit für Pflanzen wenig aus, da der Eintritt der Ionen in die Pflanzen von mehreren äusseren und inneren Faktoren abhängig ist.

Nicht alle Metalle werden im Humus gleich stark zurückgehalten, besonders gut diejenigen, welche durch die Bodenmikroorganismen benötigt werden: Fe, Mn, Co, Cu und Zn. Die Pflanze kann nicht den Eintritt, oft unerwünschter, hoher Metallionenquantitäten vermeiden; als Folge treten vielfach Chlorose, gehemmtes Wachstum und auch Absterben der Pflanze ein. Die Pflanzen weisen infolge der quantitativen Elektion nicht die genaue Zusammensetzung ihres Bodensubstrates auf. Der grösste Teil der Aschenmasse besteht aus den Elementen, welche leicht unter den herrschenden Bedingungen der Biosphäre mobile Verbindungen bilden. Elemente, die im Boden konzentriert werden, sind nur wenig mobil und bilden wenig lösliche Mineralien: Al, Si, Ti, Fe, Zn und Sn; hingegen akkumuliert die Pflanze mobile Elemente: Li, Be, B, P, S, K, Mn, Zn, Se, Mo, Ra und andere. Ein Vergleich des Gehaltes an Elementen im Gestein und in Pflanzen deutet auf eine relative Akkumulation *biogener* Elemente in Pflanzen, welche mit dem Quotienten AP/AL charakterisiert werden kann – das Vorkommen (Abundanz) des Elementes in Pflanzen dividiert durch sein Vorkommen in der Lithosphäre.

Der Quotient kann als Kriterium für die Bestimmung eines biogenen bzw. unbiogenen Elementes dienen.

Die biogeochemische Methode wurde für folgende Elemente geprüft: B, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Nb, Mo, Ag, Sn, Au, Hg, Pb, Ra, U usw. Der normalerweise niedrige Gehalt an Au, Hg, Pb und U in Böden und

in Pflanzen ermöglicht auch die Entdeckung relativ schwacher Akkumulation dieser Elemente.

1.2 Bleiakkumulierende und bleiresistente Pflanzen

Über hohe Bleiresistenz bei Pflanzen sind mehrere Angaben vorhanden. Jowett (1959) fand eine Population von *Agrostis tenuis*, welche sehr hohe Bleikonzentrationen aushielt. Diese Population wächst auch auf besonders niedrigen Ca- und Phosphatkonzentrationen, d.h. sie ist an niedrige Bodenfruchtbarkeit adaptiert. Es scheint eine komplexe genetische Anpassung der bleiresistenten Populationen an die aussergewöhnlich schweren Bedingungen ihrer Umgebung stattzufinden (Jowett, 1958). Die Schwermetallresistenz ist nach Gregory und Bradshaw (1965) genetisch bestimmt, doch ist der physiologische Mechanismus unklar. Bleiresistente Populationen wie andere schwermetallresistente Populationen zeigen hohe Resistenz gegen hohe toxische Metallquantitäten, welche in der natürlichen Umgebung der Pflanzen vorkommen (Jowett, 1958). Toleranz gegenüber 2 Metallen ist also möglich, wenn beide Metalle in der natürlichen Umgebung der Pflanze in hoher Konzentration vorkommen (Bradshaw et al., 1964). Die Aufnahme des Metalls ist bei schwermetallresistenten Pflanzen die gleiche wie bei normalen Populationen, der Unterschied besteht in der inneren Verteilung und Bindung des Metalls (Bradshaw et al., 1964). Dies geschieht wahrscheinlich durch eine Bindung eines Chelats, das aber eine hohe Spezifität aufweist (Jowett, 1958). Die bleiresistenten Pflanzen sind morphologisch kleiner, blühen früher und tragen weniger Früchte. Der stärkste Einfluss des Bleis auf die Pflanzen besteht in der Hemmung des Wurzelwachstums (Jowett, 1964).

Wilkins (1957, 1960) fand hohe Bleitoleranz bei *Festuca-ovina*-Populationen. Rune (1953) bezeichnet die folgenden Pflanzen als bleiresistent: *Thlaspi alpestre*, *Lychnis alpina*, *Rumex acetosa* und *Armeria maritima*. Sarosiek (1959) bezeichnet *Calamagrostis epigeios* als eine Pflanze, welche Blei selektiv konzentriert. Die Bleikonzentration der Asche steigt bei dieser Pflanze parallel dem Anstieg des Bleis im Substrat. Die höchsten Bleiwerte fand Sarosiek in den Samen, dann in den Blättern, Knospen und Blüten und am wenigsten in den Wurzeln. Griffith (1919) beschreibt die Vegetation auf bleihaltigen Böden. In extremen Fällen wächst nur *Agrostis vulgaris*, aber man findet auch *Festuca ovina*, *Viola lutea* und *Silene maritima*.

1.3 Schwermetall-Akkumulation in Pflanzen und tierische Ernährung

Besondere Bedeutung hat das Unvermögen der Pflanzen, qualitativ auszuwählen im Zusammenhang mit der Ernährung der Tiere und des

Menschen. Elemente, die die Pflanzen nicht, wohl aber die Tiere benötigen, können daher von Pflanzen bezogen werden. Aus dem gleichen Grunde können Pflanzen aber auch aus der Umgebung Substanzen aufnehmen, die für Mensch und Tier toxisch sind.

Nach Bersin (1963) enthält der Boden in zahlreichen Gegenden der Erde (Kanada, USA, Mexiko, Kolumbien, Irland, Israel und Australien) sehr hohe *Selenitkonzentrationen*. Das Selen ist eines der wenigen Spurenelemente, die in so hohen Konzentrationen von Futterpflanzen wie z. B. Hirse aufgenommen werden, dass Tiere davon an gastrointestinalen Störungen erkranken, Missbildungen zeigen und sogar eingehen können. Indische Analysen der Samen von *Lathyrus sativus* zeigten zum Teil sehr hohe Gehalte an *Mangan* an, das augenscheinlich von diesen manganophilen Pflanzen dem Boden entzogen worden war. Daher mag bei der als Lathyrismus bekannten Erkrankung der Haustiere das Mangan eine potenzierende Rolle spielen. In einigen Staaten der USA ist die *Molybdänose* der Wiederkäuer verbreitet. Der Molybdatgehalt von Heu kann in der Nähe von molybdänverarbeitenden Betrieben durch Emission von normal 0,47–0,68 p.p.m. auf 12,4–19,2 p.p.m. ansteigen. Wenn Lämmer in der Nähe alter verlassener *Bleigruben* grasen, werden ihr Wachstum und ihr Gedeihen beeinträchtigt; im Boden, Gras und Blut der Tiere liegen hohe Pb-Konzentrationen vor.

Während sich diese Gefahren bisher nur *lokal* zeigten, werden durch den Menschen selbst neue Probleme in weltweitem Umfange geschaffen. Der «Fall-out» von Atombombenversuchen enthält auch *radioaktives Strontium* (^{90}Sr), das von Pflanzen wie Calcium gespeichert wird und über diese in den tierischen und menschlichen Organismus gelangen kann. Die Knochen des menschlichen Körpers stellen das Endglied einer ^{90}Sr-Verteilerkette dar, die vom Boden über die Pflanzen und eventuell über das Tier bis zum Menschen führt. ^{90}Sr wird vorzugsweise (zu 99 %) in das Mineralgerüst des aktiv wachsenden Knochens durch Austauschadsorption eingebaut. Auch das langlebige γ-Strahlen emittierende *Radiocaesium* (^{137}Cs) aus dem «Fall-out» der Nuklearexplosionen wurde in Nutzpflanzen entdeckt. Es besteht eine Gefahr des Überganges von akkumulierenden Pflanzen in den tierischen und menschlichen Organismus. Besonders gross ist die Aufnahme von ^{137}Cs bei Pflanzenfressern, die auf feuchtem Boden grasen. Über die Milch und den Käse gelangt ^{137}Cs in den menschlichen Organismus und reichert sich dort vorzugsweise in der Muskulatur an. ^{137}Cs bildet eine Gefahr hauptsächlich für die genetischen Zellen.

Chronische phytogene *Kupfervergiftungen* (Australien) mit Cu-Anreicherungen in der Leber treten nach Verzehr von Pflanzen auf, die mit Cu-haltigen Sprühmitteln behandelt worden waren. Rückstände von *bleiarsenathaltigen Spritzmitteln* auf Obst können bei einem Gehalt von

10 p.p.m. Pb und 3,5 p.p.m. As Gesundheitsschäden hervorrufen. Eine noch nicht zu übersehende Gefahr bilden die *manganhaltigen Aerosole* vom Autoauspuff bei Verwendung von Kraftstoffen, denen Methylcyclopentadienylmangantricarbonyl als Antiklopfmittel zugesetzt worden war.

Seit 1923 werden *Organobleiverbindungen* als Antiklopfmittel den Motortreibstoffen zugesetzt, so dass vor allem die Pflanzen und Tiere längs der grossen Verkehrsstrassen und die Menschen in den Städten der Wirkung der Bleiverbindungen der Auspuffgase ausgesetzt sind. Aus dem Boden gelangt Pb in die Pflanzen. Mit der Atmungsluft, der pflanzlichen Nahrung und dem Trinkwasser können unterschiedliche Pb-Mengen in den tierischen und menschlichen Organismus inkorporiert werden. Getrocknetes pflanzliches Viehfutter enthält normalerweise 0,1–1 p.p.m. Pb, aber auf Pb-haltigen Böden können die Pflanzen die zehnfachen Mengen enthalten. Moderne ozeanographische Untersuchungen von Patterson und Mitarbeitern am «California Institute of Technology» haben gezeigt, dass das Küstenwasser erheblich bleireicher ist als Oberflächenwasser im offenen Meer. Der Bleigehalt des oberflächennahen Meerwassers kann in den Küstenbereichen von Industrieländern bis tausendfach höher sein. Entsprechende Untersuchungen haben gezeigt, dass das Eis der Rocky Mountains bis 10000mal mehr Blei enthält, als ohne Bleizufuhr in die Luft zu erwarten wäre. Die einzige Erklärung für diese starke Erhöhung des Bleigehaltes in der Biosphäre ist in der Verwendung von Pb-haltigen Substanzen als Antiklopfmittel in Treibstoffen zu suchen. Um die Sedimentation unlöslicher Pb-Verbindungen im Motor zu vermeiden, wird das Blei als sogenanntes «Ethylfluid» dem Benzin zugesetzt. Im Ethylfluid sind ausser *Bleitetraäthyl* ($Pb[C_2H_5]_4$) auch $BrCH_2$-CH_2Br, $ClCH_2$-CH_2Cl und Phosphatverbindungen vorhanden. Deshalb treten in den Abgasen vorwiegend Bleihalogenide auf, am meisten $PbCl \cdot Br$, α- und β-$NH_4Cl \cdot 2PbCl \cdot Br$, $2NH_4Cl \cdot PbCl \cdot Br$ und $3Pb_3(PO_4)_2 \cdot PbCl \cdot Br$, $PbSO_4$ (Hirschler und Gilbert, 1964). In der Schweiz werden mit den Auspuffgasen jährlich 165–290 Tonnen Blei in die Luft abgegeben (Bersin, 1957), während in den Vereinigten Staaten im Jahre 1963 173000 Tonnen Blei die Luft verseuchten (Kehoe, 1964). K. Horiuchi (1959) erwähnt Korrelationen zwischen dem Bleigehalt der Luft und der Verkehrsdichte: In Osaka-City schwankt der Bleigehalt zwischen 4,5 γ Pb/m³ in Wohngegenden und 36,4 γ Pb/m³ in Hauptstrassen. In Amerika sind etwas niedrigere Werte (Kehoe, 1965) und in Europa bedeutend kleinere Pb-Mengen gefunden worden. Der Pb-Gehalt ist von Verkehrsdichte, Windrichtung und anderen meteorologischen Bedingungen, Jahreszeit, Tagesstunde usw., abhängig (Kehoe, 1965). Seit der Verbleiung des Benzins und infolge der vermehrten technischen Verwendung von Blei nimmt der Gehalt der Luft an Blei ständig zu. Im Sedimentstaub schweizerischer städtischer Strassen fanden sich im Juli

1948, 14 Monate nach der Zulassung gebleiten Autobenzins, bis zu hundertfach höhere Bleigehalte vor.

Später ist der Mittelwert des Pb-Gehaltes im Zürcher Strassenstaub folgendermassen gestiegen (Werte in $^0/_{00}$):

	1948	1955	1960
Juli	September	Juni	Schätzung
0,52	0,85	2,06	2,50

Die Erhöhung des Pb-Gehaltes erfolgt annähernd proportional dem zunehmenden Verkehr (Mitteilungen aus dem Gebiete der Lebensmittel-untersuchung und Hygiene, 1961).

Kaye und Reznikoff (1947) fanden seit der Verbleiung des Benzins einen Anstieg von rund 50% im Pb-Gehalt der Luft in der Stadt New York. Im Jahre 1924 war der Pb-Gehalt im Staub 0,119% (Mittelwert), während im Jahre 1934 der Gehalt auf 0,176% anstieg.

Schroeder und Balassa (1961) fanden durch Analysen der verschiedenen Teile älterer Bäume einen Anstieg des Pb-Gehaltes in der Biosphäre in den letzten 30 Jahren.

Analysen einer Ulme

		μg Pb/g
Zentrum	(während der Jahre 1865–1870 gewachsen)	–0,16
Mittlerer Teil	(während der Jahre 1900–1910 gewachsen)	–0,12
Äusserer Teil	(während der Jahre 1940–1947 gewachsen)	–0,33
Neuer Teil	(während der Jahre 1956–1959 gewachsen)	–0,74
Borke und Kambium		–3,90

Nach Schroeder und Balassa sind diese Analysen für den Bleigehalt massgebend, da die Zirkulation im Holz älterer Bäume sehr gering ist.

In den nächsten Abschnitten soll auf die Wirkungen der vermehrten Bleiverwendung näher eingegangen werden.

1.4 Die physiologische Wirkung des Bleis

Den physiologischen Wirkungen des Bleis müssen seine chemischen und physikalisch-chemischen Eigenschaften zugrunde liegen:

a) Blei kann im zweiwertigen und gelegentlich im vierwertigen Zustand auftreten.

b) Das zweiwertige Blei hat einen ziemlich basischen Charakter, welcher die Existenz vieler stabiler Oxysalze erlaubt.

c) Blei bildet viele schwach lösliche Verbindungen.

d) Der Ionenradius (Pb^{2+} = 1,2 Å) steht nahe demjenigen des zellphysiologisch wichtigen K^+ (1,3 Å), so dass Blei K^+ verdrängen und z. B. auch in Silikatkristalle (Tonmineralien) in kleinen Mengen eintreten kann. Es ist bis jetzt allerdings nicht gelungen, die beobachteten physiologischen Wirkungen des Bleis auf eine oder mehrere seiner chemischen Eigenschaften zurückzuführen.

1.4.1 Zellphysiologische Wirkungen

Im allgemeinen wirken Bleiionen als enzymblockierende Elemente, stören das Gleichgewicht der Elektrolyte und blockieren die Zellteilungen (Bersin, 1958). Edelhoch (1958) fand, dass bei der Wirkung des Bleis auf die Pepsinaktivität die Blockierung von Karboxylgruppen eine wichtige Rolle spielt. Nach Afonova (1958) ist bei chronischen Bleivergiftungen eine Verminderung der reaktiven Gruppen des Serumproteins festzustellen. Sie fand eine Abnahme von

16,3–42,6 % (Mittelwert –30 %) der reaktiven NH_2-Gruppen,
14,3–42,9 % (Mittelwert –27,7 %) der reaktiven COOH-Gruppen,
11,6–43,8 % (Mittelwert –29,3 %) der reaktiven SH-Gruppen.

Bersin (1958) weist darauf hin, dass in Anwesenheit von Bleiionen die verfügbare Acetyl-Coenzym-A-Menge abnimmt.

Nach Rasmussen und Henry (1963) wird der Gehalt an organischen Säuren in Pb-gefütterten Wurzeln herabgesetzt, und zwar parallel der äusseren Pb-Konzentration.

Bei chronischen Bleivergiftungen fanden Rondanelli et al. (1958) eine mitostatische Wirkung in der Metaphase von Erythrocyten. Bei hohen Bleidosen tritt noch ein karyostatischer Effekt ein.

Nach Huffaker und Wallace (1959) hemmt das Blei die Dunkelfixierung von CO_2 in Gewebehomogenaten von Citruspflanzen.

1.4.2 Keimungs- und Wachstumshemmung bei Pflanzen

Nach Lundegårdh et al. (1930) treten die ersten Hemmungszeichen bei der Keimung von Getreide schon bei 0,0001 N auf, während eine letale Wirkung erst bei 0,1 N zu beobachten ist. Nährlösungskulturen ergaben eine Giftwirkung bei Hafer erst bei einem Gehalt von 0,02 % Blei ($\sim 7 \times 10^{-4}$ M/1 Pb $[NO_3]_2$) (Lundegårdh, 1927.)

Dilling (1926) fand eine steigende Hemmung der Keimung von Bohnen mit dem Anstieg der äusseren Konzentration. Auch das folgende Wachstum wird gehemmt.

1.4.3 Einfluss auf die Aufnahme von Mikronährstoffen

Filipović et al. (1959) fanden, dass der während des Sommers zunehmende Pb-Gehalt im Gras von einer Abnahme des Gehaltes an Mikronährstoffen (Cu, Zn, Ni und Co) begleitet ist. Es scheint, dass Blei die Absorption der Mikronährstoffe hemmt.

1.4.4 Die Wirkung auf die Bodenflora

Lipman et al. (1914) behaupten, dass das Blei keine toxische Wirkung auf die Bodenflora hat. Dieser Aussage widersprechen allerdings die Resultate ihrer Versuche: die Ammonifikation im Boden wird gehemmt, die Nitrifikation bei niederen Konzentrationen stimuliert.

Auf weitere Befunde früherer Autoren soll erst weiter unten eingegangen werden.

1.5 Bleiaufnahme und Bleivergiftung

Über die Pflanzen sind in der Literatur nur wenige Angaben vorhanden. *Bleianalysen*: Riebartsch (1964) fand einen Anstieg im Pb-Gehalt der oberirdischen Pflanzenteile (Gras) mit zunehmendem Verkehr. Ähnliche Ergebnisse bekam auch H. Cannon (1962), welche noch den Effekt der Windrichtung analysierte. Riebartsch (1964) hat die bleihaltigen Grasproben gewaschen und fand, dass dabei der Bleigehalt stark abnahm. Weitere Pflanzenanalysen wurden durch Scheltinga (1955), Jecklin (1956), Stewart und Allcroft (1956), Prince (1957), Warren und Delavault (1960) und Hammond und Aronson (1964) durchgeführt. *Bleiaufnahme*: Hevesy (1926) fand bei *Vicia faba* einen Anstieg sowohl des absorbierten als auch des translozierten Bleis (Th B) mit dem Anstieg der äusseren Konzentration. Keaton (1937) fand bei Gerstenpflanzen keinen konstanten Anstieg der Aufnahme und erhielt viel geringere Translokation als Hevesy.

Mangel- und Toxizitätserscheinungen nach Zufuhr von Blei wurden in verschiedenen Pflanzen durch Nobbe et al. (1884), Stutzer (1914), Griffith (1919), Blair Bell et al. (1926), Lundegårdh (1927) und Rasmussen et al. (1963) gefunden. Ausserordentlich bleiresistente Populationen von *Agrostis tenuis* wurden durch Bradshaw (1952), Jowett (1958, 1959) und Gregory et al. (1965) gefunden wie auch Populationen von *Festuca ovina* durch Wilkins (1957) und von *Calamagrostis epigeios* durch Sarosiek (1959).

Vegetationsschäden durch den Verkehr beschreiben manche Autoren. Lötschert (1951) berichtet über ein frühes Welken von Kastanienbäumen neben Autostrassen. Seiner Meinung nach werden die wichtigen Blattfunktionen, Assimilation und Transpiration, durch den Staubfilm,

der die Blätter bedeckt, blockiert. Primault (1958) erklärt die grossen Schäden der Kastanienbäume des Alpenquais in Zürich und die Nekrosen an Platanen- und Lindenbäumen durch thermische Inversion. Zwischen der kalten und feuchten Schicht über dem Boden und der warmen und trockenen Schicht, die sich darüber befindet, entstehen oft grosse Temperaturunterschiede. In dieser Zone werden die Gase der Industrie und des Verkehrs hauptsächlich akkumuliert. Rordorf (1950) beschreibt ähnliche Schäden an *Aesculus hippocastanum* im Tessin. Die Blätter sterben ab, nachdem Nekrosen an ihrem Rand und ihrer Spitze entstehen. An der Zürich-Winterthur-Strasse haben auch wir Schäden an Fichtenbäumen *(Picea excelsa)* beobachtet. Diese tragen nur jüngere Nadeln, während die älteren, hauptsächlich an den unteren Ästen, relativ früh absterben.

Bei Tieren sind die Bleivergiftungen durch Weiden in Gegenden mit hohen Bleimengen verursacht, wie z. B. neben Fabriken, über Gestein, dessen Pb-Gehalt besonders hoch ist, und neben Autostrassen. Blaxter und Allcroft (1950) und Stewart und Allcroft (1956) fanden mehrere Viehvergiftungen durch Weiden in verseuchten Gegenden. Sie bezeichnen als hohe Pb-Werte in der Vegetation –100 mg Pb/kg Trockengewicht, während der normale Gehalt 2–3 mg Pb/kg Trockengewicht beträgt. In diesen Gegenden sterben hauptsächlich die Kälber aus; der Grund hierfür ist meistens eine chronische Bleivergiftung (Stewart und Allcroft, 1956). Nur in extremen Fällen weist auch die Milch hohe Bleiwerte auf, allerdings steigt meistens der Pb-Gehalt des Jungviehs durch verseuchtes Futter und nicht durch bleihaltige Milch. Fedorov (1961) beschreibt eine grosse Viehvergiftung durch verseuchte Zuckerrüben. Auch Hammond und Aronson (1964) berichten über eine Vieh- und Pferdevergiftung in der Nähe eines Bleiwerkes. Sie fanden noch in einer Entfernung von einer Meile vom Werk 148–284 p.p.m. Pb im Gras. Sie erwähnen aber auch Vergiftungen durch Weiden neben Hauptstrassen mit dichtem Verkehr.

Bei Menschen sind Intoxikationen meistens ein Resultat einer peroralen Vergiftung während der Arbeit, aber oft auch ein Resultat der Luftverseuchung, welche eine latente Inhalationsvergiftung verursacht. Die letztere ist gefährlicher, da das Blei hier in denselben Quantitäten 50–100mal toxischer wirkt (Fatzer, 1961).

1.6 Problemstellung

In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, folgendes aufzuklären:

1.6.1.1 Den Einfluss der Entfernung von der Strasse auf den Pb-Gehalt der Pflanzen in der Nähe von Zürich.

1.6.1.2 Den Effekt der Windrichtung auf die vorhandenen Pb-Mengen.

1.6.1.3 Die Abwaschbarkeit des Bleis von der Blattoberfläche.

1.6.2 Die Absorption und Translokation von ^{210}Pb mittels Wurzel- und Blattfütterung.

1.6.3 Toxizitätserscheinungen und -grenzen bei *Phaseolus vulgaris* und bei *Hordeum vulgare* bei steigenden Pb-Konzentrationen.

2. Methodik

2.1 Bleigehalt von Freilandpflanzen

2.1.1 Pflanzenmaterial

Das Pflanzenmaterial, welches aus Gerste *(Hordeum vulgare)*, Weizen *(Triticum aestivum)*, Weidegras und Fichten *(Picea excelsa)* bestand, wurde am Rand der Autostrasse Zürich–Winterthur entnommen. Die Pflanzenproben von *Hedera helix*, *Cornus mas* und *Forsythia intermedia* wurden an der Kreuzung Rämistrasse/Zürichbergstrasse (Zürich) gesammelt. Die genauen Zeit- und Ortsangaben finden sich bei den einzelnen Versuchen.

2.1.2 Probenentnahme

2.1.2.1 Es wurde Pflanzenmaterial in zunehmender Entfernung von der Zürich-Winterthur-Strasse entnommen. Die Getreidepflanzen wurden in Stengel, Blätter und Ähren geteilt und separat analysiert. Die Grasproben, welche gemischtes oberirdisches Pflanzenmaterial enthielten, wurden einer Fläche, die 40×40 cm betrug, entnommen.

2.1.2.2 Bei den Fichten wurden die Nadeln verschiedener Altersstufen analysiert.

2.1.2.3 Von den Zierpflanzen am Rand der Rämistrasse wurden nur Blätter gesammelt.

2.1.3 Veraschung und Pb-Bestimmung

Das Pflanzenmaterial wurde über Nacht im Trockenschrank (bei 90°) getrocknet. Proben von 1 g (Trockengewicht) wurden durch nasse Veraschung aufgeschlossen. Der Aufschluss wurde folgendermassen erhalten: Die Proben wurden mit 50 ml konz. HNO_3 (mit Dithizon geprüft) in Kjeldahlgefässen gekocht, dann wurden dreimal alternierend 10 ml konz. H_2O_2 und 10 ml konz. HNO_3 zugesetzt und jeweils wieder aufgekocht. Am Ende wurde die Salpetersäure durch zweimalige Zugabe von je 50 ml destilliertem Wasser abgedampft und der erhaltene Aufschluss in einen 25-ml-Messkolben übertragen. Zum Aufschluss wurde konz. NH_4OH bis

zum Umschlagspunkt von Methylblau (Rot auf Gelb) zugegeben. Danach wurden ein paar Tropfen Zitronensäure als Komplexbildner zugesetzt und das Volumen mit destilliertem Wasser auf 25 ml aufgefüllt. Die Zugabe eines Komplexbildners erwies sich als unumgänglich für die Bestimmung. Es besteht eine gute Linearität zwischen dem Bleigehalt der Lösung und der Ablesung des Messgerätes. Der Bleigehalt wurde mittels Flammen-Absorptionsspektrophotometrie (Perkin-Elmer-Modell 303) bestimmt. Die relative Nachweisgrenze für Blei beträgt 0,15 p.p.m. Alle flammenphotometrischen Bestimmungen wurden vom Gerichtsmedizinischen Institut der Universität Zürich ausgeführt. Dem Direktor des Institutes, Herrn Prof. Dr. F. Schwarz, und dem Direktor des chemischen Laboratoriums, Dr. H. Brandenberger, sei auch an dieser Stelle für ihre grosszügige Hilfe bestens gedankt.

2.2 Fütterungsversuche mit $^{210}Pb(NO_3)_2$

2.2.1 Das radioaktive Blei

Das radioaktive Blei-210 (= Ra D) wurde vom Radiochemical Centre Amersham bezogen. Die Probe enthielt Pb als radioaktives $Pb(NO_3)_2$ in 2,5N HNO_3. Für die Versuche wurde die Lösung mit Na_2CO_3 auf pH 5,5 eingestellt. Das radioaktive Blei-210 entsteht durch eine lange Zerfallsreihe aus Uran-238. Die weitere Zerfallsreihe vom Blei-210 geht über Bi- und Po-210 zum stabilen ^{206}Pb.

Element	Halbwerts-zeit	α (MeV)	β (MeV)	γ (MeV)
Pb-210 (Ra D)	21 Jahre	–	0,017–85 % 0,063–15 %	0,047~5 %
Bi-210 (Ra E)	5 Tage	–	1,170~100 %	
Po-210 (Ra F)	138 Tage	5,305~100 %		

Da die Energie der β-Strahlen (0,017 MeV) und der γ-Strahlen (0,047 MeV), welche beim Zerfall von ^{210}Pb entstehen, niedrig ist, wird die 1,17-MeV-β-Strahlung des Bi-210 (Tochterprodukt) gemessen. Das Gleichgewicht zwischen ^{210}Pb und seinen Zerfallsprodukten (^{210}Bi und ^{210}Po) wird etwa einen Monat nach ihrer letzten Trennung erzielt. Die Aktivität in den Veraschungsschälchen wurde mittels Proportionalzähler Frieseke und Höpfner gemessen.

2.2.2 Pflanzenmaterial

Die Samen von *Hordeum vulgare* («Union») wurden über Nacht gequollen und anschliessend in einer 1 : 1 verdünnten, gut durchlüfteten Hoaglandlösung angezogen. Die 8 Tage alten Pflanzen hatten bei Versuchsbeginn neben der Koleoptile ein ausgewachsenes Laubblatt. Samen von *Phaseolus vulgaris* wurden 8 Tage in Sägemehl gekeimt und anschliessend in einer 1 : 1 verdünnten, gut durchlüfteten Hoaglandlösung aufgezogen. Bei Versuchsbeginn waren die Pflanzen 17 Tage alt; ihr erstes trifoliates Blatt war dann voll entfaltet.

2.2.3 Fütterung

Die Versuche wurden in einem Tageslichtklimaraum durchgeführt. Die Lufttemperatur betrug 20–22°. Die Pflanzen wurden in Fütterungsgefässe, welche 1 : 1 verdünnte Hoaglandlösung mit $Pb(NO_3)_2$, Zitronensäure (als Komplexbildner) in der entsprechenden Konzentration und $^{210}Pb(NO_3)_2$ als Tracer enthielten, übertragen. Die Fütterungskonzentrationen und -perioden variierten von Versuch zu Versuch, sowohl bei Wurzel- als auch bei Blattfütterungen, und sind bei den einzelnen Versuchen angegeben.

2.2.4 Aufnahme und Translokation

2.2.4.1 Autoradiographie

Nach der Fütterungsperiode wurden die Pflanzen in einen Metallrahmen gelegt und mittels flüssiger Luft fixiert. In diesem Zustand wurden sie auf Röntgenfilmen (Agfa Radiolix blau) 4–5 Tage bei —20° exponiert. Die Röntgenfilme wurden mit einer 1prozentigen Kollodiumlösung (10 g Kollodium, 330 ml Äthanol 96% und 660 ml Äther) überzogen, um Wasserflecke zu vermeiden. Später wurden die Pflanzen während der Exposition gefriergetrocknet. Vor der Entwicklung wurde sowohl die Pflanze als auch der Kollodiumüberzug entfernt, der letzte mit einer 1 : 2 Äthanol/Äther-Lösung. Die Filme wurden 3 Minuten entwickelt, in einem 2prozentigen Essigsäurebad (10 Sekunden) gespült, 6 Minuten fixiert und danach 2–3 Stunden gewässert.

2.2.4.2 Analyse der verschiedenen Pflanzenteile

Wurzelfütterung: Nach der Fütterungsperiode wurden die Wurzeln eine Minute in destilliertem Wasser gespült, dann eine halbe Stunde in eine 2-mM-$CaCl_2$-Lösung getaucht und wieder eine Minute mit destilliertem Wasser gespült. Die Bohnenpflanzen wurden in Wurzeln, Stengel und Blätter getrennt, während die Gerstenpflanzen in Wurzeln, Samen, Kole-

optilzone (Koleoptile + Basis der eingeschlossenen Blätter) und Blätter zerlegt wurden. Das Pflanzenmaterial wurde in Filtrierpapier eingepackt und in Veraschungsschälchen über Nacht bei etwa 450° verascht. Die Asche wurde in 1 ml 0,5% HCl-Lösung aufgelöst, dann ein Tropfen Detergens (um gleichmässige Verteilung des Materials zu erreichen) zugesetzt und darauf die Lösung getrocknet.

Blattfütterung: Bei den Gerstenpflanzen wurde ein Tropfen $^{210}Pb(NO_3)_2$-Lösung auf das behandelte Blatt appliziert. Nach der Fütterungszeit wurden die Pflanzen in Wurzeln, gefütterten Blatteil und Rest des Blattes geteilt, verascht und gezählt. Auch die Aktivität der Nährlösung, in der sich die Pflanzen befanden, wurde zur Kontrolle untersucht. Bei den Bohnenpflanzen wurden die ältesten Blätter mit 3 konzentrischen Kreisen im Radius von 1, 2 und 3 cm markiert. Im Zentrum wurde die aktive Lösung appliziert und nach der entsprechenden Fütterungszeit die verschiedenen Ringe verascht.

2.2.4.3 Mikroautoradiographie

Es wurde die Gefriersubstitution benutzt, um Gewebepräparate ohne Herauswaschung wasserlöslicher Substanzen zu erhalten.

Entwässerung und Fixierung: Die Gewebeproben wurden unmittelbar nach der Ernte in n-Pentan (—120°) getaucht. Dieses rasche Einfrieren stoppt alle Stoffverschiebungen und verhindert auch die Eiskristallbildung. Die Gewebe wurden dreimal 24 Stunden in abs. Alkohol bei —70° entwässert, im letzten Alkoholbad auf Zimmertemperatur aufgetaut (während 2 Stunden), in ein 1:1-Gemisch abs. Alkohol/Esterwachs (BDH 1960) übergeführt und über Nacht im Wärmeschrank (50°) stehen gelassen. Danach wurden ein 24stündiges Esterwachsbad und die Einbettung durchgeführt.

Radiographie: Die Emulsion (Gaevert 7.15) wurde auf gereinigte Objektträger aufgetragen und über Nacht getrocknet. 10 μ dicke Schnitte wurden auf Teflonblätter geordnet, die Objektträger aufgelegt, leicht aufgedrückt und unter Vakuum 48 Stunden exponiert. Die Schnitte wurden auf der Emulsion durch Eintauchen in eine Zellulose-Acetat-Lösung während 20 Sekunden befestigt. Das Esterwachs wurde mittels zweier Xylolbäder (je 5 Minuten) entfernt. Es folgte eine absteigende Alkoholreihe (100%, 95%, 70%, 35%) vor der Wässerung. Die Filme wurden mit Kodak D-19b (5 Minuten) entwickelt, zweimal 10 Sekunden gewässert, mit Unifix Nr. 1 (10 Minuten) fixiert, 30 Minuten in fliessendem Wasser gewässert und zuletzt mit Aqua destillata (um Kalkflecke zu vermeiden) gespült. Dann wurden die Präparate in einer aufsteigenden Alkoholreihe (35%, 70%, 95%, 100%) getrocknet und in Euparal eingeschlossen.

2.3 Fütterungsversuche mit $Pb(NO_3)_2$

2.3.1 Pflanzenmaterial

Die Samen von *Hordeum vulgare* («Union») und *Phaseolus vulgaris* wurden gleich behandelt, wie schon in Abschnitt 2.2.2 beschrieben worden ist. Bei Versuchsbeginn waren die Gerstenpflanzen 3 Wochen alt, während das Alter der Bohnenpflanzen 4 Wochen betrug.

2.3.2 Fütterung

Die Pflanzen wurden mit steigender Konzentration von $Pb(NO_3)_2$ in 1 : 1 verdünnter, gut durchlüfteter Hoaglandlösung gefüttert. Als Komplexbildner wurde Zitronensäure in der entsprechenden Konzentration zugesetzt, danach das pH mittels Na_2CO_3 auf 5,5 eingestellt. Durch ständigen Zusatz von destilliertem Wasser wurde das Volumen während der ganzen Versuchszeit konstantgehalten. Die Fütterung wurde im Gewächshaus durchgeführt, die Fütterungszeit betrug 4 Wochen.

2.3.3 Mangelerscheinungen

Beim Auftreten von Mangel- oder Toxizitätserscheinungen wurden die Pflanzen photographiert. Beim Abbruch des Versuches wurde das Trockengewicht bestimmt.

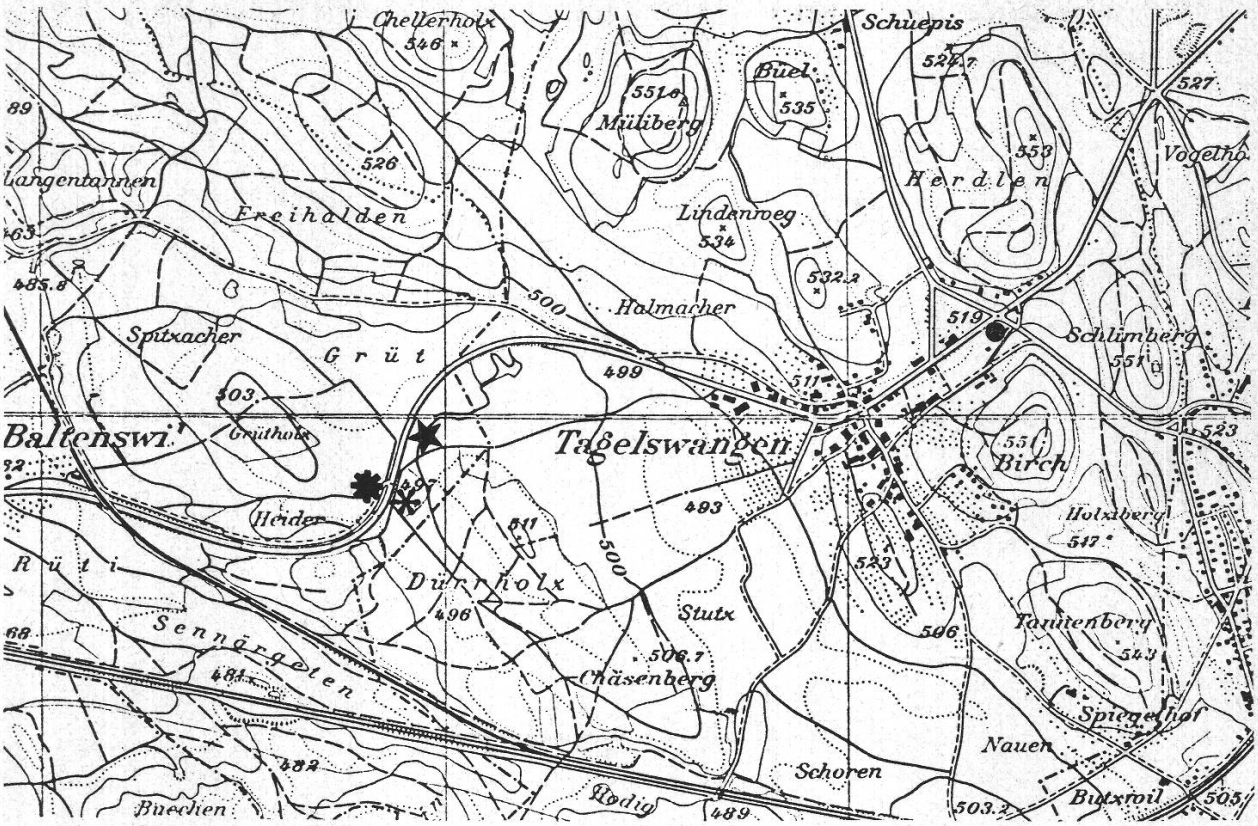
3. Ergebnisse

3.1 Bleigehalt von Freilandpflanzen

Es wurde eine Reihe von Analysen durchgeführt, um den Einfluss der Entfernung von der Strasse und der Windrichtung auf den Bleigehalt zu bestimmen.

3.1.1 Zunächst wurde das Pflanzenmaterial direkt nach der Entnahme, d.h. unabgewaschen untersucht. Die Proben wurden am 17. Juni 1965 an der Zürich-Winterthur-Strasse zwischen Baltenswil und Tagelswangen in der Nähe des Punktes 497 (Landeskarte der Schweiz 1 : 25000) entnommen (Lage in Fig. 1 eingezeichnet). Der Verlauf der Strasse ist dort annähernd Nord–Süd. Westlich der Strasse befand sich ein Weizenfeld, östlich ein Gerstenfeld. Die gefundenen Bleimengen sind in Figur 2 und Tabelle 1 dargestellt.

Der Pb-Gehalt im östlichen Feld (Gerstenfeld) ist höher als derjenige im westlichen (Weizenfeld), anscheinend wegen der Hauptwindrichtung, welche von West nach Ost verläuft. Im westlichen Feld ist eine unregel-



* Gerstenfeld
* Weizenfeld
* Weidegras
* Fichte

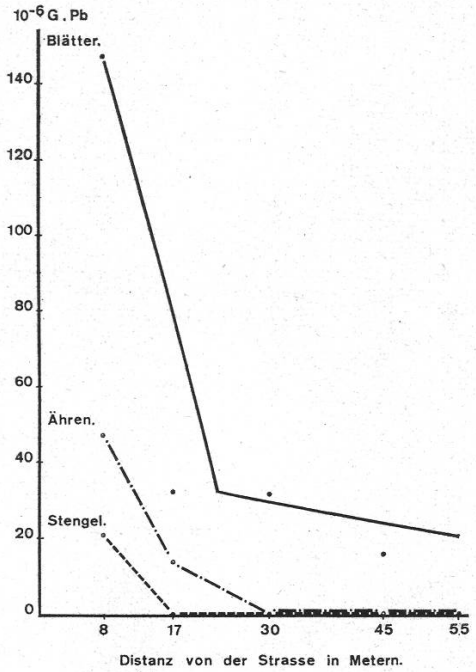
Figur 1

Landeskarte der Schweiz 1 : 25000

mässige Bleiverteilung zu finden, welche keineswegs der Distanz entspricht. Im östlichen Feld (Gerstenfeld) ist eine ausgesprochene Abhängigkeit des Pb-Gehaltes von der Entfernung von der Strasse festzustellen. Den höchsten Bleigehalt weisen die Blätter auf, dies ist verständlich, da ihre relative Oberfläche am grössten ist.

3.1.2 Am 7. September 1965 wurden Grasproben in verschiedenen Entfernungen von der Ostseite der Zürich-Winterthur-Strasse zwischen Baltenswil und Tagelswangen etwa 300 Meter vom Punkt 497 in Richtung Winterthur entnommen. Die Grasproben wurden mit Leitungswasser während 5, 30 und 360 Minuten abgespült, um die Abwaschbarkeit des

Bleis zu bestimmen. In den Figuren 3 und 4 sind die erhaltenen Pb-Werte zusammengefasst.



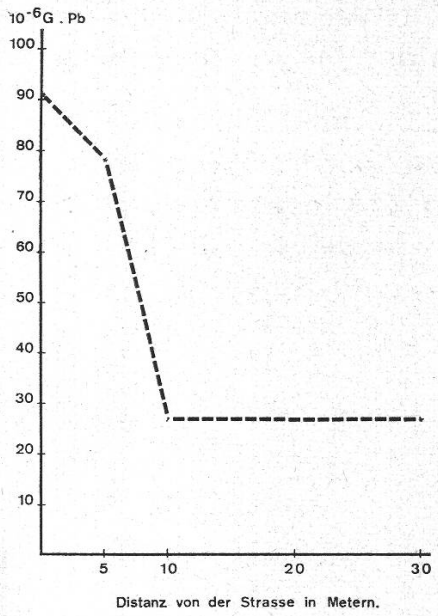
Figur 2

Pb-Gehalt von Gerstenpflanzen in Abhängigkeit von der Entfernung von der Strasse (östlich gelegenes Feld)

Tabelle 1

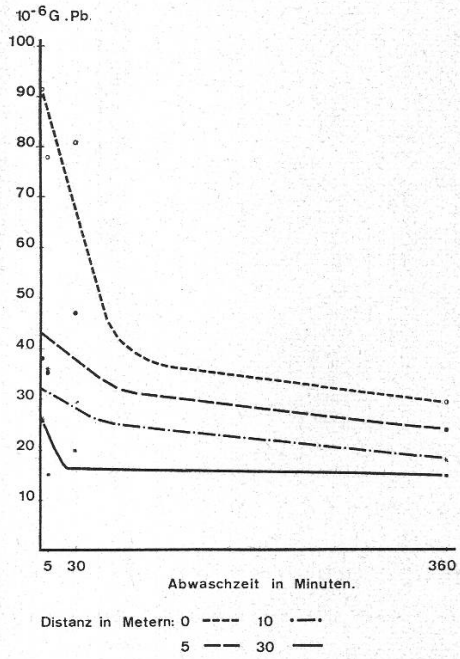
Pb-Gehalt der Pflanzenteile in Abhängigkeit von der Entfernung von der Strasse. Weizenfeld westlich der Strasse

Entfernung von der Strasse in Metern	Pflanzenteil	Pb/g Tgw. (in 10^{-6} g)
11	Stengel	0
11	Blätter	20
11	Ähren	0
21	Stengel	9
21	Blätter	10
21	Ähren	11
31	Stengel	0
31	Blätter	10
31	Ähren	0
41	Stengel	5
41	Blätter	22
41	Ähren	6



Figur 3

Bleigehalt von Grasproben aus verschiedener Entfernung von der Strasse



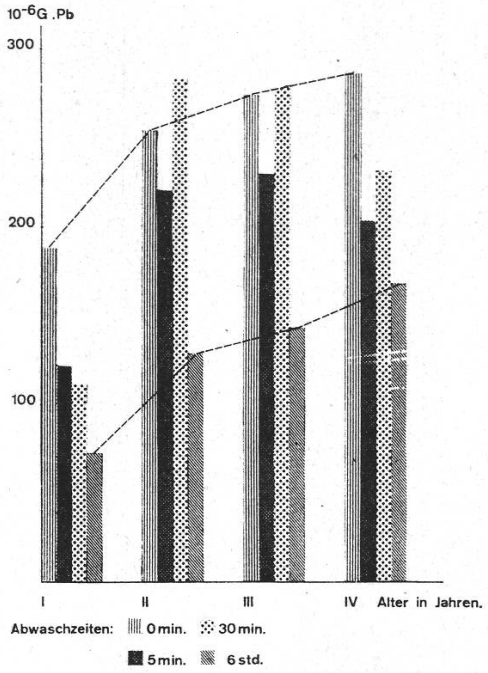
Figur 4

Pb-Gehalt von Grasproben aus verschiedener Entfernung von der Strasse in Abhängigkeit von der Abwaschzeit

Auch hier (Fig. 3) ist ein steiler Abfall des Bleigehaltes mit zunehmender Entfernung von der Strasse zu beobachten. Bei hohen Bleiwerten genügt schon eine kurze Abwaschzeit, um einen nennenswerten Teil des Bleis abzuspülen, während bei tieferen Werten erst eine längere Abwaschzeit einen deutlichen Effekt erzeugt. Bei dem hohen Bleiwert am Rand der Strasse sinkt der Pb-Gehalt durch sechsstündiges Abwaschen auf ein Drittel des Anfangswertes, bei den niedrigen Werten ist die Abnahme geringer. Unter der Annahme, dass das Blei, welches sich nach 6 Stunden Abwaschen noch nachweisen lässt, sich im Blattgewebe befindet, müsste man aus dem annähernd gleichen Pb-Gehalt der abgewaschenen Proben

aus verschiedener Entfernung von der Strasse schliessen, dass die Bleiaufnahme bis zu einem Sättigungswert erfolgt.

3.1.3 Am 7. September 1965 wurden Zweige von *Picea excelsa* an der Strasse Zürich–Winterthur bei der Abzweigung nach Effretikon am Punkt 519 gesammelt. Die Nadeln wurden nach dem Alter sortiert und jede Altersstufe mit 3 verschiedenen Abwaschzeiten behandelt. Die erhaltenen Pb-Werte sind in Figur 5 dargestellt.



Figur 5

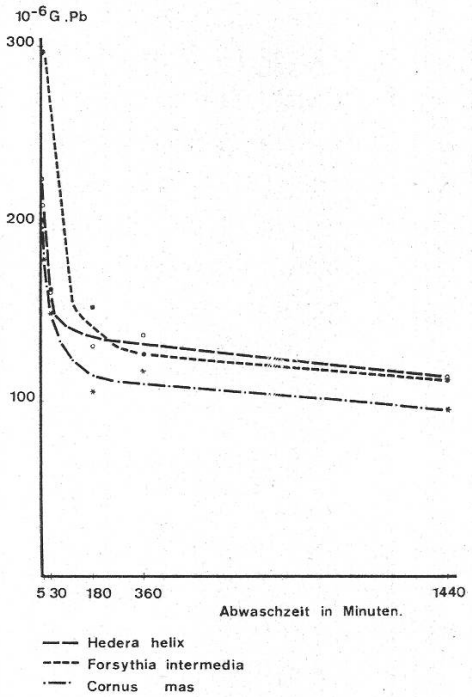
Pb-Gehalt in Fichtennadeln in Abhängigkeit vom Alter der Nadeln und von der Abwaschzeit

Die gefundenen Pb-Mengen in Fichtennadeln an vom Strassenverkehr entfernten Orten (Pfannenstiel) liegen annähernd an der Erfassungsgrenze des Messgerätes.

Wie die Ergebnisse zeigen, scheint in bezug auf die Bleibeladung der Nadeln ein Sättigungspunkt vorhanden zu sein. Es scheint, dass diese Sättigung schon bei dreijährigen Nadeln praktisch erreicht wird. Bei kurzen Zeiten scheint der Effekt des Waschens variabel zu sein. In sechsstündiger Abwaschzeit sinkt der Pb-Gehalt der Nadeln auf 40–60 % vom Anfangsgehalt, d.h. dass ungefähr die Hälfte des Bleis nur schwach auf der Oberfläche haftet, während die andere Hälfte wahrscheinlich absorbiert worden ist. Die absolute abwaschbare Pb-Menge ist bei sechsstündigem Abspülen in allen Altersstufen ungefähr die gleiche (118–130 10^{-6} g Pb/g Tgw.). Diese Beobachtung lässt sich vermutlich in folgender Weise erklären: die relative Oberfläche (Oberfläche/g Tgw.) ist unab-

hängig vom Alter, daher ist die abwaschbare Staubschicht schon nach kurzer Exposition konstant, weil sie aus mechanischen Gründen nicht dicker werden kann.

3.1.4 Am 15. Oktober 1965 wurden Zweige von *Hedera helix*, *Forsythia intermedia* und *Cornus mas* an der Kreuzung Rämistrasse/Zürichbergstrasse gesammelt. Die Blätter wurden 5, 30 Minuten, 3, 6 und 24 Stunden mit Leitungswasser abgespült. Die von den Blättern zurückgehaltenen Bleimengen (in 10^{-6} g Pb/g Tgw.) sind in Figur 6 zusammengefasst.



Figur 6

Abwaschbarkeit des Bleis von Laubblättern in Abhängigkeit von der Abwaschzeit

Auch hier wurden 50 % des anfänglich vorhandenen Bleis abgespült, und zwar zum grössten Teil innerhalb von 3 Stunden. Die Anfangsgehalte der Blätter an Blei entsprechen annähernd ihrer relativen Oberfläche (*Forsythia intermedia* 140, *Hedera helix* 97 und *Cornus mas* 79 cm^2/g Tgw., Oberfläche einseitig gemessen), während nach 24stündigem Abwaschen die Bleiwerte fast nur noch eine Funktion des Gewichtes darstellen. Daraus lässt sich schliessen, dass das nach dem Abwaschen noch vorhandene Blei sich im Blattinneren befindet.

3.2 Fütterungsversuche mit $^{210}Pb(NO_3)_2$

3.2.1 Autoradiographie

Diese Methode wurde benutzt, um photographische Dokumente über die Aufnahme und Verteilung von Blei zu erhalten. Es wurden Pflanzen

radiographiert, welche bezüglich Fütterungszeit und -konzentration verschieden behandelt worden waren. Die genauen Angaben finden sich bei den einzelnen Radiographien.

3.2.1.1 Wurzelfütterung

In Versuch 16B wurden Gerstenpflanzen radiographiert, welche 6, 12, 24, 48, 72 und 96 Stunden mit einer 10^{-3}M $^{210}Pb(NO_3)_2$-Lösung gefüttert worden waren.

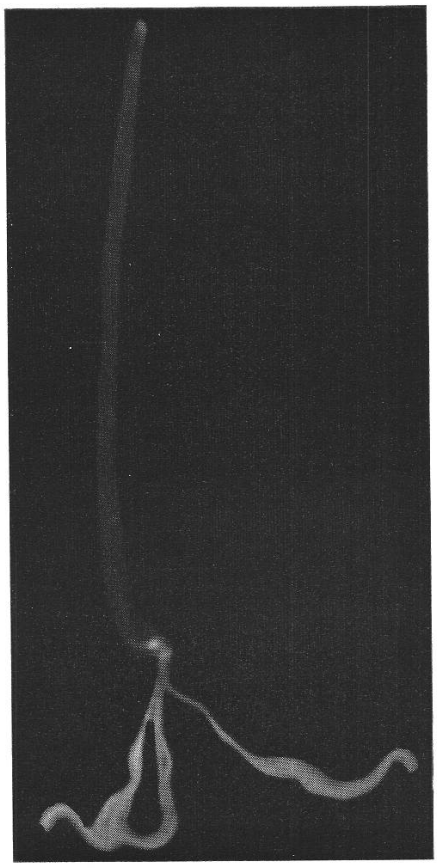
Die Aktivität konzentrierte sich in den Wurzeln. Die Blätter wiesen eine viel schwächere Aktivität auf, die sich mit der Zeit verstärkte. Das gleiche Resultat wurde in Versuch 20A erzielt. Bei diesem wurden Gerstenpflanzen in 3 Konzentrationen (10^{-5}, 10^{-3} und 10^{-1}M $^{210}Pb(NO_3)_2$-Lösung) und bei 4 Fütterungszeiten (6, 24, 96 und 192 Stunden) behandelt. Pb^{2+}-Ionen werden somit von der Wurzel absorbiert, gelangen aber nur in geringen Mengen in den Spross. Bei Gerstenpflanzen scheint die Akkumulation von Blei in der Blattspitze lokalisiert zu sein.

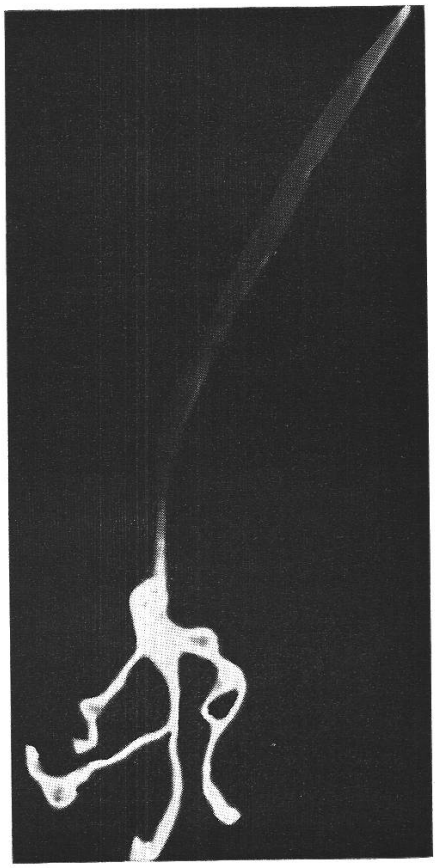
3.2.1.2 Blattfütterung

In Versuch 18B wurden Gerstenblätter 6, 12, 24, 48, 72 und 96 Stunden mit aktiver $Pb(NO_3)_2$-Lösung gefüttert. Das Ziel des Versuches war, die Möglichkeit einer Bleiaufnahme und eines Transportes durch die Blätter zu untersuchen. Bei keiner Fütterungszeit ist eine Translokation in basaler Richtung sichtbar, hingegen ist schon nach 12stündiger Applikation eindeutig ein Transport in apikaler Richtung zu sehen. Das Verteilungsbild kann kein Artefakt sein, da das Pflanzenmaterial gefriergetrocknet wurde. Der ausschliessliche Transport in apikaler Richtung deutet darauf hin, dass das Blei nur mit dem Transpirationsstrom verfrachtet wird. Versuch 21 ergab im Prinzip das gleiche Resultat, die Fütterungsstelle befand sich unmittelbar oberhalb der Koleoptilzone. Da bei diesen Blattfütterungsversuchen ein deutlicher apikaler Transport nachzuweisen war, der bei den Wurzelfütterungen viel geringer war, lässt sich vermuten, dass am Wurzelhals eine Blockierung des Pb-Transports bei Wurzelfütterung erfolgt.

In Versuch 19 wurde $^{210}Pb(NO_3)_2$-Lösung auf die Mitte der ältesten Blätter von 25 Tage alten Bohnenpflanzen appliziert. Die Fütterungszeit betrug 48 und 96 Stunden. Hier wurde überhaupt keine Translokation beobachtet, wie auch aus der Abbildung 5 ersichtlich ist.

Tafel I





Abbildungen 1 und 2

Versuch 20A. Wurzelfütterung von Gerstenpflanzen
Links nach 24stündiger, rechts nach 96stündiger Fütterung. Die Fütterungskonzentration war 10^{-5}M $^{210}Pb(NO_3)_2$

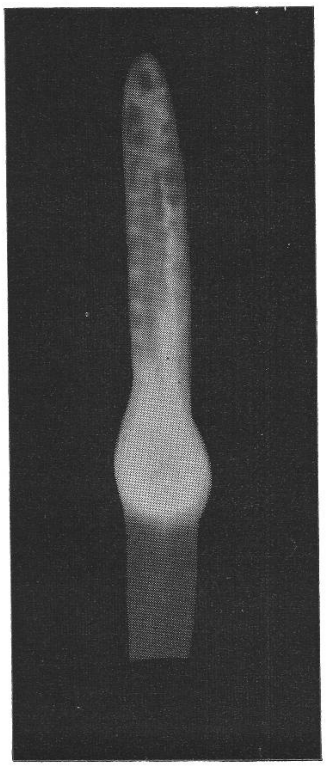


Abbildung 3

Versuch 18B. Gerstenblatt nach 24stündiger Fütterungszeit

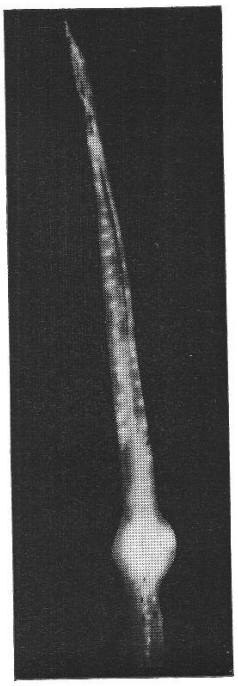


Abbildung 4

Versuch 21. Gerstenblatt nach 96-stündiger Fütterungszeit

Tafel II

Abbildung 5

Versuch 19. Blatt von *Phaseolus vulgaris* nach 96stündiger Fütterungszeit

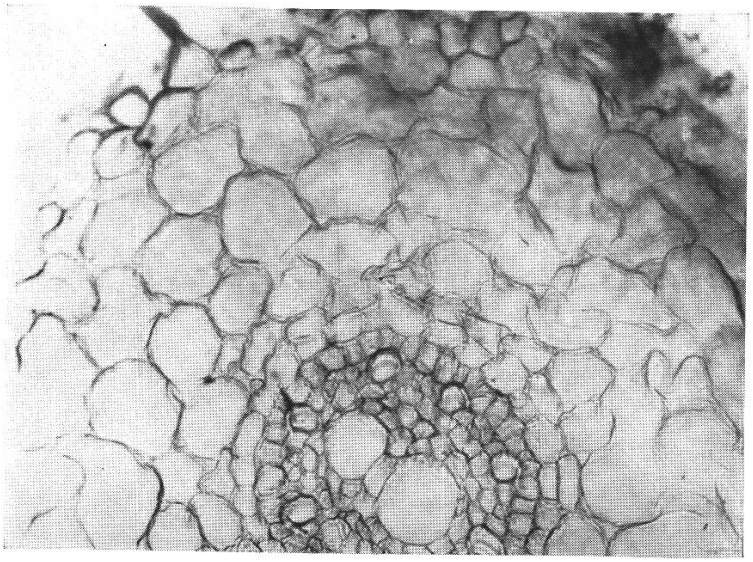


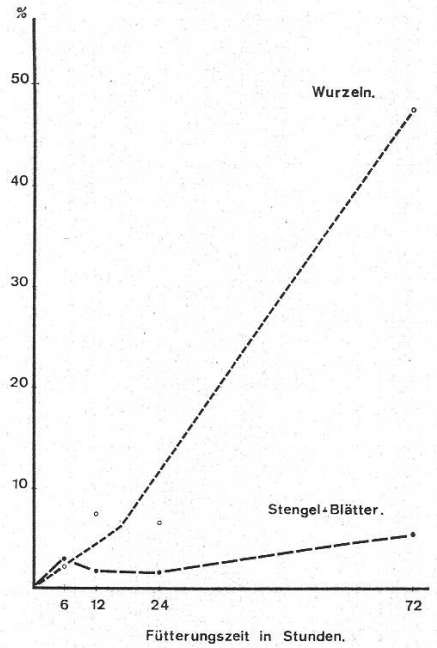
Abbildung 6

Versuch 24 B. Querschnitt durch eine Gerstenwurzel

3.2.2 Quantitative Analyse der Bleiverteilung nach Wurzel- und Blattfütterung

3.2.2.1 Wurzelfütterung

In Versuch 8A wurden Bohnenpflanzen mit einer 10^{-3}M $^{210}Pb(NO_3)_2$-Lösung während 6, 12, 24 und 72 Stunden gefüttert. Die gefundenen Pb-Werte sind in Tabelle 2 und in Figur 7 zusammengestellt.



Figur 7

Verteilung des Bleis in Bohnenpflanzen nach Wurzelfütterung (in Prozenten der Anfangsaktivität der Lösung)

Da Parallelproben des Pflanzenmaterials verascht werden mussten, liessen sich Schwankungen der Versuchsergebnisse nicht vermeiden. Es scheint, dass der Bleigehalt der Blätter und des Stengels nach 6 Stunden Bleiaufnahme wieder sinkt. Aus diesen Daten lässt sich noch nicht mit Bestimmtheit feststellen, wohin das Blei transportiert wird.

Aus der Tatsache, dass zwischen 12 und 24 Stunden auch der Gehalt der Wurzeln abnimmt, muss man wohl schliessen, dass die Pflanzen das Blei wieder in die Lösung abgeben. Der starke Anstieg des Pb-Gehaltes aller Pflanzenteile zwischen 24 und 72 Stunden lässt sich vielleicht auf eine Vergiftung der Pflanzen zurückführen. Möglicherweise handelt es sich um einen Zusammenbruch einer Permeabilitätsbarriere. Die Pflanzen lassen makroskopisch jedoch nach dieser Zeit noch keine Vergiftungserscheinungen erkennen.

Tabelle 2

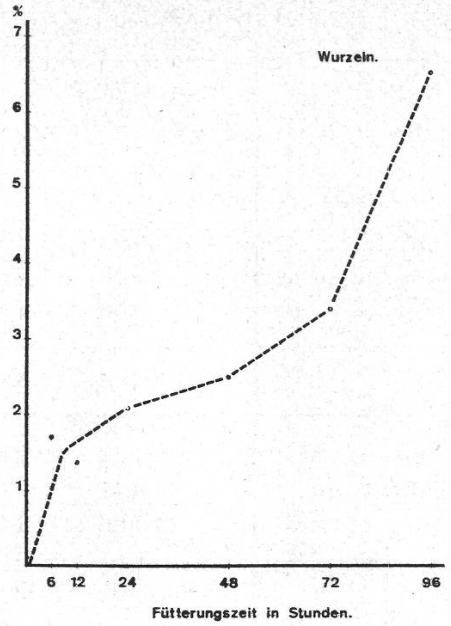
Fütterungszeit in Stunden	Pflanzenteil	i.p.m./Pflanze	% der Anfangs-aktivität der Lösung
6	Wurzel	19 360 ± 4 720	2,35
	Stengel	15 150 ± 3 400	1,84
	Blätter	9 520 ± 1 730	1,15
	Total	44 030 ± 8 150	5,34
12	Wurzel	62 770 ± 5 950	7,62
	Stengel	10 360 ± 3 020	1,26
	Blätter	5 120 ± 960	0,62
	Total	78 250 ± 9 220	9,50
24	Wurzel	54 350 ± 7 140	6,58
	Stengel	10 190 ± 2 980	1,24
	Blätter	4 300 ± 1 120	0,52
	Total	68 840 ± 10 000	8,34
72	Wurzel	392 000 ± 13 450	47,55
	Stengel	21 610 ± 4 880	2,66
	Blätter	23 150 ± 2 990	2,81
	Total	436 760 ± 12 370	53,02

In Versuch 16A wurden Gerstenpflanzen mit einer 10^{-3}M $^{210}Pb(NO_3)_2$-Lösung während 6, 12, 24, 48, 72 und 96 Stunden gefüttert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3 und in Figur 8 zusammengefasst. Wie die letzt-Kolonne der Tabelle zeigt, haben die Gerstenpflanzen bedeutend weniger Blei aufgenommen als die Bohnenpflanzen, was jedoch in erster Linie auf die geringere Pflanzenmasse zurückzuführen ist. Das gesamte von den Pflanzen aufgenommene Blei nimmt innerhalb der ersten 6 Stunden rasch zu, danach wird relativ wenig aufgenommen, bis nach 72 Stunden wieder ein starker Anstieg erfolgt. Besonders auffällig in diesem Versuch ist die unregelmässige Zunahme des Bleigehaltes der Blätter mit der Koleoptilzone. Statistisch signifikant scheint allerdings nur das Maximum des Bleigehaltes der Sprossteile nach 24 Stunden zu sein. Auch hier lässt sich nicht entscheiden, ob die spätere Abnahme auf die Verlagerung des Bleis in die Wurzeln oder auf eine Bleiabgabe durch die Wurzeln zurückzuführen ist. Gegenüber den Bohnenpflanzen fällt noch auf, wie gering die Translokation aus den Wurzeln in den Spross ist.

Tabelle 3

Fütterungszeit in Stunden	Pflanzenteil	i.p.m./Pflanze	% der Anfangs-aktivität der Lösung
6	Wurzel	197 403 ± 11 400	1,695
	Koleoptilzone	2 893 ± 1 220	0,025
	Blätter	2 400 ± 600	0,021
	Total	202 696 ± 11 880	1,741
12	Wurzel	158 693 ± 10 380	1,362
	Koleoptilzone	1 141 ± 300	0,010
	Blätter	1 566 ± 190	0,013
	Total	161 400 ± 10 520	1,385
24	Wurzel	243 450 ± 7 780	2,083
	Koleoptilzone	14 145 ± 1 970	0,122
	Blätter	5 941 ± 630	0,051
	Total	263 536 ± 10 150	2,256
48	Wurzel	291 521 ± 8 280	2,500
	Koleoptilzone	6 428 ± 830	0,055
	Blätter	3 741 ± 240	0,032
	Total	301 690 ± 9 340	2,587
72	Wurzel	397 403 ± 9 680	3,410
	Koleoptilzone	3 115 ± 480	0,027
	Blätter	4 576 ± 490	0,039
	Total	405 094 ± 12 050	3,476
96	Wurzel	758 844 ± 19 450	6,520
	Koleoptilzone	5 237 ± 570	0,045
	Blätter	3 545 ± 160	0,030
	Total	767 626 ± 18 950	6,595

In Versuch 20 B wurden Gerstenpflanzen mit drei verschiedenen Konzentrationen (10^{-5}, 10^{-3} und 10^{-1}M $^{210}Pb(NO_3)_2$-Lösung) während 6, 24, 96 und 192 Stunden gefüttert. Die Lösungen enthielten gleiche Mengen an radioaktivem Blei (die Pb-Konzentration wurde dadurch nicht verändert). Die Pflanzen wurden in gleicher Weise zerlegt wie in Versuch 16 A, zusätzlich wurde noch das am Keimling sitzende Korn (Endosperm und Hüllen der Karyopse) abgetrennt und untersucht. Die Ergebnisse dieses



Figur 8

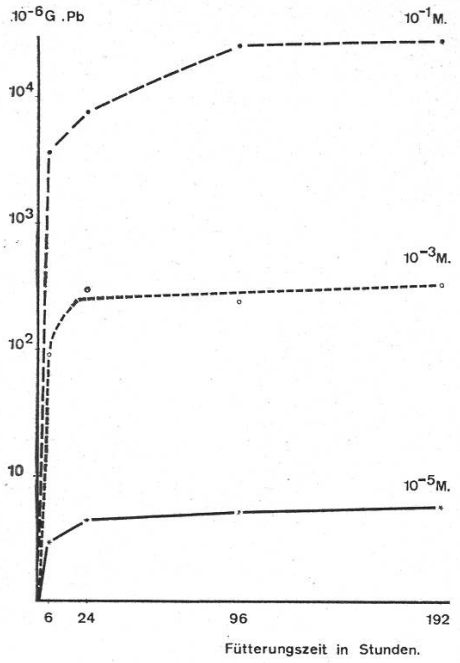
Verteilung des Bleis in Gerstenpflanzen nach Wurzelfütterung (in Prozenten der Anfangsaktivität der Lösung)

Versuches sind in Tabelle 4 und in den Figuren 9 und 10 zusammengefasst.

Wie Figuren 9 und 10 zeigen, ist der zeitliche Verlauf der Bleiaufnahme bei diesem Versuch regelmässiger als im Versuch 16A: innerhalb 24 Stunden ist fast überall ein Bleigehalt erreicht, der sich später nur noch wenig ändert. Der maximale Bleigehalt der Pflanzen geht annähernd parallel zur Konzentration der Lösung. Die relative Absorption von Blei, d.h. bezogen auf den Bleigehalt der Anfangslösung, nimmt mit zunehmender Konzentration ab (Fig. 10). Auffällig ist die zeitlich verzögerte Aufnahme aus der konzentriertesten Lösung. Ein Vergleich des Bleigehaltes der verschiedenen Pflanzenteile zeigt wiederum, dass während der Versuchszeit das Pb in den Pflanzen nicht nur in einer Richtung transloziert wird. In dieser Beziehung weichen nur die Wurzeln ab, da ihr Gehalt in allen Lösungen mit nur geringen Schwankungen ansteigt. Bemerkenswert ist die Bleiaufnahme durch das Endosperm; in der verdünntesten Lösung wird das Metall kontinuierlich akkumuliert, in den konzentrierteren Lösungen nimmt zwischen 96 und 192 Stunden der Pb-Gehalt jedoch wieder ab. Der Spross zeigt ein ähnliches Verhalten: in allen 3 Konzentrationen nimmt der Bleigehalt (Blätter und Koleoptilzone) bis zu 96 Stunden zu und fällt dann wieder stark ab. Die relative Abnahme ist dabei in der verdünntesten Lösung am stärksten. Es stellt sich wiederum die Frage, wohin das aus dem Spross zurücktransportierte Blei geht.

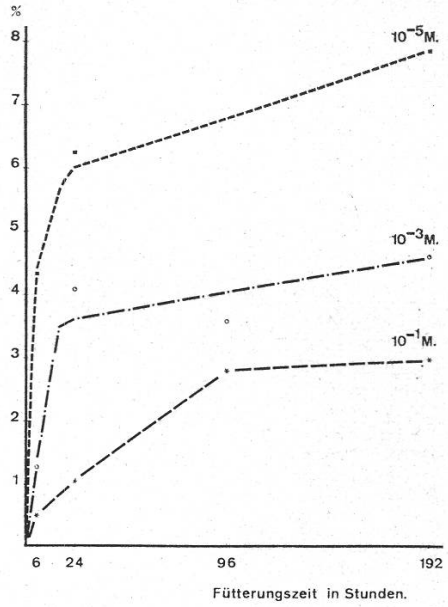
Tabelle 4

Konzentration:		10^{-5}M $Pb(NO_3)_2$			10^{-3}M $Pb(NO_3)_2$			10^{-1}M $Pb(NO_3)_2$		
Pflanzenteil	Zeit in Stunden	i. p. m. / Pflanze	% der Anfangsaktivität der Lösung	10^{-6} g Pb	i. p. m. / Pflanze	% der Anfangsaktivität der Lösung	10^{-6} g Pb	i. p. m. / Pflanze	% der Anfangsaktivität der Lösung	10^{-6} g Pb
Wurzel		241 870 ± 4140	4,18	3,03	71 813 ± 2 660	1,209	87,50	22 540 ± 3 870	0,408	2 959,0
Korn		4 040 ± 190	0,07	0,05	1 397 ± 190	0,024	1,70	3 137 ± 260	0,057	411,5
Koleoptilzone	6	1 803 ± 270	0,03	0,02	1 097 ± 100	0,018	1,34	1 163 ± 120	0,021	152,2
Blätter		1 923 ± 170	0,03	0,02	950 ± 80	0,016	1,16	787 ± 110	0,014	102,8
Total	6	249 536 ± 4180	4,31	3,12	75 257 ± 3 050	1,267	91,70	27 627 ± 4 370	0,500	3 625,5
Wurzel		319 823 ± 5170	5,52	4,02	223 747 ± 8 430	3,768	273,00	41 753 ± 4 400	0,756	5 475,0
Korn		28 973 ± 1620	0,50	0,36	8 813 ± 460	0,148	10,74	8 445 ± 440	0,153	1 108,0
Koleoptilzone	24	7 430 ± 1160	0,13	0,09	6 657 ± 710	0,112	8,12	5 868 ± 370	0,106	769,5
Blätter		4 050 ± 460	0,07	0,05	2 463 ± 640	0,042	3,00	2 557 ± 300	0,046	335,5
Total	24	360 276 ± 4880	6,22	4,52	241 680 ± 10 100	4,070	294,86	58 633 ± 5 210	1,061	7 688,0
Wurzel		257 990 ± 6060	4,45	3,22	182 310 ± 12 600	3,070	222,20	123 433 ± 5 170	2,235	16 180,0
Korn		94 065 ± 2180	1,62	1,18	22 328 ± 3 490	0,376	27,22	19 965 ± 5 210	0,362	2 616,0
Koleoptilzone	96	15 280 ± 1850	0,26	0,19	5 253 ± 1 710	0,088	6,42	6 118 ± 830	0,111	802,5
Blätter		11 273 ± 450	0,20	0,14	2 360 ± 130	0,040	2,87	5 155 ± 300	0,093	676,5
Total	96	378 608 ± 1750	6,53	4,73	212 251 ± 11 000	3,574	258,71	154 671 ± 11 620	2,801	20 275,0
Wurzel		357 616 ± 5000	6,17	4,47	261 433 ± 11 820	4,403	318,45	150 012 ± 7 820	2,716	19 655,0
Korn		90 837 ± 2250	1,57	1,14	6 157 ± 600	0,104	7,52	9 498 ± 1 460	0,172	1 246,0
Koleoptilzone	192	2 203 ± 320	0,04	0,03	952 ± 100	0,016	1,16	1 093 ± 150	0,020	143,5
Blätter		2 787 ± 240	0,05	0,03	3 557 ± 490	0,060	4,34	2 560 ± 410	0,046	335,5
Total	192	453 443 ± 7940	7,83	5,67	272 099 ± 12 000	4,583	331,47	163 163 ± 9 770	2,954	21 380,0



Figur 9

Bleigehalt von Gerstenpflanzen in Abhängigkeit von der Fütterungszeit (Versuch 20B)



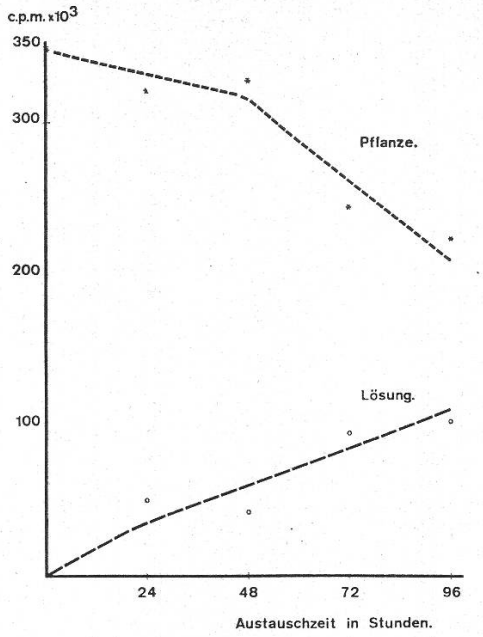
Figur 10

Die Bleiaufnahme von Gerstenpflanzen in Prozenten der Anfangsaktivität der Lösung

Die Schwankungen in der Verteilung des Bleis führten zur Annahme, dass eine Art Bleizirkulation in den Pflanzen stattfindet. Zur Prüfung dieser Hypothese wurden in Versuch 24A 7 Tage alte Gerstenpflanzen 96 Stunden mit einer 10^{-5}M $^{210}Pb(NO_3)_2$-Lösung gefüttert. Nach dieser Fütterungszeit wurden die Pflanzen in eine inaktive 10^{-5}M $Pb(NO_3)_2$-Lösung übertragen, um die Verschiebung in der inneren ^{210}Pb-Verteilung und einen eventuellen Austritt in die Lösung festzustellen. Die Pflanzen wurden nach 24-, 48-, 72- und 96stündigem Austausch verascht und die Aktivität gemessen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5 und in Figur 11 zusammengefasst.

Wie Figur 11 und Tabelle 5 zeigen, geben die Pflanzen tatsächlich Blei an die Lösung ab. Dieses Blei stammt zum grössten Teil aus den Wurzeln.

Die Werte für den Spross und das Endosperm zeigen aber deutlich, dass auch diese Organe Blei abgeben. Gesamthaft nimmt der Gehalt an radioaktivem Blei aller Sprossteile zwischen 48 und 72 Stunden zu. Die Ergebnisse dieses Versuches machen somit eine Zirkulation des Bleis in der Pflanze sehr wahrscheinlich.



Figur 11

Die Aktivität der Lösung und der Gerstenpflanzen in Abhängigkeit von der Austauschzeit

3.2.2.2 Blattfütterung

In Versuch 10 wurden Blätter von 17 Tage alten Bohnenpflanzen 48 und 96 Stunden mit einer $^{210}Pb(NO_3)_2$-Lösung gefüttert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Es ist keine Translokation von der Applikationsstelle vorhanden, wie es auch die Radiogramme zeigten.

In Versuch 9A und 18A wurden Gerstenpflanzen 6, 12, 24, 48, 72 und 96 Stunden mit einer $^{210}Pb(NO_3)_2$-Lösung gefüttert. Die Fütterungsstelle war im unteren Blatteil. Es wurde keine Translokation in basaler Richtung gefunden, hingegen wiesen die Radiogramme, wie schon früher erwähnt wurde, auf einen Transport in apikaler Richtung.

3.2.3 Mikroautoradiographie

In Versuch 24B wurden Gewebestücke von Kontroll- und gefütterten Gerstenpflanzen gefriersubstituiert. Es wurden Präparate von Wurzeln (apikale und basale Zone), Koleoptilzone und Blättern hergestellt. Die behandelten Pflanzen wurden 96 Stunden mit einer 10^{-5}M $Pb(NO_3)_2$-Lösung gefüttert. Die Präparate der Blätter und der Koleoptilzone weisen keine nachweisbare Aktivität auf, wie es auch aus den Wurzelfütterungsversuchen zu erwarten war. Die Wurzeln hingegen weisen eine starke Aktivität auf, welche sich hauptsächlich in dem äusseren Teil der Rinde

Tabelle 5

Gezählter Teil	Austauschzeit in Stunden	i.p.m./Pflanze	% der Anfangsaktivität der Lösung	10^{-6} g/Pb in Asche
Wurzel		342 388 ± 7 280	6,530	4,730
Korn		427 ± 50	0,008	0,006
Koleoptilzone	0	2 879 ± 240	0,055	0,040
Blätter		2 089 ± 310	0,040	0,029
Totalaktivität (Pflanze)		347 783 ± 7 340	6,633	4,805
Lösung	0	0		
Totalaktivität (+Lösung)	0	347 783 ± 7 340		
Wurzel		318 472 ± 6 110	6,073	4,400
Korn		272 ± 50	0,005	0,004
Koleoptilzone	24	37 ± 10	0,001	0,001
Blätter		119 ± 20	0,002	0,001
Totalaktivität (Pflanze)		318 900 ± 6 170	6,081	4,406
Lösung	24	51 597 ± 2 245		
Totalaktivität (+Lösung)	24	370 497 ± 8 510		
Wurzel		326 442 ± 6 250	6,226	4,501
Korn		498 ± 40	0,009	0,006
Koleoptilzone	48	66 ± 10	0,001	0,001
Blätter		24 ± 10	0,001	0,001
Totalaktivität (Pflanze)		327 030 ± 6 300	6,237	4,509
Lösung	48	43 428 ± 3 240		
Totalaktivität (+Lösung)	48	370 458 ± 9 520		
Wurzel		239 385 ± 3 940	4,565	3,305
Korn		1 212 ± 250	0,023	0,017
Koleoptilzone	72	1 340 ± 150	0,026	0,018
Blätter		302 ± 60	0,006	0,004
Totalaktivität (Pflanze)		242 239 ± 4 300	4,620	3,344
Lösung	72	94 640 ± 4 010		
Totalaktivität (+Lösung)	72	336 879 ± 8 310		
Wurzel		226 013 ± 2 340	4,310	3,121
Korn		605 ± 80	0,012	0,008
Koleoptilzone	96	967 ± 127	0,018	0,013
Blätter		914 ± 138	0,017	0,012
Totalaktivität (Pflanze)		228 499 ± 2 170	4,357	3,154
Lösung	96	102 300 ± 3 940		
Totalaktivität (+Lösung)	96	330 799 ± 1 770		

Tabelle 6

Fütterungszeit in Stunden	Ring um die Markierungsstelle	i.p.m./Ring
0	0–1 cm	0
	1–2 cm	70
	2–3 cm	0
48	0–1 cm	129 850
	1–2 cm	0
	2–3 cm	206
96	0–1 cm	105 300
	1–2 cm	0
	2–3 cm	0

konzentriert. Der Zentralzylinder ist nur schwach aktiv – dabei sind die Protoxylemelemente noch am stärksten markiert. Der bewegliche Anteil des radioaktiven Bleis wird wahrscheinlich durch die Xylemelemente transloziert, während der grösste Teil des aufgenommenen Bleis in der Rinde der Wurzeln akkumuliert wird.

3.3 Fütterungsversuche zur Feststellung der phytotoxischen Wirkung von Blei

Versuch 22 war ein Vorversuch, dessen Zweck die Bestimmung der groben Toleranzgrenzen von *Hordeum vulgare* und *Phaseolus vulgaris* für Pb^{2+} war. Das Blei wurde als $Pb(NO_3)_2$ in den Konzentrationen 10^{-5}M, 10^{-3}M und 10^{-1}M in einer 1 : 1 verdünnten, gut durchlüfteten Hoaglandlösung geboten. Die Resultate dieses Vorversuches lassen sich folgendermassen zusammenfassen: In der konzentriertesten Lösung zeigten die Bohnenpflanzen schon eine halbe Stunde nach Versuchsbeginn Anzeichen einer Schädigung. Die Blätter falteten sich nach unten, was offenbar auf einen Turgorverlust zurückzuführen war. Den Gerstenpflanzen war hingegen nichts anzusehen. Nach 24 Stunden waren die Bohnenpflanzen mehr oder weniger abgestorben, die Gerstenpflanzen schienen immer noch gesund zu sein, erst nach 4 Tagen starben auch sie ab. Dieser Versuch zeigt schon eindrücklich, dass die «Empfindlichkeit» der Bohnen- und Gerstenpflanzen verschieden ist. In den verdünnteren Lösungen (10^{-5}; 10^{-3}M) schienen die Pflanzen bis zum Abbruch des Versuches nicht zu leiden, die Bohnen blühten sogar und produzierten Früchte. Gegenüber der Kontrolle war in der 10^{-5}M-Lösung ein Reizeffekt sichtbar; die Pflanzen waren deutlich grösser.

Um die genaueren Toleranzgrenzen zu bestimmen, wurde der Versuch mit enger abgestuften Konzentrationen im kritischen Bereich –10^{-3}M,

3×10^{-3}M und 10^{-2}M $Pb(NO_3)_2$ in einer 1 : 1 verdünnten Hoaglandlösung wiederholt.

An den Bohnenpflanzen konnten folgende Beobachtungen gemacht werden: Unterschiede im Wachstum waren am vierten Tag sichtbar. Die Bohnenpflanzen in der 10^{-2}M-Lösung waren im Wachstum etwas zurückgeblieben gegenüber denjenigen in den anderen Konzentrationen. Nach 6 Tagen zeigten auch die Bohnenpflanzen in der 3×10^{-3}M-Lösung Anzeichen einer Schädigung. Die Vergiftung äusserte sich in einer Chlorose, sie war in der konzentrierteren Lösung (10^{-2}M) deutlich stärker. Am siebten Tag nach Versuchsbeginn wurden die Pflanzen photographiert (Abb. 8).

Zu diesem Zeitpunkt waren bei den Pflanzen mit Vergiftungssymptomen deutlich 2 Gruppen von Blättern zu unterscheiden. Die unteren Blätter blieben unverändert grün, es handelt sich hier um diejenigen Blätter, die bei Beginn des Versuches ausgewachsen waren. Alle Blätter, die sich nach Versuchsbeginn noch weiter entwickelten, zeigten Chloroseerscheinungen, die sich mit zunehmendem Alter der Blätter verstärkten. Bei Abbruch des Versuches nach 4 Wochen war die Grenze zwischen dem basalen gesunden Blattwerk und den geschädigten Blättern sehr scharf zu sehen (Abb. 9 und 10). Ein auffälliges Symptom der Bleivergiftung an den jüngeren Blättern sind die Verkrümmungen: die Blattränder und die Blattnerven bleiben im Wachstum gegenüber dem Parenchym zurück, so dass die Blätter buckelig werden. Auf Abbildung 8 ist ein Reizeffekt noch in der 10^{-3}M-Lösung deutlich sichtbar. Später verschwand dieser Vorsprung. Auch die Trockengewichte, welche in Tabelle 7 zusammengefasst sind, lassen keinerlei Förderung des Wachstums der Pflanzen in der 10^{-3}M-Lösung erkennen.

Der Wasserverbrauch wurde nicht exakt gemessen; es war jedoch offensichtlich, dass er besonders in der 10^{-2}M-, aber auch in der 3×10^{-3}M-

Tabelle 7

Trockengewicht der Bohnenpflanzen nach 4 Wochen (in g)

Pflanzenteil	Wurzel	Stengel	Blätter	Total
Behandlung				
Kontrolle	0,28	1,82	1,89	3,99
10^{-3}M	0,36	1,75	1,71	3,82
3×10^{-3}M	0,38	1,26	1,65	3,29
10^{-2}M	0,28	0,68	0,81	1,77

Tafel III

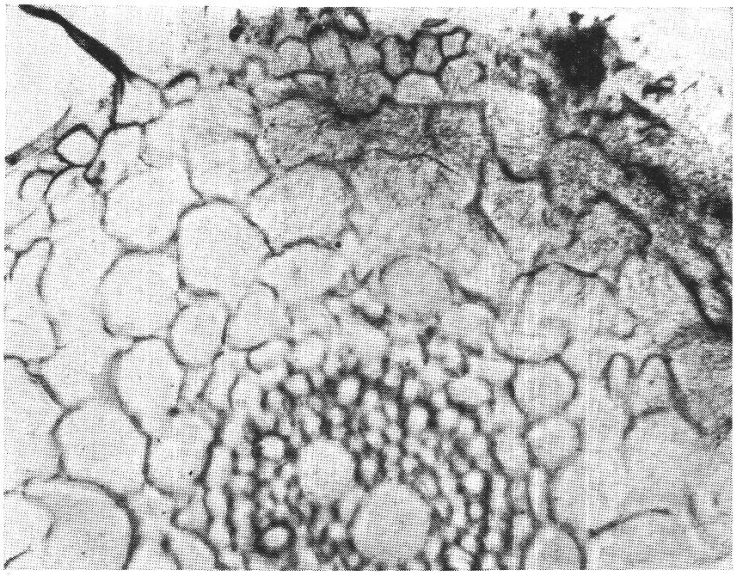


Abbildung 7

Versuch 24B. Querschnitt durch eine mit 10^{-5}M $^{210}Pb(NO_3)_2$-Lösung gefütterte Gerstenwurzel

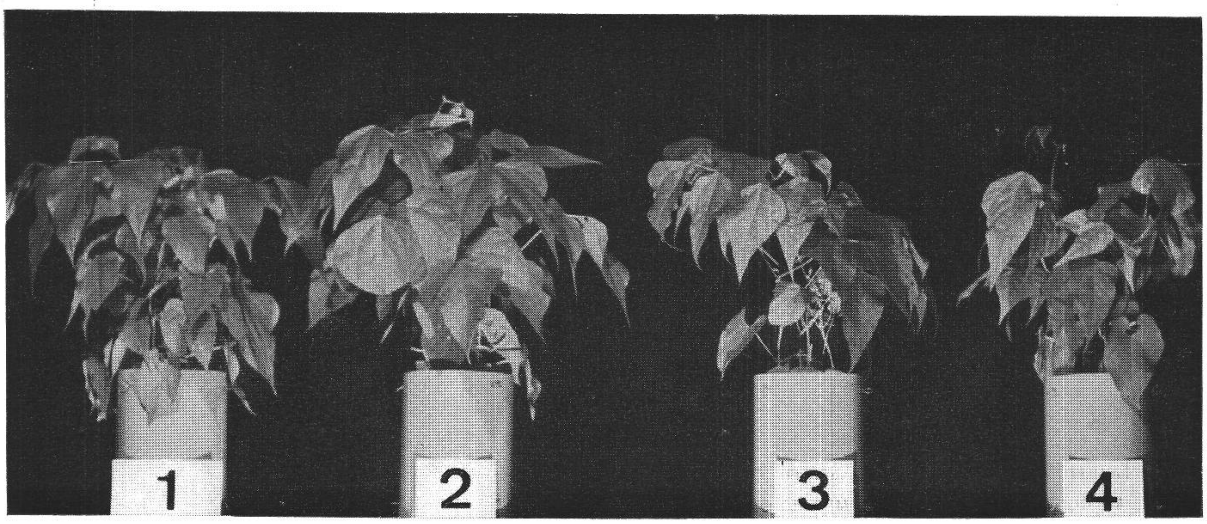


Abbildung 8

Versuch 23. *Phaseolus vulgaris* 7 Tage nach Versuchsbeginn. 1 = Kontrolle; 2 = 10^{-3}M; 3 = 3×10^{-3}M; 4 = 10^{-2}M $Pb(NO_3)_2$

Tafel IV

Abbildung 9

Phaseolus vulgaris 4 Wochen nach Versuchsbeginn. Fütterung von 10^{-2}M $Pb(NO_3)_2$. Nähere Beschreibung siehe Text

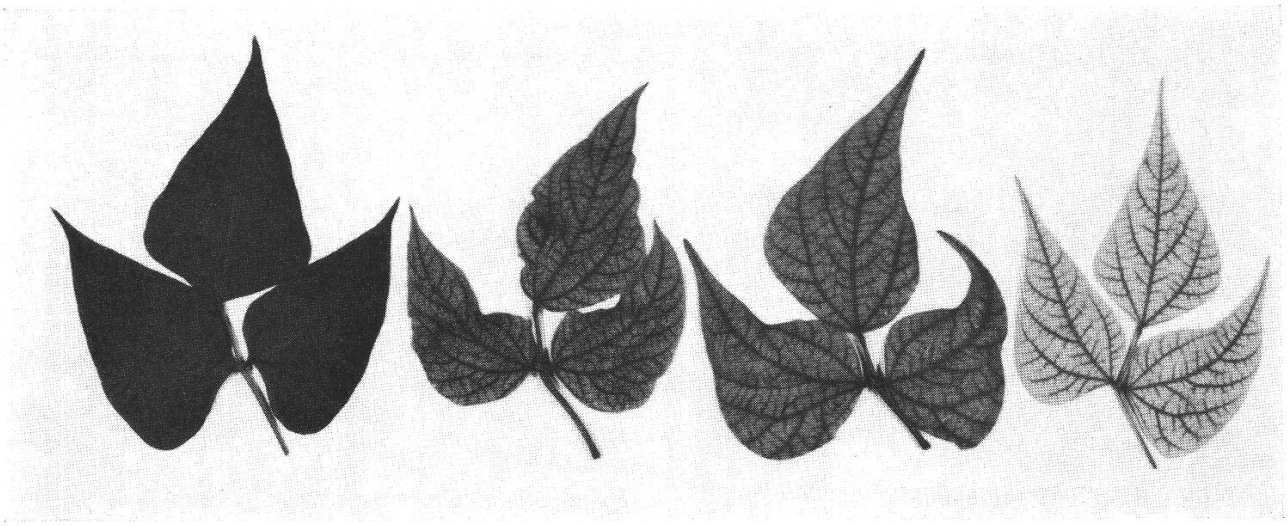


Abbildung 10

Phaseolus vulgaris 4 Wochen nach Versuchsbeginn. Links: Blatt der Kontrollpflanzen. Die 3 Blätter rechts stammen von einer Pflanze, die mit 10^{-2}M $Pb(NO_3)_2$ gefüttert worden ist; die 2 mittleren Blätter sind jünger als das Blatt rechts, sie zeigen eine mittlere Chlorose und Verkrümmungen

Lösung geringer war als in der Kontrolle. Die während des Versuches neu gebildeten Wurzeln blieben in der 10^{-2}M-Lösung, etwas weniger in der 3×10^{-3}M-Lösung kurz und wurden auffällig dick.

Dieser Versuch scheint als Grenze für die Toleranz gegen Pb^{2+} bei den Bohnenpflanzen die Konzentration von 10^{-3}M zu ergeben. Bei den Gerstenpflanzen waren während der ganzen Dauer des Versuches keine Unterschiede im Wachstum sichtbar, aber da sie durch *Puccinia* angegriffen wurden, wurde der Versuch nach 3 Wochen abgebrochen. Auch dieser Versuch deutet darauf hin, dass die Toleranz gegenüber Pb^{2+} für *Hordeum vulgare* bei höheren Konzentrationen liegt.

4. Diskussion

4.1 Die Bleiakkumulation in der Nähe von Strassen

Unsere Beobachtungen bestätigen und erweitern analoge Untersuchungen aus verschiedenen Gebieten der USA und Europas.

Warren und Delavault (1960) waren die ersten, die den Einfluss des Strassenverkehrs auf den Pb-Gehalt des Bodens und der Vegetation beobachteten. Während der normale Pb-Gehalt der Vegetation 10–100 p.p.m. (auf Asche bezogen) betrug, haben sie neben Autostrassen in Kanada (British Columbia) über 1000 p. p. m. Pb gefunden. Warren und Delavault unterscheiden zwischen Blei, das mineralischen Ursprunges ist, und zwischen Blei, das vom Verkehr stammt. Das erste wird immer von hohen Zinkwerten begleitet, während das zweite allein auftritt. In den Blättern verschiedener Bäume fanden sie 2–3mal weniger Blei als in den Stämmen. In verkehrsreichen Gegenden enthielten 2 Jahre alte Nadeln von *Tsuga heterophylla*, *Thuja plicata* und *Pseudotsuga menziesii* 500–600 p.p.m. Pb. Diese Werte, welche auf Aschengewicht bezogen sind, sind niedriger als der von uns gefundene Wert für 2 Jahre alte Nadeln von *Picea excelsa* an der Strasse Zürich–Winterthur: 254 p.p.m. auf Trockengewicht bezogen (Fig. 5). Der Aschengehalt unserer 2jährigen Nadeln ist nämlich 3,4% des Trockengewichtes, das ergibt für den Pb-Gehalt 7490 p.p.m., auf Asche bezogen. Riebartsch (1964) fand ebenfalls eine Korrelation zwischen Pb-Gehalt von Grasproben und der Verkehrsdichte an ihrem Standort. H. Cannon (1962) fand in Grasproben in den Vereinigten Staaten etwa 1000 p.p.m. Pb in der Entfernung von 5 Fuss von der Autostrasse. Dieser Wert (auf Aschengewicht bezogen) ist von der gleichen Grössenordnung wie der Pb-Gehalt von 38 p.p.m. Pb (auf Trockengewicht bezogen) für Grasproben in der Entfernung von 5 Metern von der Hauptstrasse Zürich–Winterthur (Fig. 3). Cannons Wert von 50 p.p.m. Pb in der Entfernung von 1000 Fuss entspricht auch

dem Normalwert für Grasproben, den Blaxter und Allcroft (1950) und Warren und Delavault (1960) angeben, während wir noch in der Entfernung von 30 Metern gegen 26 p.p.m. (auf Tgw. bezogen) fanden. Cannon berichtet auch, dass Gemüseproben in der Entfernung von 25 Fuss von vielen Strassen in den Vereinigten Staaten als Mittelwert 80 p.p.m. Pb enthielten, während die Proben in der Entfernung von 500 Fuss und mehr nur noch 20 p.p.m. Pb enthielten (auf Aschengewicht bezogen). Es scheint, dass der Abfall des Pb-Gehaltes von Grasproben in unserer Analysenreihe etwas stärker ist als in dem von H.Cannon untersuchten Fall. Die geringe Zahl der Analysen erlaubt jedoch noch keine Verallgemeinerung dieses Befundes.

Der Effekt der Hauptwindrichtung und alle anderen meteorologischen Faktoren spielen eine wichtige Rolle in der Ausbreitung des aus dem Verkehr stammenden Bleis. Beim Vergleich der Tabelle 1 mit Figur 2 ist dies sehr deutlich zu erkennen. Nur im Gerstenfeld, das auf der entgegengesetzten Seite der Hauptwindrichtung liegt (Osten), ist ein Abfall des Pb-Gehaltes in Abhängigkeit von der Entfernung von der Strasse sichtbar. Im Weizenfeld ist die Pb-Verteilung keine Funktion der Distanz von der Strasse, und die Werte sind auch niedriger im Vergleich mit dem Gerstenfeld. Deshalb wurden später auch die Grasproben von der Ostseite der Strasse entnommen; sie weisen ebenfalls einen Abfall des Pb-Gehaltes auf. Den grossen Einfluss der Windrichtung betonen auch H.Cannon (1962) und Hammond und Aronson (1964). H.Cannon demonstriert den Effekt der Windrichtung folgendermassen: Grasproben, welche entlang der Nord–Süd verlaufenden Autostrasse (US 287) entnommen wurden, wiesen 50 p.p.m. Pb (auf Aschengewicht bezogen) noch 100 Fuss östlich der Strasse auf, aber nur 10 Fuss westlich – auf der Seite der Hauptwindrichtung.

Riebartsch (1964) fand, dass 10–30% des Bleis von Grasproben abgewaschen werden können. Da er aber die Abwaschzeit nicht angibt, sind die Ergebnisse mit unseren (Fig. 4) schwer vergleichbar. Die hohe Abwaschbarkeit des Bleis von den Grasproben zeigt nach Riebartschs Meinung eine starke Adsorption der bleihaltigen Verbindungen auf der Blattoberfläche «und lässt vermuten, dass eine völlige Absorption und ein Abtransport in das Blattinnere und in andere Organe kaum erfolgt». In unserer Arbeit sind bei hohen Anfangswerten sogar 68% des Bleis abwaschbar. In allen Fällen bleibt aber ein gewisser Anteil noch nach sechsstündiger Abwaschzeit in der Probe (Fig. 4) – dieser Anteil ist vermutlich absorbiert.

Unsere in Figur 6 erhaltenen Ergebnisse über die Beziehung zwischen relativer Oberfläche bzw. Gewicht und Bleigehalt bestätigen diese Annahme. Die Resultate der Abwaschversuche an verschieden alten Fichten-

nadeln zeigen, dass die Pb-Absorption bis zu einem «Sättigungswert» ansteigt, ebenso aber auch die auf den Nadeln durch Adsorption haftende Bleimenge. Die Methode des Abwaschens zur Unterscheidung von adsorbiertem und absorbiertem Blei darf allerdings nicht kritiklos als sicher betrachtet werden. Es ist schon lange bekannt, dass längeres Waschen von Blättern zum Herauslösen grösserer Mengen von mineralischen und organischen Verbindungen führen kann. Tukey (1962) hat diesbezüglich an verschiedenen Pflanzen genauere Untersuchungen durchgeführt. Er fand, dass die totalen Verluste mit der Abwaschzeit steigen, aber die Geschwindigkeit nimmt rasch ab. Bei essentiellen anorganischen Nährstoffen, welche nicht schnell eingebaut werden, sind hohe Abwaschraten gefunden worden: 80–90% für K und 50–60% für Ca innerhalb von 24 Stunden (Tukey, 1964). Hingegen wird bei Zn in der gleichen Zeit weniger als 1% des Gehaltes ausgewaschen. Es ist anzunehmen, dass auch das absorbierte Blei, wie andere Schwermetalle, nur in geringen Mengen auswaschbar ist.

Es ist offensichtlich, dass diese Ergebnisse für die Beurteilung der hygienischen Folgen der Bleianhäufung in der Biosphäre berücksichtigt werden müssen.

4.2 Physiologische Versuche über die Absorption von Blei

Hevesy (1923, 1926) hat als erster radiaoktive Isotope für die Bearbeitung physiologischer Probleme eingesetzt, und zwar hat er gerade ein Bleiisotop an Pflanzen verfüttert. Allerdings benützte er dazu nicht das langlebige Isotop ^{210}Pb = Ra D, sondern ^{212}Pb = Th B mit der kurzen Halbwertszeit von 10,6 Stunden. Hevesy fütterte Feldbohnenpflanzen *(Vicia faba)* mit radioaktivem Blei in folgenden Konzentrationen: 10^{-6}, 10^{-5}, 10^{-3} und 10^{-1}N $Pb(NO_3)_2$ während 24 Stunden. Aus der verdünntesten Lösung wurden in dieser Zeit 60% des Pb^{2+} aufgenommen, aus der konzentriertesten jedoch nur 0,3%. Trotzdem war natürlich die *absolute* Bleimenge, die aus der konzentriertesten Lösung aufgenommen wurde, bedeutend höher, jedoch stieg sie nicht parallel zur Aussenkonzentration. Auch die Translokation von Blei aus den Wurzeln in die Sprossteile stieg stark mit der Aussenkonzentration, was natürlich dann zu erwarten ist, wenn die Bleiionen mit dem Transpirationsstrom aufgenommen und transportiert werden. Hevesy benützte auch schon die Radioaktivität des von ihm verwendeten Bleiisotops für den Nachweis des Ionenaustausches an der Wurzeloberfläche. Radioaktives Blei wird gegen inaktives Blei ausgetauscht, gegen andere Metallionen ausser Cu jedoch nur in geringem Ausmasse. Destilliertes Wasser eluiert nur einen geringen Anteil des absorbierten Bleis aus Wurzeln. Diese Versuche von Hevesy waren ihrer Zeit weit voraus und wurden vielleicht deshalb

wenig beachtet, weil es sich beim Blei um ein unbiologisches Element handelte.

Eine ganze Reihe von Versuchen über die Bleiaufnahme durch Pflanzen sind mit nicht radioaktivem Blei durchgeführt worden. Bonnett (1922) fand bei verschiedenen Pflanzen, dass das Blei aus einer 10^{-1}M $Pb(NO_3)_2$-Lösung von der Wurzelrinde absorbiert, jedoch nicht in die Stengel und Blätter transportiert wird. Keaton (1937) fütterte Gerste in Topfversuchen mit Erde zusätzlich mit $Pb(NO_3)_2$. Er erhielt eine unregelmässige Absorption von Blei, die nicht immer der steigenden Aussenkonzentration parallel ging. Auch ihm fiel eine starke Akkumulation des Bleis im Wurzelsystem auf. Analoge Ergebnisse erhielten auch Vandecaveye et al. (1936). An Citruspflanzen beobachteten Rasmussen und Henry (1963) eine dem Bleigehalt der Nährlösung parallel gehende Bleianhäufung in den Wurzeln. Die Blätter blieben bleifrei. Die Bleiaufnahme stieg in allen Konzentrationen mit steigendem pH (4,5; 5,5; 6,5). Als Ursache für diese Erscheinung könnte vielleicht die mit steigendem pH sinkende Löslichkeit anderer Schwermetalle angesehen werden, die mit dem Blei bei der Absorption in Konkurrenz treten.

Auch in unseren Versuchen mit radioaktivem Blei zeigte sich, dass der Hauptanteil des absorbierten Bleis in der Wurzel verbleibt und nur geringe Mengen aus der Wurzel in den Spross gelangen. Radioautographisch liess sich nachweisen, dass vor allem die Wurzelrinde Blei akkumuliert. Der Bleitransport aus den Wurzeln in den Spross ist aber im Gegensatz zu den Versuchen mit nicht radioaktivem Blei gut nachweisbar, wie dies ja auch Hevesy fand. Die von uns gefundenen Unterschiede in der Absorption und Translokation von Blei bei Bohnen- und Gerstenpflanzen müssen noch an weiteren Dikotylen und Monokotylen geprüft werden, bevor sie verallgemeinert werden können. Schon Griffith (1919) fand allerdings, dass Bohnen wie alle Leguminosen empfindlicher gegen Bleizufuhr sind als die Gramineen. Es mag sein, dass der Grund hierfür eine weniger effektive Aufnahme- und Transportbarriere bei den Leguminosen ist.

Der von Hevesy nachgewiesene Austausch zwischen dem von den Wurzeln aufgenommenen Blei und dem Blei in der die Wurzeln umgebenden Lösung konnte in unseren Versuchen bestätigt werden. Da wir auch einen Rücktransport von Blei aus dem Spross in die Wurzeln wahrscheinlich machen konnten, ist anzunehmen, dass neben dem Transpirationsstrom auch noch auf anderen Wegen Blei verfrachtet werden kann. Dem stehen allerdings die negativen Ergebnisse der Blattfütterungsversuche gegenüber, in denen – und dies auch nur bei den Gerstenpflanzen – höchstens ein Transport in apikaler Richtung beobachtet wurde. Es lässt sich nur vermuten, dass das Blei bei der Blattfütterung nicht oder nur in Spuren die Transportbahnen erreicht.

4.3 Die Phytotoxizität von Blei

Die Verwendung des Bleis als Reizstoff

Zu Beginn dieses Jahrhunderts wurde eine Reihe von Versuchen durchgeführt, um die sogenannte Reizwirkung von Schwermetallen, wie Fe, Mn und auch Pb, festzustellen. Man erhoffte sich aus der Anwendung dieser «katalytischen Dünger» substantielle Mehrerträge von Kulturpflanzen. Stutzer (1915) definierte katalytische Dünger als «Stoffe, die, in grösseren Mengen gegeben, das Pflanzenwachstum hemmen und sogar das pflanzliche Leben bedrohen können, in kleineren Dosen sollen sie, ohne Nährstoffe zu sein, den Pflanzenwuchs anregen und die Bildung organischer Substanz fördern».

J.Stoklasa (1914) fand sowohl im Glashaus als auch in Feldversuchen einen Anstieg der Produktion bei *Avena sativa* und bei *Polygonum fagopyrum* durch Düngung mit $Pb(NO_3)_2$. Die dem Boden zugeführte Menge an $Pb(NO_3)_2$ betrug in seinen Versuchen zwischen 2,7 und 4,3 kg/ha. In einer anderen Arbeit (1913) betont Stoklasa die höhere «Empfindlichkeit» von *Avena sativa* im Vergleich zu *Polygonum fagopyrum* gegen hohe Pb-Konzentrationen. Völcker (1914) fand bei Weizen eine Ertragserhöhung bis zu 62 % durch steigenden Zusatz von $Pb(NO_3)_2$ zum Boden. Stutzer (1914 b) erzielte auch eine Ertragserhöhung durch Düngung mittels $Pb(NO_3)_2$. Er fand bei Maispflanzen in Nährlösungskulturen eine optimale Wirkung mit 0,5 g $Pb(NO_3)_2$/l Lösung ($\sim 1{,}6 \times 10^{-3}$M $Pb[NO_3]_2$). Schon mit 1 g/l bekam er bleiche und kranke Blätter, während die Wurzelbildung noch recht gut war. Mit 2 g/l war auch die Wurzelbildung mangelhaft. Es war kein Blei in den Ernteprodukten (nur Kolben) nachweisbar (Stutzer, 1914 a). In derselben Arbeit beschreibt Stutzer die hohe «Empfindlichkeit» der Kartoffeln gegenüber Pb-Salzen, obwohl der Stärkegehalt nicht vermindert wird. In Feldversuchen ergab sich bei Gramineen eine Erhöhung im Kornertrag, die von einer Verminderung im Strohertrag begleitet war. Bei Zuckerrüben war eine Erhöhung sowohl im Rübenertrag als auch im Zuckergehalt sichtbar (Stutzer, 1916). Auch auf Buchweizen, Erbsen und Gerste wirkt das $Pb(NO_3)_2$ positiv als Reizstoff.

Diese Berichte über günstige Reizwirkungen von Blei sind jedoch nicht unwidersprochen geblieben. Ehrenberg und Nolte (1916) kritisieren die Arbeiten von Stutzer, da ihrer Meinung nach die Nährlösungskulturen genügend Phosphat und Sulphat enthielten, um das Blei zu fällen. Solange keine Beweise über seine Unschädlichkeit vorhanden sind, sollte seine Benützung nach diesen Autoren vermieden werden, da Blei ein Gift ist. Berry (1923) meint, dass der «Reizeffekt» den NO_3-Ionen zugeschrieben werden muss und somit das $Pb(NO_3)_2$ bloss als Nitrat-

dünger wirkt. Auch Scharrer und Schropp (1936) kritisieren die Versuche von Stoklasa, Stutzer und Völcker, in denen der Einfluss des Bleis von dem des Nitrats nicht getrennt analysiert wurde.

Haselhoff, Fluhrer und Haun (1923) zweifeln ebenfalls am praktischen Wert des Bleis als Reizstoff, da die Ertragserhöhung in ihren Versuchen unbedeutend war.

Berry (1923) bekam eine maximale Stimulation mit $Pb(NO_3)_2$ in einer Verdünnung von 1:80000 ($\sim 3 \times 10^{-5}$M), aber schon in einer Konzentration von 1:20000 starben die Haferpflanzen nach 8 Tagen ab. Bei Feldversuchen sind höhere Konzentrationen unschädlich, da der grösste Teil des Bleis durch den Boden fixiert wird. Diese Meinung vertritt auch Gilbert (1926). Das Blei wird durch den Gips im Boden fixiert, und es bildet mit den Anionen SO_4^{2-}, SO_3^{2-}, PO_4^{3-} und CO_3^{2-} unlösliche Verbindungen. Eine saure Reaktion des Bodens steigert die Löslichkeit des Bleis. Rasmussen und Henry (1963) bekamen eine Stimulation des Wurzelwachstums von Citruspflanzen bei pH 4,5 und 5,5 durch Fütterung mit 0,05, 0,25, 1,25 und 6,25 p.p.m. Pb. Bei 31,25 p.p.m. Pb war schon eine Hemmung des Wurzelwachstums sichtbar. Bei pH 6,5 hat nur die niedrige Konzentration (0,05 p.p.m. Pb) keine toxische Wirkung hervorgerufen. Die verschiedene Wirkung des Bleis auf das Wachstum bei verschiedenem pH ist vielleicht an den unterschiedlichen Ergebnissen verschiedener Autoren beteiligt, da das pH die Löslichkeit des Bleis im Boden beeinflusst.

Toxizitätserscheinungen bei verschiedenen Pflanzen

In Versuch 22 und 23 fanden wir eine höhere «Empfindlichkeit» der Bohnenpflanzen gegenüber Blei im Vergleich mit den Gerstenpflanzen. Zu ähnlichen Schlüssen kamen auch schon andere Autoren. Nach Bonnett (1922) ist die «Empfindlichkeit» der Pflanzenarten verschieden: *Lupinus* > *Fagopyrum* > *Triticum*. Es scheint, dass Monokotyle weniger empfindlich als Dikotyle sind, dieselbe Meinung vertritt auch Griffith (1919). Scharrer und Schropp (1936) fanden eine abnehmende «Empfindlichkeit» gegen Pb in folgender Reihe von Pflanzen: Weizen, Hafer, Gerste, rote Rüben und Mais. In Abschnitt 4.2 wurde der vermutliche Grund für die höhere «Empfindlichkeit» der Bohnen, verglichen mit den Gerstenpflanzen, schon erwähnt. Beim Vergleich der Aufnahme und Translokation in Versuch 8A und 16A fallen die grösseren aufgenommenen Bleimengen durch Bohnenpflanzen, verglichen mit den Gerstenpflanzen, auf (vgl. Tab. 6 mit Tab. 7).

Bei der Translokation sind die Unterschiede sehr gross, d.h. bei den Gerstenpflanzen gelangen nur ganz geringe Mengen in den Spross, im

Gegensatz zu den Bohnenpflanzen. Die weniger effektiven Aufnahme- und Translokationsbarrieren bei Bohnenpflanzen und vermutlich auch bei anderen Dikotylen verursachen in diesen eine viel stärkere Belastung des Stoffwechsels der oberen Pflanzenteile durch Blei. In unseren Versuchen konnten wir die schon von Bonnett (1922) und Rasmussen und Henry (1963) erwähnten geringeren Transpirationsraten bei den Pflanzen, die mit höheren Bleikonzentrationen gefüttert worden sind, bestätigen. Vermutlich ist die Ursache dieser Transpirationshemmung eine verminderte Wasseraufnahme. Die in Abschnitt 3.3 beschriebenen Wachstums- und Entwicklungsstörungen von bleivergifteten Pflanzen entsprechen denen, die schon von Nobbe et al. (1884) beschrieben worden sind. Sie erhielten allerdings bei den von ihnen benützten Erbsenpflanzen schon bei niedrigeren Konzentrationen Vergiftungssymptome.

Das Wachstum des Wurzelsystems war hauptsächlich in den konzentrierten Pb-Lösungen stark gehemmt. Die neu entstandenen Wurzeln waren besonders dick und besassen lange Wurzelhaare; eine ähnliche Beschreibung gibt auch Bonnett (1922). Rasmussen und Henry (1963) bekamen bei Citruspflanzen in den konzentrierten Pb-Lösungen verkümmerte, stummelartige und braune Wurzeln. Entsprechend der Hemmung des Wurzelwachstums wurde auch die Entwicklung des Sprosses herabgesetzt. Griffith (1919) bekam bei Trifoliumpflanzen abnorme, verkümmerte Wurzeln, die wenige Wurzelhaare besassen. Die Gesamtproduktion an Trockensubstanz war bei unseren Versuchen in allen Konzentrationen verringert. Einzig die Wurzeln zeigten in den schwächeren Bleikonzentrationen ein erhöhtes Trockengewicht. Aus einem Vergleich mit dem in Parallelversuchen absorbierten Blei ergibt sich, dass diese Trockensubstanzzunahme der Wurzeln nur zu einem geringen Teil auf das aufgenommene Blei selbst zurückzuführen ist. Rasmussen und Henry (1963) bekamen beim Trockengewicht der Blätter keine Unterschiede durch verschiedene Pb-Behandlungen, nur in den Stämmen waren Gewichtsunterschiede sichtbar.

5. Zusammenfassung

1. Es wurde eine Reihe von Pb-Bestimmungen an Pflanzen in der Nähe von verkehrsreichen Strassen durchgeführt. Besonders beachtet wurde der Einfluss der Entfernung von der Strasse, der Windrichtung und der Abwaschzeit auf den Bleigehalt der Proben.

2. Hohe Bleiwerte sind nur in der unmittelbaren Nähe der Strasse gefunden worden. Am Rand der Zürich-Winterthur-Strasse enthielten Gerstenblätter maximal 147×10^{-6} g Pb/g Trockengewicht und Grasproben 91×10^{-6} g Pb/g Trockengewicht. Mit steigender Entfernung von der Strasse fällt der Bleigehalt steil ab. In einer Entfernung von 30 bis 40 Metern ist kein Einfluss von der Strasse mehr feststellbar. Bei Getreidepflanzen enthielten die Blätter am meisten Blei, die Ähren weniger und die Stengel am wenigsten.

3. Der Effekt der Hauptwindrichtung auf die Ausbreitung des Bleis ist von grosser Bedeutung. Nur auf der entgegengesetzten Seite der Hauptwindrichtung ist ein regelmässiger Gradient des Bleigehaltes gefunden worden, ferner waren auf dieser Seite bedeutend höhere Bleimengen nachweisbar.

4. Bei hohem Bleigehalt der Blätter kann ein relativ grosser Anteil abgewaschen werden. In allen Fällen bleibt ein bestimmter Anteil des Bleis sogar nach sechsstündiger Abwaschzeit in der Probe. Man kann eine bestimmte Sättigung in der Absorption des Bleis annehmen; der auf der Blattoberfläche haftende Anteil nimmt ebenfalls bis zu einem Sättigungswert zu.

5. Es wurden verschiedene Methoden benützt, um die Aufnahme und die Translokation von radioaktivem (^{210}Pb) und inaktivem Blei nachzuweisen.

6. Autoradiographien zeigten bei Wurzelfütterungsversuchen von Gerstenpflanzen, dass das Blei nur in geringen Quantitäten in den Spross transloziert wird. Blattfütterungsversuche mit Bohnenpflanzen zeigten überhaupt keinen Transport, während bei Gerstenpflanzen eine Translokation in apikaler Richtung sichtbar war.

7. Eine Analyse der verschiedenen Pflanzenteile zeigte bei Bohnenpflanzen einen deutlichen Anstieg in der Absorption durch die Wurzeln und im Transport des Bleis in Abhängigkeit von der Fütterungszeit. Die aufgenommenen und translozierten Bleimengen waren bei den Gerstenpflanzen viel kleiner als diejenigen bei den Bohnen. Auch bei den Gerstenpflanzen ist eine Anstiegstendenz der Absorption durch die Wurzeln bei längeren Fütterungszeiten vorhanden, hingegen scheint der Transport aufwärts stärker blockiert zu sein als bei den Bohnenpflanzen.

8. Bleiaufnahme und Bleitransport nehmen nicht linear mit der steigenden äusseren Konzentration zu.

9. In der Pflanze findet wahrscheinlich eine Bleizirkulation statt.

10. Mikroautoradiographien von wurzelgefütterten Gerstenpflanzen zeigen eine Bleiakkumulation in der Wurzelrinde und nur schwache Aktivität der Protoxylemelemente.

11. Bohnen- und Gerstenpflanzen wurden mit verschiedenen $Pb(NO_3)_2$-Konzentrationen gefüttert, um ihre «Empfindlichkeit» und ihre Toleranz gegenüber Pb^{2+} zu bestimmen.

12. Die Bohnenpflanzen sind «empfindlicher» gegenüber Bleiionen im Vergleich mit Gerstenpflanzen; vielleicht ist der Grund hierfür die bedeutend höhere aufgenommene und translozierte Bleimenge bei den Bohnenpflanzen.

13. Im Wachstum der mit Blei gefütterten Pflanzen traten folgende Modifikationen auf: die Blätter waren am Anfang chlorotisch mit grün bleibender Nervatur, später wurden sie ganz chlorotisch. Es entstanden auch Verkrümmungen der Blätter. Das Wachstum des Wurzelsystems war gehemmt; die neu entwickelten Wurzeln waren besonders dick und besassen lange Wurzelhaare. Der Wasserverbrauch in den konzentrierteren Pb^{2+}-Lösungen war bedeutend kleiner im Vergleich mit den Kontrollpflanzen. In der Trockensubstanzproduktion war eine Abnahme im Gewicht der Stengel, der Blätter und des Gesamtgewichtes feststellbar, nur das Wurzelgewicht nahm in den verdünnten Pb-Lösungen zu. Die Toleranzgrenze für *Phaseolus vulgaris* in Hoaglandnährlösung ist 10^{-3}M $Pb(NO_3)_2$, die für *Hordeum vulgare* ist höher. Der Reizeffekt, welcher am Anfang des Versuches in dieser Konzentration sichtbar war, verschwand im Laufe des Versuches.

Die vorliegende Arbeit entstand im Institut für Allgemeine Botanik der Universität Zürich auf Anregung und unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. H. Wanner. Für sein kritisches Interesse, seine wertvollen Ratschläge und seine stets grosszügige Unterstützung bin ich ihm zu herzlichstem Dank verpflichtet.

Ebenso bin ich Herrn Prof. Dr. G. Joyet für klärende Hinweise zu Dank verpflichtet.

Allen Angestellten des Institutes, die mir bereitwillig manche Gefälligkeiten erwiesen, Fräulein Peter für die Bereitstellung von pflanzlichem Material, Herrn E. Schütz für seine Hilfe beim Photographieren und besonders Herrn W. Egger für seine grosszügige Hilfe, spreche ich ebenfalls meinen besten Dank aus.

Literaturverzeichnis

Afonova V.N. 1958. Changes in some reactive groups of serum proteins in chronic lead poisoning. Farmakol. Toksikol. **21**, 64–69.

Berry R.A. 1923. The manurial properties of $Pb(NO_3)_2$. J. Agric. Sci. **14**, 58–65.

Bersin Th. 1957. Bleihaltige Kraftstoff-Abgasegifte. Vitalstoffe **2**, 55–60.

— 1958 a. Enzymgifte der Autoabgase. Vitalstoffe **3**, 160–165.

— 1958 b. Prophylaxe und Therapie der larvierten Bleivergiftungen durch bleihaltige Kraftstoffabgase. Aerosol-Forsch.Therap. **2**, 176–182.

— 1963. Biochemie der Mineral- und Spurenelemente. Akad. Verlagsges., Frankfurt.

Blair Bell W. 1924. Influence of lead on normal and abnormal cell-growth. Lancet **206**, 267–276.

— und Patterson. 1926. The effect of metallic ions on the growth of Hyacinths. Ann. Appl. Biol. **13**, 157–159.

Blaxter K.L. und R.Allcroft. 1950. Lead as a nutritional hazard to farm livestock. J.Comp. Path. **60**, 209–218.

Bonnett E. 1922. Action of soluble lead salts on plants. Compt. Rend. Acad. Sci. (Paris) **174**, 488–491.

Bradshaw A.D. 1952. Populations of *Agrostis tenuis* resistant to lead and zinc poisoning. Nature **169**, 1098.

— et al. 1964. Industrialization, evolution and the development of heavy metal tolerance in plants. Ecol. Industr. Soc. 327–342.

Cannon H.L. und J.M.Bowels. 1962. Contamination of vegetation by tetraethyl lead. Science **137**, 765–766.

Dilling W.J. 1926. Influence of lead and the metallic ions of copper, zinc, thorium, beryllium and thallium on the germination of seeds. Ann. Appl. Biol. **13**, 160–167.

Edelhoch H. 1958. The effect of various protein denaturants on the kinetics of pepsin inactivation. J. Amer. Chem. Soc. **80**, 6648–6655.

Ehrenberg P. und O.Nolte. 1916. Kritische Gedanken über die Empfehlung von Reizdüngemittel. Fühlings Landw. Ztg. **65**, 559–572.

Fatzer R. 1961. Present situation on the question of lead poisoning. Vitalstoffe **26**.

— 1962. Chronische Bleivergiftungen und Arteriosklerose. Vjschr. Schweiz. Sanit.Off. **4**, 119–125.

Fedorov V.A. 1961. The poisoning of cattle with lead compounds. Veterinariya **11**, 56–58.

Filipović Z. et al. 1959. The effect of lead on the content of some trace elements in pastures in the vicinity of Trepca mines. Arh. Poljopr. Nauk. **12**, 63–68.

Gilbert. 1926. Mineral nutrition and the balance of life. Ann. Appl. Biol. **13**, 246.

Gregory R.P.G. und A.D.Bradshaw. 1965. Heavy metal tolerance in populations of *Agrostis tenuis* sibth. and other grasses. New Phytol. **64**, 131–143.

Griffith J.J. 1919. Influence of mines upon land and livestock in Cardiganshire. J. Agric. Sci. **9**, 366–395.

Hammett F.S. 1928 a. The localization of lead by growing roots. Protoplasma **4**, 183.

— 1928 b. The retardative influence of lead on root growth. Protoplasma **4**.

— 1928 c. The localization of lead within the cell of the growing root. Protoplasma **5**, 135–141.

— 1928 d. The influence of lead on mitosis and cell size in the growing root. Protoplasma **5**, 535–542.

Hammett F. S. 1928 e. The nature of lead compound deposited in the growing root. Protoplasma **5**, 547–562.

— und E.S.Justice. 1928. The selective fixation of lead by root nuclei in mitosis. Protoplasma **5**, 543–546.

Hammond P.B. und A.L.Aronson. 1964. Lead poisoning in cattle and horses in the vicinity of a smelter. Ann. N.Y. Acad. Sci. **111**, 595–611.

Haselhoff E., K.Fluhrer und F.Haun. 1923. Versuche mit Reizstoffen. Landw. Vers.-Sta. **100**, 59–78.

Hasler A. 1943. Retention of copper in soil. Mitt. Lebensm.Hyg. **34**.

Hevesy G.V. 1923. The absorption and translocation of lead by plants. Biochem. J. **17**, 439–445.

— 1926. Über die Anwendung von radioaktiven Indikatoren in der Biologie. Biochem. Z. **173**, 175.

Hirschler D.A. und L.F.Gilbert. 1964. Nature of lead in automobile exhaust gas. Amer. Med. Assoc. Envir. Health 297–313.

Horiuchi K., S.Horiguchi, K.Yamamoto und T.Takeuchi. 1959. Distribution of lead in the atmosphere of Osaka City. Osaka City Med. J. **5**, 129–134.

Huffaker R.C. und A.Wallace. 1959. Dark fixation of CO_2 in homogenates from citrus leaves, fruits and roots. Proc. Amer. Soc. Hort. Sci. **74**, 348–357.

Jecklin L. 1956. Bleistaub in der Luft. Schweiz. Rotes Kreuz **5**, 9–10.

Jowett D. 1958. Populations of *Agrostis tenuis* spp. tolerant to heavy metals. Nature **182**, 816–817.

— 1959. Adaptation of lead-tolerant population of *Agrostis tenuis* to low soil fertility. Nature **184**, 43.

— 1964. Population studies on lead tolerant *Agrostis tenuis*. Evolution **18**, 70–81.

Kaye S. und P.Reznikoff. 1947. A comperative study of the lead content of street dirts in New York City in 1924 and 1934. J. Industr. Hyg. **29**, 178–179.

Keaton C.M. 1937. The influence of lead compounds on the growth of Barley. Soil Sci. **43**, 401–413.

Kehoe R.A. 1965. Survey of lead in the atmosphere of three urban communities. U.S. Public Health Service Publication No. 999–AP-12.

Lipman C.B. und P.S.Burgess. 1914. The effect of copper, zinc, iron and lead salts on ammonification and nitrification in soils. Univ. Calif. Publ. Agric. Sci. **1**, 127–139.

Lötschert W. 1951. Frühes Welken von Strassenbäumen. Umschau **9**, 286.

Lundegårdh H. 1927. Die Bedeutung der aus Rauchgasen ausgefällten Zink- und Bleimengen im Boden für die Entwicklung der Pflanzen. Kungl. Landbr. Akad. Handl. Tidskr. 626.

— H.Burstrom und H.Ekstrand. 1930. Die Wirkung von anorganischen Reizsubstanzen auf die Keimung und das Keimlingswachstum von Getreide. Kungl. Landbr. Akad. Handl. Tidskr. **69**, 602–632.

Malyuga D.P. 1964. Biogeochemical methods of prospecting. Consultants Bureau New York.

Mitchell R.L. 1957. Spectrochemical methods of soil investigations. Soil Sci. **1**.

Nobbe F., P.Bässler und H.Will. 1884. Poisonous effects of arsenic, zinc and lead on vegetable organisms. Landw. Vers.Sta. **30**, 381.

Primault B. 1958. Ein Problem im Hinblick auf die zukünftigen Autobahnen. Schweiz. Ztg. Forstw. **1**, 43.

Prince A.L. 1957. Influence of soil types on the mineral composition of corn tissues as determined spectrographically. Soil Sci. **83**, 399–405.

Rasmussen G.K. und W.H.Henry. 1963. Effects of lead on the growth of sweet orange seedlings in nutrient solution cultures. Proc. Soil Sci. Soc. Florida **23**, 70–74.

Riebartsch K. 1964. Verunreinigung von Kulturpflanzen mit Blei aus Kraftfahrzeugabgasen. Naturwissenschaften **51**, 367–368.

Rondanelli E.G., P.Gorini, R.Columbi und L.Verga. 1958. Ricerche sulla patogenesi dell'anemia saturnina e l'azione del piombo sulla mitosi eritroblastica. Haematologica **43**, 1077–1093.

Rordorf H. 1950. Ein kleiner Beitrag zur Pflanzenbiologie. Schweiz. Apoth.Ztg. **90**, 789.

Rune O. 1953. Plant life on serpentines and related rocks in the north of Sweden. Acta Phytogeogr. Suec. **31**, 1.

Sarosiek J. 1959. Lead content in *Calamagrostis epigeios*. Acta Soc. Bot. Polon. **28**, 447–452.

Scharrer K. und W.Schropp. 1936. Über die Wirkung des Bleis auf das Pflanzenwachstum. Z. Pfl.Ernähr. Düng. **43**, 34–43.

Scheltinga H. 1955. Lead in soils, plants and animals. Landbouwk. tijdschr. **67**, 153–163.

Schroeder H.A. und J.J.Balassa. 1961. Abnormal trace metals in man: lead. J. Chron. Dis. **14**, 408–425.

Stewart W.L. und R.Allcroft. 1956. Lameness and poor thriving in lambs on farms in old lead mining areas in the Pennines. Vet. Rec. **68**, 723–728.

Stoklasa J.M. 1913. Influence of uranium and lead upon vegetation. Compt. Rend. Acad. Sci. (Paris) **156**, 153–155.

— 1914. Über radioaktive Düngemittel. Chem. Ztg. **79**, 841–844.

Stutzer A. 1914 a. Die Wirkung von Reizstoffen auf den Ernteertrag. Arb. Dtsch. Landw. Ges. **258**, 205–219.

— 1914 b. Weitere Erfahrungen mit der Anwendung sog. Reizstoffe. Dtsch. Landw. Pr. **41**, 1.

— 1915. Reizstoffe (Katalytische Dünger). Dtsch. Landw. Pr. **42**, 429.

— 1916. Die Wirkung von Blei als Reizstoff für Pflanzen. J. Landw. **64**, 1–8.

Tukey H.B. und J.V.Morgan. 1962. The occurrence of leaching from above ground plant parts and the nature of the material leached. XVIth International horticultural congress. 153–160.

— 1964. Leaching of nutrients from plant foliage. Amer. Rose Ann. 102–111.

Vandecaveye S.C., G.M.Horner und C.M.Keaton. 1936. Unproductivity of certain orchard soils as related to lead arsenate spray accumulations. Soil Sci. **42**, 203–217.

Völcker J.A. 1914. The Woburn pot culture experiments. J. R. Agric. Soc. (England) **75**, 306–322.

Warren H.V. und R.E.Delavault. 1960. Observations on the biogeochemistry of lead in Canada. Trans. R. Soc. Canada **54**, 11–20.

Wilkins D.A. 1957. A technique for the measurement of lead tolerance in plants. Nature **180**, 37–38.