

Aus der Akademie der Wissenschaften der DDR
Forschungsstelle Umweltgestaltung

Einsatz von Agrochemikalien und hieraus sich ergebende spezielle Probleme des Umweltschutzes

Von

Emanuel Heinisch

Mit 3 Abbildungen und 8 Tabellen

(Eingegangen am 19. August 1975)

Die klassischen Agrochemikalien, zu denen wir die bekannten Makro- und Mikro-pflanzennährstoffe in ihrer Form als Mineraldünger sowie die Pflanzenschutzmittel der zweiten Generation rechnen, spielen auch heute noch eine bestimmende Rolle innerhalb der Intensivierung der pflanzlichen Produktion. Sie wirken zu einem erheblichen Teil über den Boden, erstere fast ausschließlich, die zuletztgenannten in zunehmendem Maße, wobei noch zu berücksichtigen wäre, daß große Anteile topisch applizierter Verbindungen unbeabsichtigt in den Boden gelangen.

Aus der Sicht der Landwirtschaft stellt der Boden ihr Hauptproduktionsmittel dar und wird es mindestens bis zur Jahrtausendwende bleiben. Aus diesem Grunde bestimmt die Bodenfruchtbarkeit seinen Gebrauchswert für die Pflanzenproduktion und damit zugleich die Gesamtproduktivität der sozialistischen Landwirtschaft.

Vom Standpunkt des Umweltschutzes und speziell der Ökologie ist der Boden als eine der wichtigsten Naturressourcen zu betrachten. Er steht in ständiger Wechselwirkung mit anderen Ökosystemen. Auf den Boden gerichtete Maßnahmen wirken sich oft in anderen Ökosystemen wie in der Luft oder im Wasser aus.

Seine wichtigsten Funktionen liegen in seiner Eigenschaft als landwirtschaftlich oder forstwirtschaftlich genutzte Fläche; weiterhin in seiner Bebauungsfunktion, die innerhalb der Urbanisierung eine große Rolle spielt; schließlich stellt er einen wichtigen Speicher und zugleich Filter für das Wasser dar. Zu nennen wäre auch noch seine Funktion innerhalb der Stofftransformation, also bei der Entnahme und der Deponie von verschiedenen Grund- und Gebrauchsstoffen. Neben diesen vorwiegend positiven Eigenschaften stellt der Boden jedoch gleichzeitig eine Infektionsquelle für bestimmte Krankheitskeime dar und trägt zur Entstehung verschiedener, z. T. bodenbürtiger toxischer Stoffe bei. Folgerichtig wird aus diesen Erkenntnissen in der Direktive des VIII. Parteitages der Sozialistischen Einheitspartei Deutschlands zum Fünfjahrplan für die Entwicklung der Volkswirtschaft der DDR 1971 bis 1975 gesagt:

„In der sozialistischen Landeskultur ist zur rationellen Nutzung der natürlichen Ressourcen die Entwicklung auf die Reinhaltung der Gewässer, die **N u t z u n g** u n d d e n **S c h u t z** d e s **B o d e n s**, die Reinhaltung der Luft sowie die Beseitigung und Verwertung von Siedlungsmüll und industriellen Abprodukten sowie auf die Schaffung der wissenschaftlich-technischen Voraussetzungen zum Schutz der Umwelt zu konzentrieren.“

In den gleichen Dokumenten wird für die Jahre 1971 bis 1975 eine Steigerung der Bereitstellung von Mineraldünger bei

Stickstoff	von 520 auf 800 kt/a
Phosphorsäure	von 440 auf 523 kt/a
Kali	von 614 auf 710 kt/a

vorgesehen (Ewald 1972). Noch deutlicher kommt der außerordentlich hohe Zuwachs innerhalb der Mineraldüngerraten in der folgenden Tab. 1 zum Ausdruck.

Tabelle 1. Entwicklung der Mineraldüngung in der DDR in kg Reinnährstoff je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche, zusammengestellt von Kramer u. Mitarbeiter 1972, ergänzt durch o. V. 1973

Düngungszeitraum	N	P	K
1901	3,0	4,4	3,8
1938/39	32,8	12,0	40,0
heutiges Gebiet der DDR			
1949/50	27,8	6,3	42,4
1956/57	34,9	12,5	59,0
1959/60	37,9	14,4	68,4
1963/64	48,0	18,0	70,2
1965/66	66,1	20,9	76,6
1967/68	70,0	25,0	78,0
1971/72	100,3		
1975	135,0	36,0	92,0
1980	150,0	40,0	120,0

Diese gewaltigen Steigerungen der Düngermengen – die organischen Nährstoffe, zumeist in Form von Gülle, sollen hier unerwähnt bleiben – führen zu zwei wesentlichen umweltrelevanten bzw. -toxikologischen Folgekomplexen, denen zunächst unsere Aufmerksamkeit gelten soll. Es sind dies:

1. Der unbeabsichtigte Nährstoffeintrag in das Grundwasser, in stehende und fließende Oberflächengewässer und schließlich in die Ozeane und
2. Veränderungen innerhalb der natürlichen Inhaltsstoffe von Kulturpflanzen nach Art und Menge.

Die Eutrophie eines Gewässers ist ein natürlicher Prozeß. Der Nährstoffreichtum führt zu hoher Produktivität, die z. B. über Fischzuchten dem Menschen zugute kommt. Natürliche Eutrophie ist deshalb von der anthropogenen Eutrophierung abzugrenzen, die treffender als Hypertrophie bezeichnet werden sollte, da der Nährstoffgehalt an Stickstoff und Phosphor in den Gewässern seit 1900 um das 50- bis 500fache angestiegen ist (Duty 1973). Die Aufgaben des Umweltschutzes hinsichtlich der Reinhaltung des Wassers laufen nicht darauf hinaus, kristallklares Wasser und oligotrophe Verhältnisse zu schaffen, sondern ein gesundes, natürliches Klima im Gewässer zu erhalten.

Eine Hypertrophie schädigt das Gewässer unter Beachtung der ökonomischen Aspekte häufig irreversibel; negative Auswirkungen ergeben sich für die Wasserwirtschaft, Hygiene, Landwirtschaft, Fischereiwirtschaft und nicht zuletzt für das Erholungswesen.

Ursache für antropogene Eutrophierung oder Hypertrophierung ist ein zusätzlicher Nährstoffeintrag organischer oder anorganischer Art in mannigfaltiger Weise.

So kann nach der Herkunft des Eintrags in landwirtschaftlich, industriell oder kommunal bedingte Hypertrophierung unterteilt werden. Weiterhin kann der Nährstoff-input primär, z. B. als Eintrag von Mineraldüngern, oder auch sekundär, wie bei

der Mineralisation von herbizidvernichteten Wasserpflanzen (chemische Grabenkrautung), erfolgen.

Bei fast allen anthropogenen Eutrophierungs- oder Hypertrophierungserscheinungen verläuft der Nährstoffeintrag vom terrestrischen ins aquatische Milieu. Der Mineralkreislauf wird unterbrochen, und die Nährstoffe werden in organischer oder anorganischer Form im Wasser deponiert.

Die Gewässer der DDR werden hauptsächlich durch Nährstoffeintrag in Verbindung mit landwirtschaftlicher Düngung eutrophiert. Nur 27 % der N-Gaben und 20 % der P-Gaben werden von organischen Düngern gestellt (Kramer u. Mitarbeiter 1972), so daß sich die Mineraldüngung bestimmend auf die Gewässereutrophierung auswirkt. Die gleichen Autoren geben für das Gebiet der DDR an, daß im Mittel 75 % der möglichen Stickstoff- und 14 % der möglichen Phosphoreintragungen in die Gewässer von landwirtschaftlichen Nutzflächen stammen und daß die dem Gewässer durch Bodennutzung zugeführte Nährstofflast gleich oder größer als die aus den Abwässern stammende Menge ist.

Die durch Eintrag von Mineraldüngern in den Gewässern erzeugte Produktion übersteigt nach Borgstrom (1973) vielfach die Felderträge, zu deren Steigerung die Dünger eingesetzt wurden. Das Phytoplankton nutzt die Nährstoffe intensiver als Feldfrüchte.

Auswirkung der Hypertrophie ist allgemein eine Verschlechterung der Wassergüte. Infolge der hohen Produktion treten pH-Anstieg und Transparenzverminderung auf, eine erhöhte O₂-Zehrung findet im Gewässer statt, und es kann zur H₂S-Bildung kommen. Damit gehen Trink- und Brauchwasserressourcen verloren, das Gewässer wird für Fischfang oder -zucht und im Extremfalle für höheres Leben unbrauchbar. Schließlich führen die hohen Sedimentationsraten, die im Bereich der Darß-Zingster-Boddengewässer beispielweise schon 5 mm/y erreicht haben, zur Verlandung. Für die Bevölkerung verliert das Gewässer seinen Erholungswert.

Maßnahmen zur Verhinderung der anthropogenen Hypertrophie bieten sich in prophylaktischer, präventiver und sanierender Hinsicht, wobei in dieser Reihenfolge auch die ökonomischen Mittel steigen.

Die strikte Einhaltung der gesetzlichen Bestimmungen und TGL-Normen ist ein erster Schritt. Neue Verfahren und Technologien in der landwirtschaftlichen Produktion müssen sich ebenso wie die Grundlagenforschung z. B. zur Erhöhung der Nährstoffausnutzung anschließen. In speziellen Fällen lassen sich auch Sanierungsprojekte durchführen, wie sie von Anderson (1973) für den Trummon-See beschrieben wurden. Hier wurde das für die Hypertrophie verantwortliche nährstoffreiche Sediment abgepumpt.

Kramer und Mitarbeiter (1972) zeigen eine Reihe von Wegen auf, die zur Minderung der Eutrophierung infolge landwirtschaftlicher Produktion führen können. Neben der Einhaltung der allgemeinen Bestimmungen und Normen der TGL 24 345 „Gewässerschutz, Schutz der Gewässer beim Umgang mit organischen und mineralischen Düngern“ und TGL 24 346 „Gewässerschutz, Schutz der Gewässer vor Produktionsabwässern landwirtschaftlicher Betriebe“, in den jedoch häufig konkrete Aussagen oder Anweisungen besonders zu regional bedingten Problemen nicht wiedergegeben werden, sind dies insbesondere:

- die Anwendung der Abwässerbodenbehandlung, die Verhinderung von Ab- und Ausspülungen von Nährstoffen durch entsprechende Flurgestaltung;
- die Einschränkung von Wassergeflügelhaltung auf Seen und Fließgewässern bei Intensivierung der Trockenmast;
- die Kontrolle der Gewässerbelastung durch Intensivfischzuchten;

- Eingriffe in die hydrographischen Primärstrukturen im Gewässer, wie z. B. Schlammabzug, Wasserspiegelsenkung oder -hebung, Abpumpen nährstoffreichen Tiefenwassers u. a.

Als wesentliche Kriterien für zahlreiche Probleme des Umweltschutzes im Zusammenhange mit den Bodeneigenschaften, insbesondere mit der für die Eutrophierung durch Überdüngung des Bodens besonders wichtigen Filterwirkung, stellt Ehwald (1974) eine gute Ackerkultur und Melioration dar. Der Boden ist nicht nur ein oberflächenaktives, polydisperses System, sondern er steht auch in ständigem Kontakt mit der Pflanzenoberfläche.

Anorganische Phosphorverbindungen sind wegen ihrer geringen Wasserlöslichkeit im Boden nur wenig beweglich; soweit sie nicht von den Pflanzen aufgenommen werden, gehen sie schließlich in Hydroxylapatit über und werden in Mikroorganismen eingebaut. So stellen sie in Mineralböden nur in Extremfällen eine Eutrophierungsquelle dar. In Moorböden sind zwar Einwaschungen eher möglich, jedoch werden diese aus Gründen der Bodenfruchtbarkeit kaum mit größeren Phosphorgaben versehen.

Die größte Eutrophierungsgefahr geht von dem hochbeweglichen NO_3^- -Ion aus, das von den überwiegend negativ geladenen Boden-Kolloiden nicht festgehalten werden kann. Besonders leicht auswaschbar sind NO_3^- -Dünger, die im Herbst auf unbebaute Böden gegeben werden, vor allem dann, wenn ein milder Winter folgt. Als Gegenmaßnahme wird der Winterzwischenfruchtanbau empfohlen. Allerdings kann diese Lösung andere umwelttoxikologische Wirkungen verursachen. Aus der folgenden Tab. 2 sind die wichtigsten landwirtschaftlichen Nutzpflanzen zu ersehen, bei denen im

Tabelle 2. Stickstoffgaben zu wichtigen landwirtschaftlichen Nutzpflanzen, bei denen im langjährigen Mittel unverträgliche NO_3^- -N-Gehalte ($> 0,2\%$ in der Tr. M.) auftreten (Fiebig 1974)

Futterpflanze	N kg/ha
Futtersenf	40
Futterrüben	200
Zuckerrüben für Futterzwecke	480 (in zwei Gaben)
Markstammkohl	240
Grünmais	300
Grünland und Feldgras, 1. Aufwuchs	160
Grünland und Feldgras, 2. Aufwuchs	120
Grünland und Feldgras, 3. Aufwuchs	120

langjährigen Mittel unverträgliche NO_3^- -N-Gehalte (größer als $0,2\%$ in der Trockenmasse) auftreten. Aus der Tabelle ist deutlich zu ersehen, daß vor allem der Futtersenf sowie Grünland und Feldgras im 2. und 3. Aufwuchs gefährdet sind. Aber auch verschiedene Futtergetreidearten und -sorten nehmen NO_3^- besonders leicht auf.

Bei der Nennung der zuletzt genannten Zahlen sind wir bereits im Zentrum des Problems der Veränderung der Pflanzeninhaltsstoffe durch hohe Düngergaben angelangt. Die Aufnahme von Nitrat-Nitrit durch Kulturpflanzen und die sie beeinflussenden Faktoren, wie z. B. die Phosphor- und Kalidüngung, die Pflanzenart, die klimatischen Bedingungen (und somit z. B. die Assimilation), die einzelnen Teile einer Pflanze, ihr Alter u. v. a. m. sind in ihrem komplexen Zusammenwirken bisher nur z. T. erforscht. Aus der Praxis muß jedoch gesagt werden, daß z. B. Laue (1972) den Nitrat-Nitritverbindungen die größte Bedeutung innerhalb des Vergiftungsgeschehens bei landwirtschaftlichen Nutztieren zubilligt. Im Jahre 1970 standen in der DDR z. B. Nitrat-Nitritionen mit 29% aller gemeldeten Vergiftungsfälle und mit mehr als einem

Viertel aller Totalverluste zu Buche. Als Schadensursache wird fast durchweg die Aufnahme bestimmter Futterpflanzen, vor allem Feldfutter wie z. B. Grünsenf, Grünhafer, Markstammkohl, Sonnenblumen, Futterrüben und verschiedentlich auch Silage, genannt. Schulz u. Kirchner (1972) analysierten einige derartige Vergiftungsfälle. Sie konnten als Todesursache für ein Massensterben von Rindern die Verfütterung von 25 kg gehäckseltem Grünsenf je Tier feststellen. Die Untersuchung dieses Futtermittels ergab, bezogen auf die Trockenmasse, einen Nitratgehalt von 44 360 ppm. In einem anderen Praxisfall, der gleichfalls zum Verenden mehrerer Kühe führte, die Grünsenf erhielten, zeigte die Analyse des Futters einen Nitratgehalt von 63 220 ppm, bezogen auf die Trockenmasse. Aber auch aus derartigen Rohstoffen hergestelltes industrielles Futter kann zu Intoxikationen führen. So erkrankten in einer humanmedizinischen Einrichtung plötzlich über 60 Versuchskaninchen, die ausschließlich Grünfutterpellets als Nahrung erhielten. Der Nitratgehalt dieses Futters lag im Durchschnitt bei 1400 bis 1600 ppm, bezogen auf die Trockenmasse.

Aufmerksamkeit ist auch den Elementen zuzubilligen, die gewollt oder unbeabsichtigt mit Dünge- oder Pflanzenschutzmitteln in den Boden gelangen. Mit Phosphordüngern, vor allem mit Superphosphat, gelangen große Mengen an Fluor in den Boden, die allerdings bald in Fluorapatit umgebaut werden. Das Gleiche gilt auch für Kupfer und Zink, für deren Eintrag auch Fungizide verantwortlich zu machen sind. Kupfer wird von der organischen Substanz und teilweise von Pflanzen aufgenommen. Zink wird zunächst stark irreversibel gebunden. Dies läßt sich z. B. dadurch nachweisen, daß Kupfer- und Zinkmangel in Pflanzen häufiger zu finden sind als etwa zu hohe Kupfer- und Zinkgehalte. Blei wird von den Pflanzen gar nicht aufgenommen, desgleichen auch Kadmium. Beide Elemente finden sich daher nur als Oberflächenrückstände an den Pflanzen.

Von den bodenbürtigen toxischen Substanzen verdienen die aus Huminstoffen gebildeten Polyaromate besonderes Interesse. Die Beobachtung, daß sich z. B. Benzpyren im Boden in größerer Entfernung von Emissionsquellen befindet und dort nachgewiesen werden kann, gibt gewisse bis jetzt allerdings experimentell noch nicht nachgewiesene Hinweise darauf, daß dieser Stoff auch von Huminstoffen gebildet werden kann. Ähnliches gilt auch für die Nitrosamine.

Sicherlich gehören die Nitrosamine zu den toxikologisch interessantesten Verbindungen, die nicht nur durch die moderne Agrochemie, d. h. also durch die Steigerung der N-Düngergaben und durch den Einsatz verschiedener Bodenherbizide im Boden und in Kulturpflanzen, in zunehmendem Maße nachweisbar sind. In allen Medien können beim Zusammentreffen von salpetriger Säure (also auch von NO_2^- -Ionen in saurem Milieu) mit sekundären Aminen Nitrosamine nach der folgenden Gleichung entstehen:



Um nur ein außerhalb der Landwirtschaft stehendes Beispiel zu nennen: In der Luft von Ballungsgebieten der chemischen Industrie können unter bestimmten Bedingungen Nitrosamine nachgewiesen werden. Streng zu unterscheiden ist aber zwischen den N-Alkylnitrosaminen, die außerordentlich stark kanzerogene Wirkungen haben, und den N-Arylnitrosaminen, bei denen derartige Wirkungen bisher noch nicht nachgewiesen werden konnten. Tatsächlich sind bei einem erhöhten Stickstoffangebot (das aber keineswegs als alleinige Ursache angesehen werden darf) unter bestimmten mikrobiellen Voraussetzungen im Boden auch Aufnahmen von NO_2^- -Ionen durch verschiedene Pflanzenarten zu verzeichnen, die mit pflanzeigenen sekundären Aminen auch toxische Nitrosamine bilden können. Aber auch hier sind die realen Umstände, die

zu derlei Reaktionen führen, gegenwärtig nur in Ansätzen bekannt, so daß ihre tatsächliche Umweltrelevanz noch nicht überblickt werden kann.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die größten umwelttoxikologischen Aktivitäten im Boden vom NO_3^- auszugehen scheinen, gleichgültig, ob dieses nun in tiefere Bodenschichten penetriert oder ob es von Pflanzen aufgenommen und in oberirdische Pflanzenteile weitertransportiert wird. Eine Patentlösung zur Behebung dieses Problems ist zur Zeit noch nicht in Sicht. Nach Ehwald (1974) kann nur gesagt werden, daß bei Verwendung der richtigen Mengen von Stickstoffdüngemitteln zum richtigen Zeitpunkt und dem Anbau der gleichfalls richtigen Pflanzen größere Schäden, so wie sie gelegentlich in der Literatur beschrieben werden, zu vermeiden sind. Für die nahe Zukunft ist die Entwicklung von N-Düngern zu erwarten, die eine dem Bedarf der wachsenden Pflanze angepaßte Nährstoffabgabe besitzen, wobei auch an Kombinationen mit speziellen Bakteriziden zu denken ist, die fähig sind, den Nitrifikationsprozeß zu hemmen.

Aber auch Strukturverbesserungen mit Hilfe synthetischer Bodenverbesserungsmittel (BVM), die zu Verbesserungen in der Gefügestabilität und der Dräufähigkeit, des Wärmehaushaltes sowie der Erosions- und Deflationsverminderung führen und an sich bereits Anliegen des Umweltschutzes und der Umweltgestaltung sind, haben bereits heute – wie z. B. der Einsatz des stabilisierenden Strohdüngens zeigt – u. a. auch Herabsetzungen der Eutrophierungsgefahren zur Folge.

Wenn auch gegenwärtig die Gesamt mengen der eingesetzten Bitumenemulsionen zur Herstellung von etwa 2 bis 10 cm starken Mulchschichten im Frühkartoffel- und Möhrenbau nur gering ist, bedürfen gerade diese neuen Typen von Agrochemikalien besonderer toxikologischer Aufmerksamkeit. Die Präparate bestehen aus etwa 55- bis 60%igen Emulsionen von Bitumen in Wasser unter Zusatz von Emulgatoren. Der Gehalt an kanzerogenen Polyaromaten, als deren Leitsubstanz das 3,4-Benzpyren angesehen wird, ist stark abhängig vom jeweiligen Ausgangsöl.

Die Applikation erfolgt mit Bodengeräten durch Verspritzen, wobei die Tropfengrößen durchweg $> 150 \mu\text{m}$ sind, so daß mit Abdriften nicht zu rechnen ist. Nach Untersuchungen im Zentralinstitut für Ernährung der AdW der DDR in Potsdam-Rehbrücke (Fritz, Woggon u. Engst 1973) ist nach einmaligem Mulchen auf Flächen, die für den Anbau von Gurken, Möhren, Tomaten und Salat vorgesehen waren, keine wesentliche Erhöhung des 3,4-Benzpyren-Gehaltes gegenüber den ungemulchten Böden nachweisbar; der Gehalt an dem Polyaromat war nach dem Mulchen auf der Salatfläche sogar geringfügig niedriger, so daß die dort angewandte Ausbringungstechnologie hinsichtlich umwelttoxikologischer Bedenken als irrelevant bezeichnet werden kann. Auch die 3,4-Benzpyren-Gehalte der angebauten Kulturen, die Werte um 0,1 bis 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i. T. aufweisen, unterschieden sich von unbehandelten praktisch nicht. Ein wasserhygienisches Gutachten aus dem Forschungsinstitut für Mikrobiologie und Hygiene in Bad Elster (Dobberkau (1973) läßt keinerlei Befürchtungen bei der Anwendung von Bitumenmulchemulsionen außerhalb der Trinkwasserschutz zonen I und II für das Grundwasser zu.

Weitaus kritischer sind nach Wagner (1973) landwirtschaftlich genutzte Abfallkonzentrate zu beurteilen, die vorwiegend als Müll, Klärschlamm und Kompost Verwendung finden und toxische Stoffe enthalten, die teilweise hoch über dem Niveau landwirtschaftlich genutzter Böden liegen. Vor allem in dem durch Deponie von Siedlungsabfällen gewonnenen Müll werden hohe Gehalte an 3,4-Benzpyren und 3,4-Benzfluoranthren gefunden. Diese Erscheinungen lassen den Einsatz dieser Stoffe als BVM in der Landwirtschaft suspekt erscheinen, da sich diese Schadstoffe nicht nur im Boden, sondern auch in den dort angebauten Kulturen anreichern. Diese Erscheinung gewinnt insofern an Bedeutung, als Anfall und Nutzung dieser Abprodukte zunehmen.

Tabelle 3. Gehalt an schädlichen Stoffen in industriell hergestelltem Kompost, Müll und Klärschlamm (in ppm) (nach Wagner 1973)

Probe	3.4-Benz- pyren	3.4-Benz- fluor-	Al	Pb	Cd	Hg
<i>Kompost</i>						
Bad Kreuznach	0,6	7,2	3	680	40,2	3
Landau	0,2	2,2	4	910	16,3	2
Alzey	0,4	5,4	2	530	51,7	0,3
<i>Müll</i>						
Stadt Giessen	1,7	14,8	4,5	170	33,2	—
<i>Klärschlamm</i>						
Stadt Giessen	0,3	2,2	1,2	840	158	2,5
<i>landwirtschaftlich genutzte Böden (Durchschnitt)</i>						
	0,02	0,04	0,8...2	5...50	1...8	0,03...0,06

Innerhalb der Pflanzenschutzmittel der zweiten Generation befinden sich – grob gerechnet – etwa 500 Wirkstoffe in mehr oder weniger großen Mengen auf dem Weltmarkt. In der DDR werden gegenwärtig ungefähr 130 Wirkstoffe hergestellt, formuliert oder importiert und kommen so zur Anwendung. Wiederum grob überschlagen werden hiervon mengenmäßig zu etwa 85 % zehn Wirkstoffe in Anspruch genommen, die von den Triazin- und Chlorphenoxyalkansäureherbiziden, den Phosphororganika, den Harnstoff- und Carbamatderivaten, Kupferverbindungen und nach wie vor einigen chlororganischen Verbindungen gestellt werden, die im wesentlichen den Umweltschutz und die Ökologie vor keine besonderen Probleme stellen. Eine am 29. 11. 1973 durchgeführte Kontrolle über die Einhaltung des am 15. 7. 1970 vom Ministerrat der DDR beschlossenen „Stufenprogrammes für den teilweisen Ersatz von DDT-Präparaten“ durch die Sektion Toxikologie von Agrochemikalien der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR ergab, daß diese gewährleistet ist. Demzufolge wird ab 1975 das DDT – nachdem es 1974 im Rapsanbau nur noch in geringen Restmengen zur Anwendung kam – auch aus seinem Haupteinsatzgebiet, dem Kartoffelbau, verschwinden und nur mehr eine geringe Bedeutung innerhalb der Pflanzenschutzmittel-Palette haben. Die Anwendung von DDT erfolgt dann nur in einigen Spezialeinsatzgebieten, wie etwa der Bekämpfung der Zwiebelfliege (*Phorlia Hylemnia cepulae* Frost).

In eigenen Untersuchungen (Heinisch u. Mitarbeiter 1968 a) wollten wir uns in den Hauptanwendungszeiten der Chlorkohlenwasserstoff-Insektizide DDT und Lindan, also in den Jahren 1965–1967 über die tatsächliche Kontamination des Bodens mit diesen Wirkstoffen orientieren, um einmal reale Zahlen aus der landwirtschaftlichen und gärtnerischen Praxis zu erhalten und zum anderen, um die Möglichkeiten eines Überganges in andere Ökosysteme – wie etwa das Grundwasser oder die Pflanzendecke – zu überprüfen. Im folgenden sollen die hierbei zusammengetragenen Fakten und Schlußfolgerungen aus heutiger Sicht eingeschätzt und neuen Analyseergebnissen gegenübergestellt werden. Die Probenahme erfolgte nach einem von uns ausgearbeiteten einheitlichen Schema durch die Pflanzenschutzämter bei den Räten der Bezirke. Insgesamt wurden in dem genannten Zeitraum 1639 Bodenproben aus 13 Bezirken und 222 Standorten gezogen und an uns übersandt. Die Auswahl der Standorte erfolgte nach einem von uns vorgegebenen repräsentativen Schema und sollte einmal die Zahl der in den letzten 5 Jahren erfolgten Behandlungen (bzw. das letzte Behandlungsjahr),

den Einfluß der Formulierung (vor allem auf die Penetration in tiefere Bodenschichten) und die in den letzten 5 Jahren vorwiegend angebaute Kultur berücksichtigen. Da uns in dem Untersuchungsjahr 1967 nur semiquantitative Analysemethoden (Dünnschichtchromatographie) zur Verfügung standen, beschränkten wir uns darauf, Konzentrationsbereiche zu erfassen, und zwar wie folgt:

- 1 = unterhalb der Nachweisgrenze
(die für DDT bei 0,005 und für Lindan bei 0,05 ppm lag)
- 2 < 0,1
- 3 = 0,1 bis 0,5
- 4 = 0,5 bis 1
- 5 = 1 bis 2
- 6 > 2 ppm.

Die letzten Proben wurden nach den damals üblichen kolorimetrischen Methoden nachanalysiert, so daß für die hohen Kontaminationsgrade genaue Werte vorgelegt werden konnten.

Die Gesamtergebnisse (es konnten aus technischen Gründen nur 1035 der 1639 eingesandten Bodenproben analysiert werden) zeigen, wie die Tabelle Nr. 4 wiedergibt, daß nur knapp 5 % der Proben DDT-Anteile von < 0,1 ppm enthielten. Das bedeutet, daß praktisch die gesamte intensiv landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Bodenfläche mit meßbaren DDT-Mengen kontaminiert war.

Tabelle 4. Verteilung der DDT-Rückstände der 1035 analysierten Bodenproben auf die Konzentrationsbereiche und Bodenzonen

DDT-Konzentrationsbereiche	Bodenzonen				insgesamt	
	0 bis 5 cm		5 bis 15 cm		absol.	%
	Anteil der Proben					
	absol.	%	absol.	%		
nicht nachweisbar	16	1,5	31	2,9	47	4,6
0,1 ··· 0,5 ppm	132	12,8	156	15,1	288	27,8
0,1 ppm	111	10,8	138	13,3	249	24,0
0,5 ··· 1 ppm	104	10,0	75	7,3	179	17,3
1 ··· 2 ppm	81	7,8	78	7,5	159	15,4
2 ppm	75	7,3	38	3,7	113	10,9
Σ	519	50,2	516	49,8	1035	100,0
davon Proben mit technischem DDT	148	14,3	188	18,1	335	32,4

Ein weiteres günstigeres Bild vermittelt die in Tab. 5 dargestellte Kontamination mit Lindan, die ausweist, daß in mehr als 80 % der Proben dieser Wirkstoff nicht nachzuweisen war.

Tabelle 5. Kontamination der 1035 untersuchten Bodenproben mit Lindan

Lindangehalt in ppm-Bereichen	n. n.	<0,1	0,1 ··· 0,5	0,5 ··· 1	1 ··· 2	>2
Zahl der Proben	866	80	60	19	7	3
%	83,7	7,7	5,8	1,8	0,7	0,3

Zu berücksichtigen ist hierbei allerdings die geringere Analysenempfindlichkeit und die Tatsache, daß die meisten DDT-Lindan-Mischpräparate nur einen Lindananteil von etwa 20 % haben und Reinlindan nur in Spezialkulturen eingesetzt wird. Die Abb. 1 vermittelt insofern ein zu optimistisches Bild, als wir im Jahre 1966 nur 3 Flächen ausfindig machen konnten, die absolut sicher (also auch nicht durch Abdriften) ihre letzte DDT-Behandlung vor 4 Jahren erhielten; hier standen uns also nur 24 Proben zur Verfügung, von denen 4 Maxima von 1ppm enthielten (Abb. 1).

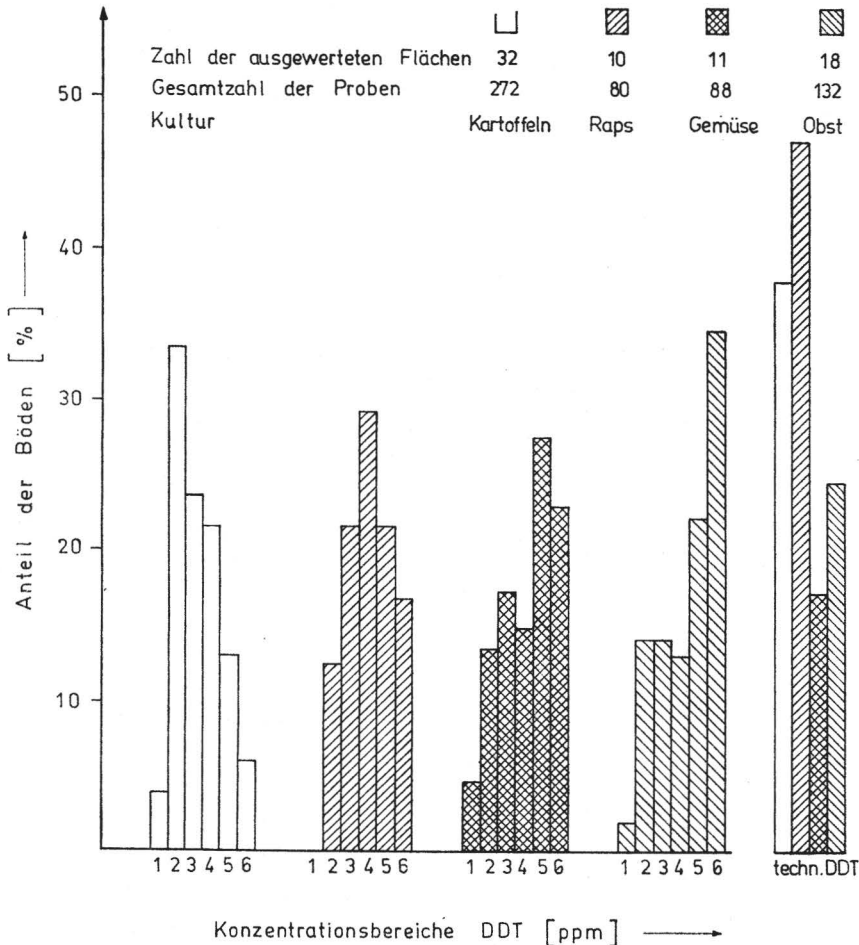


Abb. 1. Verteilung der DDT-Rückstände in Böden, nach dem Jahr der letzten DDT-Behandlung geordnet (Probenahme Juni 1966)

1: nicht nachweisbar; 2: < 0,1; 3: 0,1 bis 0,5; 4: 0,5 bis 1; 5: 1 bis 2; 6: > 2

Wir haben diese Flächen registriert und durch Absprachen mit den Nutzungsberechtigten gesichert, daß sie weiterhin frei von DDT-Behandlungen bleiben sollten. 1973 wurden an den gleichen Stellen wiederum 24 Proben gezogen und gaschromatographisch untersucht. Elf Jahre nach der letzten DDT-Behandlung konnten mit Hilfe der sehr empfindlichen Methode noch in 14 Proben DDT-Mengen im Bereich von 2,5 bis 60 ppb (Durchschnitt etwa 10 ppb) nachgewiesen werden, während für 10 Proben

selbst diese empfindliche Methode, deren untere Nachweisgrenze bei 0,5 ppb lag, keine Anzeichen einer Anwesenheit des Wirkstoffes registrierte. Die positiven wie auch die negativen Proben verteilten sich etwa gleichmäßig auf die Bodenzonen 0 bis 5 und 5 bis 15 cm, was auf die Häufigkeit der kulturtechnischen Bearbeitungen zurückzuführen sein dürfte.

Die in der ersten Arbeit durchgeführten Untersuchungen zum Einfluß der Formulierung von DDT-Präparaten auf deren Persistenz im Boden und ihr Penetrationsvermögen in tiefere Bodenschichten, die in Abb. 2 zusammengefaßt sind, zeigen eindeutig eine Zunahme der Beständigkeit in der Reihenfolge Stäubemittel und Spritzpulver → Bodenstreu- und Inkrustiermittel → Aerosprüh- und Nebelmittel; d. h., die organische

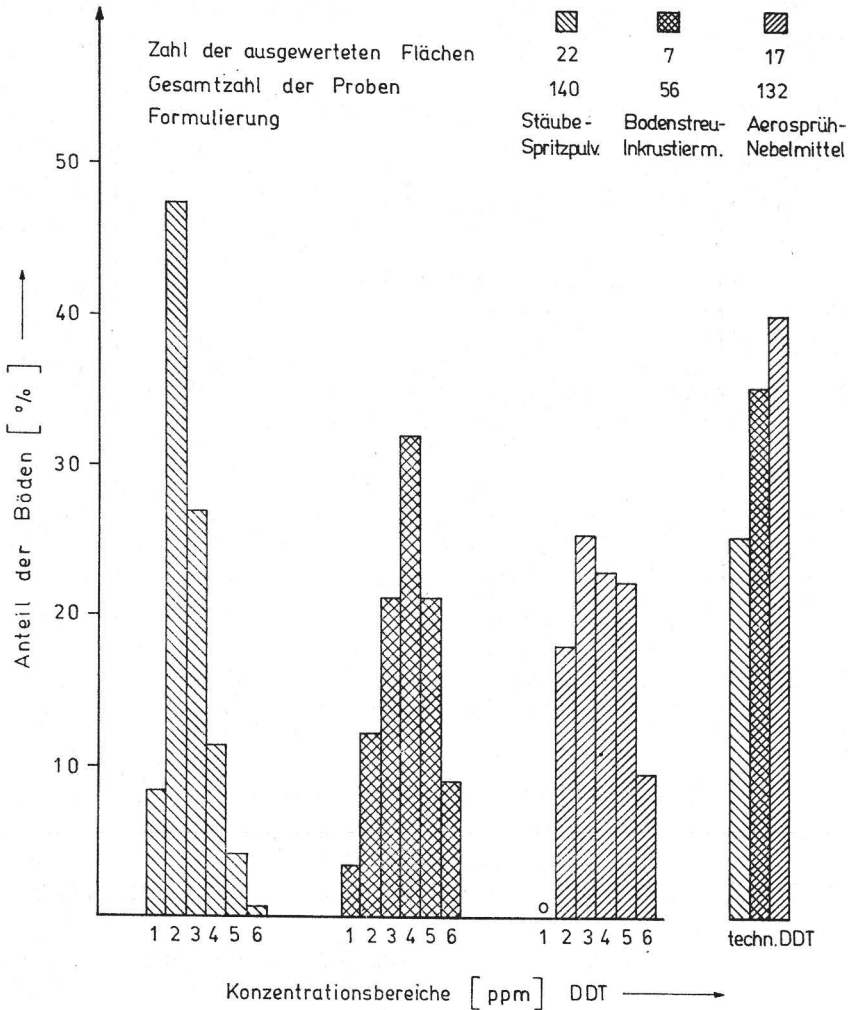


Abb. 2. Verteilung der DDT-Rückstände in Böden, nach den vorwiegend oder ausschließlich eingesetzten Formulierungen geordnet (1963-1966).

1: nicht nachweisbar; 2: < 0,1; 3: 0,1 bis 0,5; 4: 0,5 bis 1; 5: 1 bis 2; 6: > 2

Phase der zuletzt genannten Zubereitungsformen erhöhte die Persistenz der Wirkstoffe im Boden. Die in Abb. 3 festgehaltene Abhängigkeit der DDT-Konzentrationsbereiche

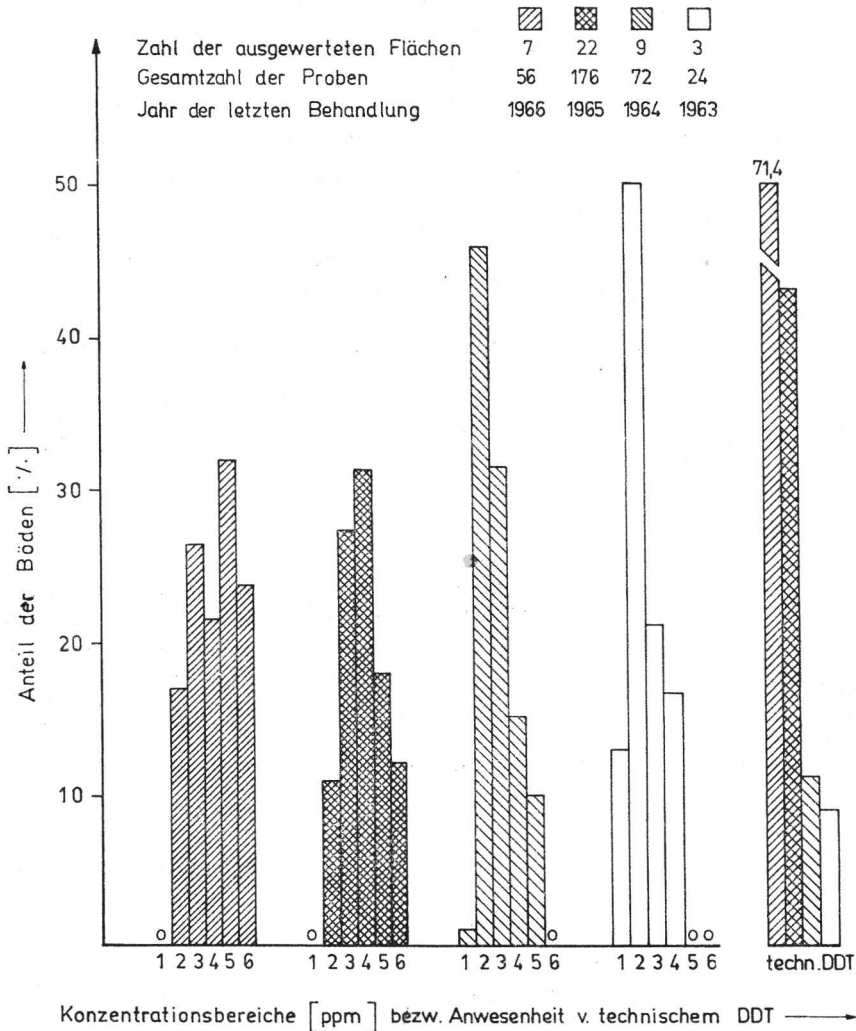


Abb. 3. Verteilung von DDT-Rückständen in Böden, nach den in den letzten 5 Jahren vorwiegend angebauten Kulturen geordnet.

1: nicht nachweisbar; 2: < 0,1; 3: 0,1 bis 0,5; 4: 0,5 bis 1; 5: 1 bis 2; 6: > 2

von der angebauten Kultur demonstriert deutlich den zunehmenden Trend zu hohen Konzentrationsbereichen von der Kartoffel über Raps und Gemüse zu Obstbaumplantagen. Die hohen DDT-Werte in den Obstbauanlagen resultieren aus den von etwa 1955 bis etwa 1966 jährlich erfolgenden Spritzungen mit DDT-Präparaten. Im Stein- und Kernobst wurden DDT-haltige Mittel bereits 1965 bzw. 1968 aberkannt (Heinisch und Angermann 1965 u. 1968), was nach der gesetzlichen Regelung in der DDR einem Anwendungsverbot gleichkommt. Erste Bodenuntersuchungen (gleichfalls im Herbst 1973 gaschromatographisch durchgeführt) aus besonders veralteten Kirschbaumanlagen im Werderschen Obstanbaugebiet, die wegen der Sortenverschiedenheit der Bäume und

den daraus folgenden sehr unterschiedlichen Reifeterminen der dicht nebeneinanderstehenden Bäume von den staatlichen Instanzen des Pflanzenschutzes auf die Einhaltung des DDT-Anwendungsverbotes schwerpunktmäßig kontrolliert wurden, zeigten, daß innerhalb der 8 Jahre, in denen auf DDT-Anwendung verzichtet wurde, die extrem hohen Werte, die 1965 noch Zahlen bis zu 15 ppm erreichten, auf ein Mittel von nur 0,5 ppm abgesunken waren. Es kann also angenommen werden, daß bei einer vollen Einhaltung des Stufenprogramms für den teilweisen Ersatz von DDT-Präparaten die Kontaminationsgrade unserer Böden laufend abnehmen werden.

Welche Gründe veranlaßten uns, der Anwesenheit dieses extrem stabilen Wirkstoffes eine solche Aufmerksamkeit zuzubilligen? Von allen anderen Möglichkeiten eines Überganges in andere Ökosysteme interessierten uns vornehmlich zwei, und zwar die Penetration in tiefere Bodenzonen (und die damit eventuell verbundene Möglichkeit einer Kontamination des Grundwassers) und die Aufnehmbarkeit durch Kulturpflanzen über das Wurzelsystem mit anschließender Translozierung in oberirdische Pflanzenteile. Da DDT mit einem Wert von 1,2 µg/l bei 25 °C extrem wasserunlöslich ist, war von vornherein nur in Ausnahmefällen mit dem Eindringen in tiefere Bodenzonen zu rechnen. Dieser Fall konnte nur bei leichten Böden auftreten. Wie die beiden folgenden Tabellen 6 und 7 zeigen, begünstigte aber noch ein weiterer Faktor Einwaschungen, wenn dies auch nur bis zu Tiefen von 15 cm verfolgt wurde.

Tabelle 6. Auswahl von mit Aerosprühmitteln behandelten Flächen der verschiedenen Kulturen

Fruchtfolge	Behandlungen	Bodenart	Bodentiefe	ppm DDT
Lübów, Bezirkspflanzenschutzamt Rostock; Probenahme: 6. 5. 1966				
1963 Weizen		sandiger Lehm	0... 5	0,1...0,5
1964 Klee			5...15	0,1...0,5
1965 Raps	1955 und 1966		0... 5	0,1...0,5
1966 Raps			5...15	0,5...1
	Melipax-Aero-Sprühmittel		0... 5	0,1...0,5
	und BERCEMA-Aero-Super		5...15	1...2
			0... 5	0,1...0,5
			5...15	1...2
Kreisplanzenschutzstelle Perleberg; Wolfshagen				
1965 Kartoffeln	1965	lehmiger Sand	0... 5	0,1
			5...15	0,5...1
1966 Sommergerste	BERCEMA-Aero-Sprühmittel		0... 5	<0,1
			5...15	1...2
			0... 5	<0,1
			5...15	1...2
			0... 5	<0,1
			5...15	1...2

Tabelle 7. Auswahl mit Stäubemitteln oder Spritzpulvern behandelter Flächen verschiedener Kulturen

Fruchtfolge	Behandlungen	Bodenart	Bodentiefe	ppm DDT
Kreisplanzenschutzstelle Plauen; Thossfell; Probenahme: 17. 5. 1966				
1965 Winterraps	1965 Mai Duplexan-Staub	sandiger Lehm	0... 5	0,5...1
1966 Winterraps	BERCEMA-D-5-Staub		5...15	<0,1
			0... 5	0,1...0,5
			5...15	<0,1
			0... 5	0,5...1
			5...15	<0,1
			0... 5	0,1...0,5
			5...15	<0,1
Kreisplanzenschutzstelle Ludwigslust; Melichow				
1965 Kartoffeln	1965 2mal	lehmiger	0... 5	0,5...1
1966 Sommergerste	BERCEMA-Spritzaktiv	Sand	5...15	0,1...0,5
			0... 5	0,1...0,5
			5...15	<0,1
			0... 5	<0,1
			5...15	<0,1
			0... 5	1...2
			5...15	0,1...0,5
Bezirkspflanzenschutzamt Rostock; Boldewitz auf Rügen; Probenahme: 8. 7. 1966				
Apfelplantage	1962-64 keine Behandlung	sandiger	0... 5	>2
		Lehm	5...15	0,5...1
	1965 Juni		0... 5	>2
	Fekama-Extra		5...15	<0,1
	1966 April und Juni		0... 5	1...2
	2mal Fekama-Extra		5...15	0,5...1
			0... 5	1...2
				0,1...0,5

Die Behandlung mit Ölsprühmitteln, in denen das DDT gemeinsam mit einem organischen Lösungsmittel in vergleichsweise hohen Konzentrationen enthalten ist, bewirkte nahezu durchweg eine Konzentrationszunahme innerhalb der Schichten 0 bis 5 und 5 bis 15 cm. Der gegenteilige Effekt war bei den Stäubemitteln und Spritzpulvern zu beobachten.

Durch eine Zufallsbeobachtung konnten wir nachweisen, daß einige Kulturpflanzen in der Lage sind, DDT aus dem Boden aufzunehmen (Heinisch u. Mitarbeiter 1968 b). Es galt nunmehr festzustellen, um welche Pflanzenarten es sich hierbei handelt, wie die DDT-Gehalte im Boden mit denen in den Pflanzen korrelieren und welchen Einfluß gegebenenfalls die Bodenart hat. In der umfassenden Arbeit von Beitz 1973 wird die Aufnehmbarkeit von DDT durch verschiedene Pflanzenfamilien untersucht. Dieses Verfahren wurde gewählt, da einmal innerhalb der Familien morphologische und

anatomische Ähnlichkeiten vorliegen und zum anderen die Species einer Familie ähnliche Pflanzeninhaltsstoffe enthalten. So führen die Umbelliferen in allen Organen schizogene Sekretgänge mit ätherischen Ölen, und die Cruciferen zeichnen sich durch ihren Gehalt an Senfölglykosiden sowie das Vorhandensein von „Myrosinzellen“ aus, in denen das glykosidspaltende Ferment Myrosin die Abspaltung der Senföle bewirkt.

Innerhalb der Cruciferen wurden für Radieschen (*Raphanus sativus* L.) DDT-Werte von 0,01 bis 0,4 ppm in den Knollen und maximal 0,1 ppm im Kraut, für Kohlrabi (*Brassica oleracea* var. *Gonglodes*) in den Knollen Werte um 0,05 (maximal 0,5), in den Blättern dagegen zumeist weit höher (im Durchschnitt etwa 0,2, Maximum 0,5), für Blumenkohl (*Brassica oleracea* var. *botrytis*) in ähnlicher Weise in den Blättern Werte um 0,05 bis 0,1, in den Rosen zumeist unter 0,05 und nur Spuren in Chinakohl (*Brassica oleracea* var. *Chinensis*), Rotkohl (*Brassica oleracea* var. *capitata* r. *rubra*) und Senf (*Brassica nigra*) registriert. Dieser Familie wurde besondere Aufmerksamkeit zugebilligt, da sie z. T. in rohem Zustand genießbare Vertreter häufig konsumierter Gemüsearten enthält. Aus der Familie der Umbelliferen interessiert besonders die Möhre (*Daucus carota*), an die als Kleinstkindernahrung besonders strenge Maßstäbe hinsichtlich der Kontamination mit Pflanzenschutzmitteln angelegt werden müssen. Hier wurde eine beachtliche Pflanzenaufnehmbarkeit registriert, die, sowohl was die Wurzeln (Bereiche zwischen 0,06 und 0,9) wie auch das Kraut (0,08 bis 0,8) betrifft, in guter Korrelation mit den Bodenwerten (0,2 bis 1,8 ppm) liegen. Hier sind vor dem Anbau von Möhren, die zu Kleinstkinderfertiernahrung verarbeitet werden sollen, dringend Bodenanalysen anzufertigen. Das gleiche gilt auch für die aus der Familie der Labiata stammende Pfefferminze (*Mentha piperita*), bei der in den erntereifen Pflanzen DDT-Mengen von 0,05 bis 0,1 ppm gefunden wurden. Die Compositen interessieren vor allem wegen ihrer stark lipophilen Pflanzeninhaltsstoffe, die in röhrenförmigen Sekretgängen – bei dem als Rohkost sehr bedeutsamen Salat (*Lactuca sativa*) als gegliederte Milchröhren vorliegend – Milchsaft führen, der als ein Gemisch von Zuckern, Gerbstoffen, Glykosiden und anderen Verbindungen, emulgiert in Wasser, ein ideales Vehikel für das DDT darstellt. Da vor allem Komposterde häufig überdurchschnittlich mit DDT kontaminiert ist, wurden in Salatpflanzen, die unter Glas oder Folie herangezogen worden waren, Rückstände im Bereich von 1 ppm in den Pflanzen nachgewiesen. Im Freilandsalat lagen die Werte um eine Zehnerpotenz niedriger.

Einen erheblichen Einfluß auf die Pflanzenaufnehmbarkeit hat, wie aus Tab. 8 ersichtlich, auch die Bodenart.

Tabelle 8. Aufnehmbarkeit von DDT aus verschiedenen Böden

	DDT-Rückstand in ppm	
	Boden	Radieschen
Komposterde	2,0	0,01
	10,0	0,06
Sandboden	3,0	0,2
	12,0	0,3
Lehmboden	2,0	0,08
	8,0	0,15

Offenbar ist der Wirkstoff an dem Sandboden nicht so fest adsorbiert wie am Tonhumuskomplex der schweren Böden, so daß er von den Wurzeln nur in geringeren Mengen aufgenommen werden kann.

S c h r i f t t u m

- Anderson, G., G. Cronberg und G. Gelin: Planctonic changes following the restoration of Lake Trummon, Sweden. *Ambio* (Stockholm) 2 (1973) 44–47.
- Beitz, H.: Ausgewählte umwelttoxikologische Probleme des Pflanzenschutzes unter den Bedingungen der Intensivierung der Pflanzenproduktion. Dissertation B an der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR zu Berlin, 1973.
- Borgstrom, G.: The breach in the flow of mineral nutrients. *Ambio* (Stockholm) 2 (1973) 129–135.
- Dobberkau, H. J.: Forschungsinstitut für Mikrobiologie und Hygiene in Bad Elster; persönliche Mitteilung 1973.
- Duty, H.: Vortrag, gehalten vor der Arbeitsgemeinschaft „Ländliche Wasserwirtschaft“ am Institut für Wasserwirtschaft Berlin am 23. 10. 1973; unveröffentlicht.
- Ehwald, E.: Bodenkundliche Probleme in Umweltgestaltung und Umweltschutz. Vortrag, gehalten anlässlich der Sitzung der Klasse „Umweltschutz und Umweltgestaltung“ der Akademie der Wissenschaften der DDR zu Berlin am 28. 3. 1974.
- Ewald, G.: Der Beitrag der Landwirtschaft und der Nahrungsgüterwirtschaft zur Lösung der Hauptaufgabe des VIII. Parteitag. *Neue Deutsche Bauernzeitung* 13 Nr. 24 (1972) 9–18.
- Fiebig, H.: Veränderungen der Pflanzeninhaltsstoffe durch hohe Düngergaben. Vortrag, gehalten anlässlich der Sitzung der Sektion Toxikologie der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR zu Berlin am 6. 3. 1974.
- Fritz, W., H. Woggon und R. Engst: Zentralinstitut für Ernährung Potsdam-Rehbrücke der AdW der DDR; persönliche Mitteilung 1973.
- Heinisch, E., und R. Angermann: Karenzzeiten und Anwendungsbeschränkungen für Pflanzenschutzmittel zur Vermeidung von unerwünschten Rückständen am Erntegut behandelter Pflanzen. *Merkbl. prakt. Pflanzenschutz* Nr. 24, 1. Aufl. 1965, 2. Aufl. 1968.
- Heinisch, E., H. Beitz und J. Hartisch: Über die Kontamination landwirtschaftlich und gärtnerisch intensiv genutzter Böden in der DDR mit DDT und Lindan. *Nachrichtenbl. Dtsch. Pflanzenschutzdienst* (Berlin) NF 22 (1968 a) 61–67.
- Heinisch, E., H. Beitz und J. Hartisch: Erste Untersuchungen zum Übergang von DDT aus dem Boden in Pflanzen mit lipophilen Inhaltsstoffen. *Nahrung* 2 (1968 b) 199–200.
- Laue, W., S. Krüger, W. Netsch und E. Werner: Toxikologische Prophylaxe beim Übergang zur industriemäßigen Produktion in der sozialistischen Landwirtschaft. *Mh. Vet.-med. (Jena)* 27 (1972) 850–858.
- o. V.: Intensivierung unserer Landwirtschaft. *Einheit* 28 (1973) 1248–1251.
- Schulz, O., und K. Kirchner: Vergiftungsfälle im Bezirk Neubrandenburg und Schlußfolgerungen für die Prophylaxe. *Mh. Vet.-med. (Jena)* 27 (1972) 872–874.
- Wagner, K. H.: Gefährliche Stoffe in Bodenverbesserungsmitteln. *Naturwissenschaften* 60 (1973) 160–161.

Prof. Dr. sc. nat. Emanuel Heinisch
Forschungsstelle Umweltgestaltung
der Akademie der Wissenschaften der DDR
DDR - 1162 Berlin - Friedrichshagen
Müggelseedamm 260