

Zusammenfassung

Für die Abschätzung der aktuellen Belastung von Mensch und Umwelt stehen zwei verschiedene methodische Ansätze zur Verfügung:

1. Die umfassende Überwachung der vorhandenen Chemikalien durch möglichst repräsentative Umweltanalysen (Luft, Boden, Wasser, Tiere, Pflanzen, Lebensmittel) mit der erforderlichen räumlichen Rasterung.
2. Die Abschätzung der Belastung aus Produktionsstatistiken und Anwendungsstatistiken. Hierbei sind unter Umständen Erhebungen über regionalen Verkauf und Emission von Produkten erforderlich.

Beide Methoden haben Vor- und Nachteile: Die Überwachung ist kostenintensiv und z.T. analytisch nicht praktikabel; die Auswertung von Statistiken bzw. Umfragen ist bei substanzspezifischer Durchführung ebenfalls sehr schwierig. Beide Methoden sollten sinnvollerweise, wegen des großen Aufwands, nur bei erkannten Schadstoffen angewandt werden.

Zur prospektiven Ermittlung der potentiellen Umwelterheblichkeit einzelner Stoffe sind experimentelle Untersuchungsmethoden, die zur Identifizierung bedeutender Stoffe dienen, vorzuziehen. Hierzu gehören die in der Chemikalien-Grundprüfung diskutierten einfachen Labor-Prüfverfahren und, soweit erforderlich, Labor- und Freiland-Simulationsmodelle. Bisher besteht jedoch noch keine Möglichkeit, unmittelbar von derartigen Experimenten auf die Belastung der Umwelt zu extrapolieren. Deshalb werden diese Versuche zu einer

vergleichenden Bewertung von Chemikalien eingesetzt, wobei ihr relatives Verhalten im Vergleich zu gut bekannten Referenz-Substanzen beurteilt wird.

Eine Sonderstellung in der Methodik zur Erfassung der Umweltbelastung nehmen die Versuche zur Einrichtung einer Umweltgewebekbank ein, da hier spurenanalytische Untersuchungen mit prospektivem Charakter wesentliche Merkmale sind. In einer Umweltgewebekbank wird versucht, typische und repräsentative Umweltproben – einschließlich Humanproben – auf bekannte Stoffe zu analysieren und damit eine Messung im Sinne der Schadstoff-Überwachung durchzuführen.

Zusätzlich werden die Proben gelagert und, bei Auftreten neuer umwelterheblicher Chemikalien, gegebenenfalls neben aktuellen Proben analysiert, um die Tendenz des Vorkommens dieser Chemikalie in der Vergangenheit zu messen und aus dieser Tendenz auf die Zukunft zu extrapolieren. Bedingungen für den Erfolg dieser Methode sind besonders die kontaminationsfreie Lagerung und die Sicherstellung, daß möglichst keine Reaktionen während der Lagerung ablaufen, wodurch der evtl. später interessierende Stoff in seiner Konzentration verringert werden könnte.

Zur Zeit ist es noch erforderlich, je nach Bedeutung der Chemikalien, die o.g. Methoden parallel und z.T. überschneidend einzusetzen. Mittelfristiges Ziel der Forschung ist es, ausreichend sichere Korrelationen der Ergebnisse aus Extrapolationsabschätzung durch Erhebungen und Experimente zu erstellen, um ein einfacheres Untersuchungsschema zu entwickeln.

Belastbarkeit aquatischer Ökosysteme durch Schadstoffe

M. Ruf

Nach den Grundsatzvorschriften des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 16.10.1976, geändert durch Gesetz vom 14.12.1976, sind die oberirdischen Gewässer und das Grundwasser so zu bewirtschaften, daß sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen einzelner dienen und daß jede vermeidbare Beeinträchtigung unterbleibt [1]. Diese allgemeine Forderung hat in der Zielsetzung des Landesentwicklungsprogrammes Bayern eine weitere Konkretisierung erfahren. Danach ist das ober- und unterirdische Wasser als lebensnotwendiger Rohstoff für die verschiedenen Nutzungen durch den Menschen geeignet zu erhalten und dafür Sorge zu tragen, daß die vielfältigen anthropogenen Einwirkungen so geordnet und gegebenenfalls begrenzt werden, daß das Wasser seine Aufgaben im Naturhaushalt erfüllen kann [2, 3]. Die derzeitigen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen zur Verringerung der Schadstoffgehalte in den Gewässern und damit zur Verwirklichung obiger Zielsetzungen sind in erster Linie darauf ausgerichtet, die zahlreichen punktförmigen Abwasser-einleitungen aus Industrie und Gewerbe zu erfassen und einer ausreichenden Behandlung zu unterziehen. Als geeignete Maßnahmen zur Verringerung der Frachten an Schadstoffen bei einer Abwasserbeseitigung in öffentlichen Entwässerungsanlagen oder in die Gewässer sind vor allem chemische und elektrophysikalische Verfahren zu nennen, die bereits in der Praxis erprobt sind und deshalb den allgemein anerkannten Regeln der Technik entsprechen. Der Einsatz dieser Verfahren wird nach § 7a WHG bei der Einleitung von Abwässern in Gewässer zwingend gefordert. Darüber hinaus ist es aus Gewässerschutzgründen möglich,

Auflagen zu erteilen, die dem Stand der Technik entsprechen, d.h. die in Einzelfällen bereits technisch erprobt sind, jedoch noch nicht generell gefordert werden können. Verfahren zum wassersparenden Spülen, zur Kreislaufführung von Spülwasser, der Regenerierung von Konzentration und Rückgewinnung wertvoller Konzentratanteile, eine Abwasserbehandlung namentlich von Teilströmen mittels Ionenaustauscher sind in diesem Zusammenhang u.a. anzuführen. Als besonders wirkungsvoll hat sich außerdem in bestimmten Fällen erwiesen, durch eine Umstellung in der Produktionstechnik den Schadstoffanfall in den Abwässern von vorneherein zu verhindern oder wirkungsvoll zu verringern.

Eine 100%ige Eliminierung von Schadstoffen aus den Abwässern läßt sich aber sowohl bei der Anwendung von Verfahren, die den allgemein anerkannten Regeln der Technik entsprechen, als auch von solchen Verfahren, die den Stand der Technik repräsentieren, in der Praxis nicht durchführen. Die bis zum Erlaß entsprechender Abwasserverwaltungsvorschriften, die gegenwärtig im Zusammenhang mit § 7a WHG in Form von Mindestanforderungen erstellt werden, derzeitig noch gültigen Grenzwerte für das Einleiten von z.B. Schwermetallen in oberirdische Wasserläufe bewegen sich im Konzentrationsbereich von 1–3 mg/l. Eine Ausnahme ist lediglich beim Cr und Hg gegeben, wo die Grenzwerte 0,5 bzw. 0,05 mg/l betragen. Da die im Zusammenhang mit § 7a WHG erforderlichen Mindestanforderungen an die Abwasserreinigung für gewerbliche und industrielle Abwässer auf der Grundlage der allgemein anerkannten Regeln der Technik ausgearbeitet werden müssen, ist zu erwarten, daß die neuen Grenzwerte in einigen Punkten zwar niedriger angesetzt

werden als die bisherigen Normalwerte für Abwasserreinigungsverfahren, eine einschneidende Konzentrationsminderung der zulässigen Ablaufwerte aber nicht zu erreichen ist. Für den Gewässerschutz bedeutet dies, daß beim Vorliegen größerer Abwassermengen auch in der Zukunft mit einer direkten oder indirekten (über öffentliche Entwässerungssysteme) Einleitung größerer Schadstoffmengen aus punktförmigen Quellen gerechnet werden muß. Hinzu kommt die Schadstoffbelastung der Gewässer aus zahlreichen und nur in geringem Maße beeinflussbaren diffusen Quellen, wie sie z.B. aus der Entwässerung von Siedlungen über die Kanalisation oder bei der Pestizidanwendung in der Landwirtschaft auf dem Wege der Bodenerosion zustande kommen. Für den ökologisch Denkenden stellt sich die Frage, ob die gegenwärtige, überwiegend auf der Grundlage der allgemein anerkannten Regeln der Technik fußende Emissionsbegrenzung von Schadstoffen in allen Fällen ausreichend ist, um den Anforderungen, die im Zusammenhang mit einer gefahrlosen Gewässernutzung zu stellen sind, in vollem Umfange Rechnung tragen zu können. Für eine Abschätzung des mit der Schadstoffableitung in die Gewässer verbundenen Risikos und für eine Begrenzung der Schadstoffkonzentration auf ein tolerierbares Maß ist die Kenntnis der Schadstoffkonzentration in den Gewässern selbst am Orte der Gewässernutzung eine zwingende Voraussetzung. Daraus resultiert, daß die Art der Gewässernutzung (Trink- und Brauchwassergewinnung aus dem Oberflächenwasser, fischereiliche Nutzung, Bewässerung in der Landwirtschaft, Freizeit und Erholung, Schifffahrt oder schließlich auch die Abwasserbeseitigung) für bestimmte Gewässerabschnitte oder Gewässer festgelegt sein muß, denn die Möglichkeit einer Schadstoffbelastung der Gewässer wird von der Nutzungsart maßgeblich beeinflusst. Von der Gesetzgebung her ist nach den Vorschriften des WHG außerdem zu berücksichtigen, daß das Wasser nicht nur für die verschiedenen Nutzungen des Menschen geeignet zu halten sondern auch dafür Sorge zu tragen ist, daß es seine Aufgaben im Naturhaushalt erfüllen kann. Damit ist auch die Ökosystemschädigung und damit die Beeinflussung der natürlichen Selbstreinigungskraft der Gewässer angesprochen, die durch eine Schadstoffeinwirkung in erheblichem Maße herabgesetzt werden kann.

Abschätzung der Belastbarkeit aquatischer Ökosysteme durch Schadstoffe unter Verwendung von ökologischen Aspekten.

Die Abschätzung der Belastbarkeit aquatischer Ökosysteme durch Schadstoffe setzt umfangreiche Kenntnisse über die akute und chronische toxische und ökotoxische Wirkung der Substanzen selbst oder ihrer Metaboliten voraus. Da die Langlebigkeit einer toxischen Chemikalie in der Umwelt die Giftwirkung entscheidend beeinflusst, sind außerdem ausreichende Kenntnisse über deren Persistenz (biotische und abiotische Abbaubarkeit) innerhalb von Ökosystemen notwendig. Viele toxische Umweltchemikalien unterliegen auf Grund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften einer Einbeziehung in den Stoffkreislauf der aquatischen Ökosysteme und können auf diese Weise in der belebten und unbelebten Gewässermaterie stark angereichert werden. Das Ausmaß dieser *Akkumulation* innerhalb der Ökosysteme muß bekannt sein. Findet die Schadstoffanreicherung innerhalb von pflanzlichen oder tierischen Wasserorganismen statt, so spricht man von der *Bioakkumulation*. Unter *Biomagnifikation* versteht man außerdem eine Anreicherung, die innerhalb von aquatischen Nährstoffketten von Glied zu Glied zustande kommt. Darüber hinaus können sich Schadstoffe auch in der unbelebten Gewässermaterie stark anreichern, was z.B. bei einer Verwendung von Flußsedimenten in der Landwirtschaft von Bedeutung ist. Schließlich müssen für eine Abschätzung

der Belastbarkeit der Lebensgemeinschaften in den Gewässern ausreichende Kenntnisse vorliegen über die Menge an Schadstoffen, die dem Menschen bei den verschiedenen Gewässernutzungen vom Standpunkt des Gesundheitsschutzes unbedenklich zugeführt werden kann. An dieser Stelle darf darauf hingewiesen werden, daß die derzeitigen Kenntnisse auf sämtlichen der vorgenannten Wissensgebiete noch sehr lückenhaft sind und einer Abschätzung der Belastbarkeit von aquatischen Ökosystemen durch Schadstoffe, nicht zuletzt auch der großen in Frage kommenden Zahl wegen, noch enge Grenzen gesetzt sind.

Am Beispiel der Schwermetalle Pb, Cd und Hg, der Organohalogene Aldrin-Dieldrin, Lindan, Hexachlorbenzol (HCB) sowie der polychlorierten Biphenyle (PCB) soll eine Möglichkeit der Abschätzung der Belastbarkeit aquatischer Ökosysteme mit Hilfe von ökologischen Faktoren dargestellt werden. In der Tabelle 1 sind für die vorgenannten Schadstoffe, die mit Ausnahme von Pb sämtlich der Liste I (= Schwarze Liste) der EG-Richtlinie vom 4.5.1976 angehören [4], einige Vorschriften und Empfehlungen über die Höchstmengen an Schadstoffen in Lebensmitteln und im Trinkwasser aufgeführt. Berücksichtigung fanden insbesondere die sogenannten ADI-Werte (Acceptable Daily Intake) der WHO, die Schadstoffmengen beschreiben, die ein Mensch bei einer Lebenserwartung von 50–60 Jahren täglich unbedenklich zu sich nehmen darf. Ferner sind aufgeführt Richtwerte des Bundesgesundheitsamtes (BGA) für die Schadstoffkonzentration in einzelnen Lebensmitteln, die auf den ADI-Werten der WHO beruhen. Schließlich beinhaltet die Tabelle 1 noch Grenzwerte für Schadstoffkonzentrationen in Lebensmitteln nach der für die Bundesrepublik geltenden Höchstmengen-VO [5] sowie nach den geltenden Empfehlungen in den USA.

In der Tabelle 1 sind außerdem höchstzulässige Schadstoffkonzentrationen nach der Trinkwasser-VO [6] und schließlich noch toxische Grenzkonzentrationen für Wasserorganismen angegeben, wobei ausschließlich die Empfehlungen der Environmental Protection Agency, Washington, D. C. [7] Berücksichtigung fanden. Diese Grenzwerte sind unter Berücksichtigung der jeweils empfindlichsten Wasserorganismen, einer chronischen Belastung und von evtl. synergistischen Effekten sehr vorsichtig gewählt. Teilweise ist in den Werten auch die Bioakkumulation in Fischen und die daraus resultierende Belastung des Menschen als Kriterium mit verwendet. Beim Blei ist die toxische Wirkung in Abhängigkeit von der Wasserqualität derart variabel, daß eine Formel zur Beurteilung herangezogen werden mußte (die toxische Wirkung kann hier um einen Faktor von bis zu 500 schwanken). In weichem Wasser wurden akute Schäden bei Regenbogenforellen im Konzentrationsbereich von 1 mg/l und bei Daphnien bei 30 µg/l nachgewiesen.

In der Abbildung 1 sind einfache Beispiele für die Abschätzung von Grenzwertkonzentrationen an Schadstoffen in den Gewässern bei einer fischereilichen Nutzung angegeben. Ein maßgeblicher Faktor ist dabei der sogenannte Konzentrierungsfaktor, der das Konzentrationsverhältnis an Schadstoffen in den eßbaren Teilen der Fische zum Wasser unter Zugrundelegung von Gleichgewichtsbedingungen zum Ausdruck bringt. Die Tabelle 2 enthält für die beispielhaft aufgeführten Schadstoffe Angaben über das Ausmaß der Bioakkumulation in Fischen. Die Konzentrierungsfaktoren wurden bei den Fließgewässern überwiegend aus Meßergebnissen der Landesanstalt innerhalb Bayerns ermittelt, bei den stehenden Gewässern wurden die in den USA durchgeführten Untersuchungen [zit. in (7)] herangezogen. Ein Vergleich der in den Tabellen 1 und 2 berechneten Grenzkonzentrationen für Schadstoffe im Wasser zeigt, daß bei einer

Tabelle 1: Empfehlungen und Vorschriften über Höchstmengen an Schadstoffen in Lebensmitteln und im Wasser

Schadstoff:	WHO-Empfehlungen - ADI-Werte:	Sonstige Empfehlungen und Vorschriften:	Höchstzul. Konzentrat. im Trinkwasser:	Toxische Grenzkonz. für Wasserorganismen:
Pb	WHO Erw. = 430 µg/d Kind. = 300 µg/d Gesamtnahr.	BGA-Richtwert Süßwasserfische 0,5 ppm	BRD = 40 µg/l USA = 50 µg/l	USA = 0,01 X LC ₅₀ (96 H)
Cd	WHO 60 - 70 µg/d Gesamtnahr.	BGA-Richtwert Süßwasserfische 0,05 ppm	BRD = 6 µg/l WHO = 10 µg/l	USA = 0,4 - 1,2 µg/l je nach Wasserhärte
Hg	WHO 43 µg/d Gesamtnahr.	BGA-Richtwert ^{+))} Süßwasserfische 0,8 ppm	BRD = 4 µg/l USA = 2 µg/l	USA = 0,05 µg/l
Dieldrin	—	Höchstmengen-VO: Süßwasserfische 0,5 ppm (Fett)	—	USA = 0,003 µg/l (geringe Tox. bereits ab 0,04 µg/l)
Lindan	—	Höchstmengen-VO: Süßwasserfische 2 ppm (Fett)	—	USA = 0,01 µg/l
HCB	WHO Höchstkonz. im Fleisch (Fett) 1 ppm	Höchstmengen-VO: Süßwasserfische 0,5 ppm (Fett)	—	—
PCB	WHO 700 µg/d Gesamtnahr.	USA: Höchstmenge in Fischen 5,0 ppm	—	USA = 0,001 µg/l (< 0,01 µg/l)

+) = VO über Höchstmengen an Hg in Fischen, Krusten-, Schalen- und Weichtieren (Quecksilberverordnung Fische vom 6.2.75) = 1 ppm

Tabelle 2: Abschätzung der Grenzkonzentrationen an Schadstoffen in Gewässern in Abhängigkeit von der fischereilichen Nutzung

Schadstoff	Richt- bzw. Grenzkonz. im Fischfleisch	Fließgewässer		Seen	
		Konzentr. Faktor	Grenzkonz. im Wasser	Konzentr. Faktor	Grenzkonz. im Wasser
Pb	500 µg/kg	100	5,0 µg/l	1000	0,5 µg/l
Cd	50 µg/kg	100	0,5 µg/l	1000	0,05 µg/l
Hg	800 µg/kg	2000	0,4 µg/l	10000	0,08 µg/l
Dieldrin	500 µg/kg	10000	0,05 µg/l	100000	0,005 µg/l
Lindan	2000 µg/kg	2000	1,0 µg/l	10000	0,2 µg/l
HCB	500 µg/kg	3000	0,2 µg/l	10000	0,05 µg/l
PCB	5000 µg/kg	10000	0,5 µg/l	100000	0,05 µg/l

Tabelle 3: Abschätzung der Grenzkonzentration an Schadstoffen in Fließgewässern. Vergleich des Expositionspfades Beregnung (Wasser-Boden-Pflanze) mit anderen Nutzungen

Schadstoff:	BGA-Richtwerte für Blattgemüse (FG):	Transferfaktor µg/kg Vegetat. FG / µg/kg Boden TS	Berechnete Grenzkonzentration im Wasser:	Grenzwerte nach der TVO:	Berechnete Grenzwerte - fischereiliche Nutzung von Fließgewässern:
Pb	1 200 µg/kg	0,4	71 µg/l	40 µg/l	5,0 µg/l
Cd	100 µg/kg	0,3	3,8 µg/l	6 µg/l	0,5 µg/l
Hg	^{+))} 20 µg/kg	0,1	0,7 µg/l	4 µg/l	0,4 µg/l
PCB	⁺⁺⁾ 50 µg/kg	0,2	2,3 µg/l	—	0,5 µg/l

+) = kein BGA-Richtwert vorh., einges. wurde der derzeitige Richtwert für Kartoffel
++) = kein BGA-Richtwert vorh., einges. wurde die derzeitige Durchschnittskonz. in pflanzl. Fetten

Abbildung 1:

ABSCHÄTZUNG DER GRENZKONZENTRATION VON SCHADSTOFFEN IN GEWÄSSERN IN ABHÄNGIGKEIT VON DER FISCHEREILICHEN NUTZUNG	
1.) KONZENTRIERUNGSFAKTOR	$\frac{\text{KONZENTRATION IN FISCHEN (ESSBARE TEILE) IN } \mu\text{G/KG FG}}{\text{KONZENTRATION IM WASSER IN } \mu\text{G/L}}$
2.) SCHADSTOFFKONZENTRATION IN FISCHEN (ESSBARE TEILE)	$\text{KONZENTRATION IM WASSER} \times \text{KONZENTRIERUNGSFAKTOR}$
3.) GRENZWERT DER SCHADSTOFFKONZENTRATION IN GEWÄSSERN	$\frac{\text{GRENZKONZENTRATION IN FISCHEN (}\mu\text{G/KG)}}{\text{KONZENTRIERUNGSFAKTOR}}$

vom Standpunkt des Gesundheitsschutzes unbedenklichen fischereilichen Nutzung der Gewässer ein strengerer Maßstab an die Wasserqualität zu stellen ist, als das bei einer Trinkwassernutzung der Fall ist. Der Grund hierfür ist nicht etwa in einer stärkeren Empfindlichkeit der Fische gegenüber Schadstoffen zu suchen, maßgeblich hierfür ist einzig der Bioakkumulationsgrad für die Schadstoffe in den Fischen und die durch den Verzehr des Fischfleisches ausgelöste vermehrte Schadstoffbelastung des Menschen. Legt man die Grenzwerte der Schadstoffkonzentration in Seen für eine fischereiliche Nutzung zugrunde, so erreichen diese die nämliche Größenordnung wie die toxischen Grenzwerte für eine Schädigung der aquatischen Ökosysteme nach den US-Wasserqualitätskriterien. Es muß an dieser Stelle jedoch betont werden, daß die in der Tabelle 2 aufgeführten Konzentrationsfaktoren von der sicheren Seite her berücksichtigt wurden. Das Ausmaß der Bioakkumulation von Schadstoffen bei den Fischen ist in Abhängigkeit von der Art, dem Alter, dem Nährstoffangebot, der Wasserqualität u.a. sehr variabel und erreicht in den meisten Fällen nicht das in der Tabelle 2 angegebene Ausmaß.

Als ein weiteres Beispiel für eine Belastung des Menschen an Schadstoffen durch eine Gewässernutzung sei noch auf die Beregnung eingegangen. Die Abbildung 2 enthält einfache Rechenbeispiele für die Abschätzung von Grenzwerten in den Gewässern für den Wasser-Boden-Pflanze- und den Wasser-Boden-Pflanze-Milch/Fleisch-Pfad. Das Rechenmodell ist absichtlich stark vereinfacht, berücksichtigt aber die für die Abschätzung wichtigsten ökologischen Parameter. Nicht berücksichtigt sind Faktoren für einen Abbau der Schadstoffe in der Umwelt sowie eine Abnahme der Schadstoffkonzentration in den Nahrungsmitteln in der Zeit zwischen der Ernte und dem Verzehr. Der Modellansatz und die für die Abschätzung benötigten Fakten wurden weitgehend der »Allgemeinen Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässern« [8] entnommen. Als Beregnungsrate

wurden $2 \text{ l/m}^2 \text{ d}$ in Ansatz gebracht, das entspricht bei einer Beregnungsperiode von 180 Tagen im Jahr 360 l/m^2 und damit mehr als 50% der durchschnittlichen Niederschlagsmenge innerhalb des Bundesgebietes. Die für den Übergang der Schadstoffe vom Boden in die Pflanzen sowie vom Futter in die Weidetiere benötigten Faktoren wurden dem USNRC Regulatory Guide 1.109 [9], einer Arbeit von Th. DIEZ und A. ROSOPULO [10] sowie einer Publikation von P. WALLNÖFER und Mitarbeiter [11] entnommen. Es besteht Klarheit darüber, daß diese Faktoren sowohl pflanzen- als auch bodenspezifisch sind und in jedem Fall an der Stelle der Nutzung gesondert bestimmt werden sollten.

Die Ergebnisse einer vorläufigen Abschätzung von Grenzkonzentrationen für die Gewässerbelastung durch bestimmte Schadstoffe sind in den Tabellen 3 und 4 bei einer Verwendung von Oberflächenwasser für eine Beregnung von Gemüse- und Weideland zusammengestellt. Als Gesamtzeitraum für die Anreicherung der Schadstoffe im Boden wurden dabei 30

Abbildung 2:

ABSCHÄTZUNG DER GRENZKONZENTRATION VON SCHADSTOFFEN IN GEWÄSSERN BEI DER BEREGNUNG

$$1.) \text{ WASSER - BODEN PFLANZE PFAD} \quad C_{WP} = \frac{C_P}{\left\{ \frac{W_{BE} \times A_P \times T_1}{E_P} \quad \frac{W_{BE} \times T_P \times T_2}{M_{BO}} \right\}}$$

$$2.) \text{ WASSER - BODEN PFLANZE MILCH/FLEISCH PFAD} \quad C_{WM/FL} = \frac{C_{MI/FL}}{\left\{ \frac{W_{BE} \times A_P \times T_1}{E_P} \quad \frac{W_{BE} \times T_P \times T_2}{M_{BO}} \right\} \times F_D \times T_{MI/FL}}$$

- C_{WP} = GRENZKONZENTRATION IM WASSER BEI DER BEREGNUNG VON GEMÜSE-ANBAUFLÄCHEN ($\mu\text{G/L}$);
- C_P = GRENZKONZENTRATION IN PFLANZEN ($\mu\text{G/KG FG}$);
- $C_{WM/FL}$ = GRENZKONZENTRATION IM WASSER BEI DER BEREGNUNG VON WEIDEFÄCHEN ($\mu\text{G/L}$);
- $C_{MI/FL}$ = GRENZKONZENTRATION IN DER MILCH UND IM FLEISCH VON WEIDETIEREN ($\mu\text{G/L BZW. KG}$);
- W_{BE} = BEREGNUNGSRATE IN $\frac{\text{L}}{\text{m}^2 \text{ D}}$
- A_P = ANTEILIGE SCHADSTOFFABLAGERUNG AUF DEN PFLANZEN;
- E_P = PFLANZENERTRAG IN $\text{KG/m}^2 \text{ (FG)}$;
- T_P = TRANSFERFAKTOR VEGETATION/BODEN;
- M_{BO} = BODENMASSENBELEGUNG IN MITTL. PFLUGSCHARTIEFE (TS);
- F_D = DURCH WEIDETIERE AUFGENOMMENE FUTTERMENGE (KG/D);
- $T_{MI/FL}$ = TRANSFERTAKTOR $\frac{\mu\text{G/L BZW. KG MILCH/FLEISCH}}{\mu\text{G AUFNAHME/D}}$
- T_1 = BEREGNUNGSZEIT WÄHREND DER VEGETATIONSPERIODE (D);
- T_2 = GESAMTE BODENANREICHERUNGSZEIT IN DER PFLUGSCHARTIEFE (D).

Tabelle 4: Abschätzung der Grenzkonzentration an Schadstoffen in Fließgewässern. Vergleich des Expositionspfades Beregnung (Wasser-Boden-Pflanze-Milch/Fleisch) mit anderen Nutzungen

Schadstoff:	Transferfaktor $\mu\text{g/kg Milch}$ $\mu\text{g/d Aufn.}$	Transferfaktor $\mu\text{g/kg Fleisch}$ $\mu\text{g/d Aufn.}$	BGA-Richtwerte für Milch:	BGA-Richtwerte für Fleisch:	Berechnete Grenzkonz. im Wasser für		Grenzwerte im Trinkwasser nach der TVO:	Grenzwerte bei der fischereilichen Nutzung von Fließgewässern:
					Milchkonsum:	Fleischkonsum:		
Pb	0,001	0,001	50 $\mu\text{g/l}$	300 $\mu\text{g/kg}$	8,2 $\mu\text{g/l}$	49,4 $\mu\text{g/l}$	40 $\mu\text{g/l}$	5,0 $\mu\text{g/l}$
Cd	0,001	0,005	2,5 $\mu\text{g/l}$	100 $\mu\text{g/kg}$	0,4 $\mu\text{g/l}$	3,0 $\mu\text{g/l}$	6 $\mu\text{g/l}$	0,5 $\mu\text{g/l}$
Hg	0,04	0,3	x 4 $\mu\text{g/l}$	20 $\mu\text{g/kg}$	0,015 $\mu\text{g/l}$	0,01 $\mu\text{g/l}$	4 $\mu\text{g/l}$	0,4 $\mu\text{g/l}$

x = kein BGA-Richtwert, einges. wurden 20% des Wertes für Rindfleisch

Tabelle 5: Belastbarkeit aquatischer Ökosysteme durch Schadstoffe. Zusammenfassung der Abschätzung bei Fließgewässern

Schadstoff:	Gewässernutzung (alle Angaben in µg/l)						Gemessene Schadstoffkonzentration (µg/l):
	Trinkwasser	Fischerei	Bewässerung Gemüseanbau	Bewässerung Weideland Milchverz.	Bewässerung Weideland Fleischverz.	Toxische Grenzkonz.	
Pb	40,0	5,0	71,0	8,2	49,4	LC ₅₀ (96 H) X 0,01	< 0,01 - 55
Cd	6,0	0,5	3,8	0,4	3,0	0,4 - 1,2	< 0,1 - 178
Hg	4,0	0,4	0,7	0,02	0,01	0,05	< 0,05 - 450
Dieldrin	—	0,05	—	—	—	0,003	< 0,01 - 1,8
Lindan	—	1,0	—	—	—	0,01	< 0,01 - 1,1
HCB	—	0,2	—	—	—	—	< 0,01 - 1,5
PCB	—	0,5	2,3	—	—	0,001	< 0,01 - 1,5

Jahre in Ansatz gebracht, eine Abreicherung der Schadstoffe wurde nicht berücksichtigt. Nach den Ergebnissen in den Tabellen sind für den Expositionspfad Berechnung mit Ausnahme von Hg geringere Anforderungen an die Wasserqualität im Vergleich zu den anderen Nutzungen zu stellen. Die Tabelle 5 faßt schließlich die Ergebnisse noch einmal zusammen und gibt außerdem den Schwankungsbereich der Schadstoffkonzentrationen in den Gewässern wieder, soweit er bisher namentlich von der Landesanstalt für Wasserforschung im Rahmen verschiedener Forschungsaufträge durch das Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen festgestellt werden konnte [12, 13].

Zusammenfassung

Eine Abschätzung der Belastbarkeit aquatischer Ökosysteme durch Schadstoffe ist auf der Basis von Emissionsbegrenzungen allein nicht durchzuführen. Als Hauptkriterien sind die Belastung des Menschen durch die Gewässernutzung sowie die toxische Wirkung der Schadstoffe auf die Wasserorganismen zu berücksichtigen. Außerdem sind ausreichende Kenntnisse über die akute und chronische Toxizität der Schadstoffe bei den Lebewesen, die Festlegung entsprechend abgesicherter Grenzwerte für eine Belastung durch Schadstoffe, die Bioakkumulierung der Schadstoffe innerhalb von Ökosystemen sowie über die Schadstoff-Persistenz in der Umwelt erforderlich.

Am Beispiel von sieben verschiedenen Schadstoffen wurde aufgezeigt, daß die Anforderungen, die an den Schadstoffgehalt in den Gewässern zu richten sind, je nach der Gewässernutzung ein unterschiedliches Ausmaß annehmen können. Bei den untersuchten Schadstoffen nehmen die Anforderungen, die an die Wasserqualität zu stellen sind, wie folgt ab: Toxische Wirkung der Schadstoffe an Wasserorganismen \gg fischereiliche Nutzung $>$ Bewässerung $>$ Trinkwassergewinnung.

Die geringen Kenntnisse, die auf dem Gebiet der aquatischen Schadstoffökologie bisher vorliegen, zeigen auf, daß eine allgemeingültige Festlegung von Richt- oder Grenzwerten in Abhängigkeit von der Gewässernutzung, so wie sie von der EG geplant ist, mit großen Schwierigkeiten verbunden sein dürfte. In der vorliegenden Abschätzung können aus den Konzentrationswerten unter Berücksichtigung der Wasserführung Frachtwerte abgeschätzt werden. Für eine genauere Abschätzung müssen der Übergang der Schadstoffe von der wässrigen in die gebundene Phase sowie die Persistenz zusätzlich berücksichtigt werden.

Die bisher in den bayerischen Gewässern von der Landesanstalt durchgeführten Schadstoffanalysen zeigen auf, daß die Wasserqualität zum überwiegenden Prozentsatz zumindest

einem Teil der ermittelten Nutzungsanforderungen entspricht. Auf dem Sektor der Schwermetallbelastung insbesondere sind jedoch noch einige Gewässer bzw. Gewässerabschnitte vorhanden, die einer dringenden Sanierung bedürfen. Die auf dem Gebiet der Schadstoffökologie bereits vorliegenden Kenntnisse sollten hier wie auch im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Planung noch mehr als bisher bei den erforderlichen Gewässerschutzmaßnahmen Berücksichtigung finden.

Literatur

- [1] Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz-WHG) in der Fassung der Bek. vom 16.10.1976 (BGBl I S. 3017), geändert durch Gesetz vom 14.12.1976 (BGBl I S. 3341).
- [2] Bayerisches Landesplanungsgesetz (BayLplG) vom 6.2.1970 (GVBl S. 9), zuletzt geändert durch Gesetz vom 24.7.1974 (GVBl. S. 354) Art. 2 Nr. 8c und 11-14.
- [3] Verordnung über das Landesentwicklungsprogramm Bayern vom 10.3.1976 (GVBl. S. 123, Anlage zur Verordnung ber. S. 454).
- [4] EG-Richtlinie vom 4.5.1976 betreffend die Verschmutzung infolge Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft (Amtsbl. d. EG vom 18.5.1976 Nr. L 129/23).
- [5] Verordnung über Höchstmengen an DDT und anderen Pestiziden in oder auf Lebensmitteln tierischer Herkunft (Höchstmengenverordnung, tierische Lebensmittel) vom 15.11.1973 (BGBl I S. 1710), geändert durch VO vom 16.5.1975 (BGBl I S. 1281).
1. Verordnung zur Änderung der Höchstmengenverordnung, tierische Lebensmittel vom 29.8.1978 (BGBl I S. 1525).
- [6] Verordnung über Trinkwasser und über Brauchwasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasser-Verordnung) vom 31.1.1975 (BGBl I, Nr. 16, S. 453).
- [7] U.S. Environmental Protection Agency Office Water Planung and Standards, Washington DC 20460: Quality Criteria for Water: ERA-440/9-76-023-Report, July 1976.
- [8] Der Bundesminister des Innern: RS. Reaktorsicherheit, Sicherheit sonstiger kerntechnischer Anlagen, Strahlenschutz. RdSchr. vom 15.8.1979, Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer. GMBI Nr. 21 (1979) S. 371.

- [9] U.S. Nuclear Regulatory Commission Regulatory Guide Office of Standards Development: Regulatory Guide 1.109 Calculation of Annual Doses from Routine Releases of Reaktor Effluents for the Purpose of Evaluating with 10 CFR Part 50, Appendix I, März 1976, Revision I = Oktober 1977.
- [10] DIEZ, Th. und A. ROSOPULO: Schwermetallgehalte in Böden und Pflanzen nach extrem hohen Klärschlammgaben. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 33/1, Kongreßband 1976, 236–248.
- [11] WALLNÖFER, P., M. KÖNIGER und G. ENGEL-HARDT: Verhalten von xenobiotischen chlorierten Kohlenwasserstoffen (HCB und PCBs) in Kulturpflanzen und Böden. Zeitschr. f. Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Bd. 82, H. 2 (1975) S. 91–99.
- [12] Bayerische Biologische Versuchsanstalt: Untersuchungen über die Belastung bayerischer Gewässer mit Quecksilber (Wasser, Wasserpflanzen und Flußsedimente). Bericht 1972–1975.
- [13] Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung: Untersuchungen über die Belastung bayerischer Gewässer mit Cadmium (1972–1977). Bericht.

Verhalten von Umweltschadstoffen im Boden

P. Wallnöfer

Schicksal und Verhalten von Umweltschadstoffen in der belebten und unbelebten Umwelt sind in den letzten Jahren vermehrt Objekt für wissenschaftliche Untersuchungen und kritischen Diskussionen geworden.

1. Umweltschadstoffe und Boden

Nachfolgend soll im Wesentlichen auf pestizid-wirkende Schadstoffe, also auf chemische Pflanzenschutzmittel eingegangen werden.

Viele Pflanzenschutzmittel werden aktiv in den landwirtschaftlich genutzten Boden eingebracht, um Wurzelparasiten, bodenbürtige Schadpilze oder Unkräuter unschädlich zu machen.

Dabei sind besonders Fungizide und Insektizide zu erwähnen, die von den Wurzeln der Pflanzen aufgenommen werden, um sich dann systemisch in der ganzen Pflanze zu verteilen.

Unbeabsichtigt können nicht unbeträchtliche Teile von Pflanzenschutzmitteln beim Spritzen oder Stäuben der Pflanzen durch Abtrift, besonders aber durch Abtropfen von den behandelten Blättern auf und in den Boden gelangen.

In diesem Zusammenhang auch ein paar Worte zur Verwertung von Siedlungsabfällen in Form von Klärschlamm, Klärschlamm- und Müllklärschlammkompost auf landwirtschaftlich genutzten Böden:

Es ist allgemein bekannt, daß auch mit diesem Verfahren unerwünschte Schadstoffe in Form von Schwermetallen, chlorierten Kohlenwasserstoffen und polycyclischen Kohlenwasserstoffen in den Boden gelangen können. Hierbei ist vor allem die Stoffgruppe der PCB's zu erwähnen, deren klassische Verhaltensweise als Umweltchemikalien eine Wiederverwertung von Siedlungsabfällen in der o.a. Form denklich erscheinen läßt.

Welche Einflüsse auf den Boden können nun solche Wirkstoffrückstände ausüben?

Neben dem gezielten toxischen Effekt gegen den zu bekämpfenden Schadorganismus treten unkontrollierbare und ungewollte Nebeneffekte gegen Organismen auf, für die die Behandlung nicht gedacht war. Hier sind in erster Linie die Kulturpflanzen und die Bodenmikroorganismen zu nennen. Beim Einfluß auf das Bodenleben ist die Wirkung einer Verbindung auf das komplizierte Gefüge der verschiedenen Populationen der Bodenmikroorganismen herauszustellen. Es ist allgemein bekannt, daß durch eine Störung des mikrobiologischen Gleichgewichts im Boden nachteilige Veränderungen der Bodenfruchtbarkeit zu erwarten sind.

Nun gibt es im Boden vielerlei Faktoren, durch die Wirkstoff-

rückstände im Verlauf der Zeit völlig eliminiert oder zumindest aber inaktiviert werden können.

Wesentliche Eliminierungen wie auch Inaktivierungen treten durch den Einfluß von

- a) UV-Bestrahlung
- b) Wärme-Verdampfen
- c) Adsorption an Bodenkolloide und chemische Bindung an die organische Substanz (Humus) des Bodens – sowie durch
- d) Abbau bzw. Inaktivierung durch Bodenmikroorganismen auf.

Große Mengen von pestiziden Wirkstoffen können durch die Adsorption an Bodenkolloide gebunden werden und nehmen damit nicht mehr unmittelbar auf biologische Vorgänge im Boden Einfluß. Die Adsorption ist jedoch stark von der chemischen Struktur der betreffenden Verbindung abhängig. Es stellt sich stets ein Gleichgewicht zwischen sorbierter und im Boden frei verfügbarer Substanz ein.

Daneben ist aber ebenso häufig eine kovalente chemische Bindung von Wirkstoffrückständen mit Humusbestandteilen des Bodens zu beobachten, d.h. die Rückstände werden irreversibel gebunden.

2. Der mikrobielle Abbau von Pestiziden im Boden

Nach dem heutigen Stand der Rückstandsforschung gilt als gesichert, daß die meisten organischen Pflanzenschutzmittel mikrobiellen Abbau- und Umbauvorgängen im Boden unterliegen und daß dies neben der Photolyse die einzig wirkliche Eliminierung von Schadstoffen zumindest im Boden bedeutet.

Eine Lösung des Problems der Umweltbelastung des Bodens mit Schadstoffen wird also nur durch chemisch-biochemisch bedingte Prozesse erreicht. Nur sie können eine chemische Verbindung inaktivieren. Die erstgenannten Faktoren (b, c) lösen dieses Problem nicht, da Fremdstoffe nur von einem Ökosystem in ein anderes transportiert werden. Zunächst sei grundsätzlich vorausgeschickt, daß es nur sehr wenige Mittel gibt, die schon innerhalb kurzer Zeit (z.B. Tagen) im Sinne einer Mineralisierung von Bodenmikroorganismen abgebaut werden können. Vielmehr entstehen beim mikrobiellen Abbau zunächst rel. stabile Folgeprodukte, sog. Metaboliten, die zwar die ursprüngliche biologische Wirkung der Ausgangsverbindung verloren haben (d.h. sie wirken nicht mehr herbizid, fungizid oder insektizid) aber immer noch als biologisch aktive Stoffe anzusehen sind.

3. Aromatische Endmetaboliten und »gebundene Rückstände«

Die überwiegende Mehrzahl der heute eingesetzten Pflanzenschutzmittel leitet sich strukturell von aromatischen oder

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1980

Band/Volume: [9_1980](#)

Autor(en)/Author(s): Ruf Manfred

Artikel/Article: [Belastbarkeit aquatischer Ökosysteme durch Schadstoffe 34-39](#)