

Ökol. Vögel (Ecol. Birds) 3, 1981 Sonderheft: 73-81

Aus der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung,
Institut für Ökologische Chemie, Neuherberg

Gibt es Wege zu einem „raschen“ Testverfahren für eine Beurteilung der Langzeit-Akkumulationswirkung von Umweltchemikalien in Warmblüter-Nahrungsnetzen?

Wie steht es mit der Übertragbarkeit der Ergebnisse auf „andere“ Arten?

Von I. Scheunert

Das unbeabsichtigte Vorkommen von Pestiziden, z. B. DDT und Dieldrin, und anderen Industriechemikalien, wie polychlorierten Biphenylen (PCB), in der Biosphäre, weit entfernt vom Ort der Anwendung, sowie unerwünschte Wirkungen auf empfindliche Bereiche der Biosphäre haben heute weltweit Beunruhigung ausgelöst. Besonders hohe Konzentrationen werden in Greifvögeln nachgewiesen, so daß der Verdacht besteht, daß diese die Chemikalien aus ihrer Umgebung anreichern können. Diese Anreicherung (Akkumulation) kann nicht isoliert von den übrigen Problemen des Vorkommens von Chemikalien in der Umwelt betrachtet werden, sondern nur im Rahmen einer allgemeinen Betrachtung der Verteilungs- und Abbaumechanismen der Chemikalien in allen Gliedern von Nahrungsnetzen und der ganzen Ökosphäre. Deshalb beschäftigt sich diese Abhandlung nicht speziell mit Greifvögeln, sondern gibt einen Überblick über die allgemeinen Möglichkeiten, das Vorkommen von Chemikalien in der Umwelt zu erkennen, zu interpretieren und möglichst auch zu verhüten.

Die analytischen Methoden zum Nachweis von Chemikalien in Umweltproben sind heute für einige Stoffklassen so weit entwickelt, daß sie eine sichere Identifizierung und Bestimmung mit Nachweisgrenzen unterhalb aller bekannten biologischen Wirkungsschwellwerte erlauben. Analytische Überwachungsprogramme geben heute relativ umfassende Bilder vom Vorkommen bestimmter Substanzen in bestimmten Bereichen der Ökosphäre. Solche Programme haben, bei aller Perfektion, jedoch einen Nachteil: sie können nur *retrospektiv* das Vorkommen und die unerwünschten Wirkungen von Chemikalien nach langjähriger Anwendung geben. Verständlicherweise wächst in den letzten Jahren jedoch der Wunsch nach Testverfahren, die in der Lage sind, *prospektiv* das Umwelt-

Anschrift der Verfasserin:

Dr. I. S c h e u n e r t, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung,
Institut für Ökologische Chemie, 8042 Neuherberg

verhalten und event. ökotoxikologische Wirkungen von Chemikalien zu bestimmen, noch ehe diese in die Umwelt gebracht worden sind.

Welche Möglichkeiten haben wir heute, z. B. von einer neu in den Handel gebrachten Chemikalie, Langzeitwirkungen und Akkumulation in der Biosphäre vorauszusagen? Genügt es, beim Blick auf die chemische Struktur die Strukturmerkmale mit denen bekannter Umweltchemikalien zu vergleichen, um das Umweltverhalten voraussagen zu können? Genügt die Bestimmung physikalisch-chemischer Stoffeigenschaften wie Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, Adsorptionseigenschaften oder Verteilungskoeffizient? Müssen in-vivo-Kurztests oder gar aufwendige Umweltsimulationen durchgeführt werden? Ehe ich auf die heute in Diskussion befindlichen experimentellen Testmethoden zu sprechen komme, möchte ich kurz auf die interessante Vorstellung eingehen, das Umweltverhalten von Chemikalien nur durch Betrachtung der chemischen Strukturmerkmale vorauszusagen.

Struktur-Verhaltens-Beziehungen sind relativ gut erforscht für verwandte Substanzen derselben Stoffklasse. Ein Beispiel ist die Stoffklasse der polychlorierten Biphenyle (PCB), von denen man heute weiß, daß die Abbaubarkeit der Einzelsubstanzen mit steigendem Chlorgehalt abnimmt¹. Aber nicht nur die Zahl der Chloratome im Molekül ist entscheidend für die biologische Abbaubarkeit, sondern auch ihre Position². Will man heute also umweltfreundliche Ersatzprodukte für die schwer abbaubaren PCBs entwickeln, so muß man sowohl die Zahl der Chloratome verringern als auch sie in umweltfreundlichen Positionen anbringen. Ähnliche Regeln gelten übrigens auch für die DDT-Analoga. Das o,p'-DDT wird leichter abgebaut als das meist verwendete p,p'-DDT³.

Nach dieser Einführung, die eine theoretische Möglichkeit der Voraussage des Umweltverhaltens vorstellt, möchte ich jetzt zum eigentlichen Thema, den experimentellen Methoden, kommen. Theoretische Struktur-Verhaltens-Überlegungen sind jedoch sehr wesentlich zur Beurteilung der Brauchbarkeit von Testmethoden. Wir werden später sehen, daß Testmethoden sinnlos sein können, wenn sie nicht die biologische Umwandlung der Chemikalien mit berücksichtigen.

Die einfachste Art des Tests wäre die Bestimmung umweltrelevanter physikalisch-chemischer Parameter der betreffenden Substanz. Für die Akkumulation wären Wasserlöslichkeit oder der Verteilungskoeffizient, z. B. in Octanol/Wasser, relevant. An zweiter Stelle wären Kurzzeit-Expositionsversuche in vivo zu nennen. Die nächst kompliziertere Stufe sind Langzeitexperimente mit möglichst genauer Simulation der Umwelt und schließlich Versuche mit Systemen über mehrere Glieder von Nahrungsketten.

In der ersten Tabelle sind für eine Reihe von Umweltchemikalien die Wasserlöslichkeiten den Ergebnissen von Kurzzeittests in vivo — Fischakkumulation als

Tab. 1 Vergleich zwischen Wasserlöslichkeit, Akkumulation in Fischen (Kurztest) und Akkumulation in Ratten (Kurztest).

Chemikalie	Wasserlöslichkeit (mg/l)	Akkumulationsfaktor Fische (24 Std.)	Akkumulation Ratten, ³⁾ (3 + 5 Tage)		
			Ganztier	Fett ⁴⁾	Leber
Hexachlorbenzol	0,005	400	57,2	1,89	1,33
Anthracen	0,073	300	0,8	n.n	0,14
Monolinuron	0,58	<10		n.n	0,24
Biphenyl	7,5	110	0,4	0,01	0,04
Pentachlorphenol	20	350	1,6	n.n	0,60
Carbaryl	40	11	1,4	n.n	n.n
2,4,6-Trichlorphenol	900	80	7,8	n.n	n.n
2,4-D	900	2	1,1	n.n	n.n
Nitrobenzol	1780	0,8	2,3	n.n	0,43
p-Chloranilin	3900	<10	4,9	n.n	n.n
Anilin	36600	1,7	0,5	n.n	0,05

³⁾ % der applizierten Menge

⁴⁾ %/g Fett

n.n = nicht nachweisbar

Beispiel für das Verhalten in aquatischen Systemen und Rattenfütterung als Beispiel für Warmblüter — gegenüber gestellt. Die Wasserlöslichkeiten sind der Literatur entnommen¹⁾, die in-vivo Versuche stammen aus unserer Arbeitsgruppe⁴⁾. Die Versuche wurden radioaktiv markiert (C-14) durchgeführt, die Daten stellen die gesamte Radioaktivität dar, also die Ausgangsprodukte und eventuelle biotische Umwandlungsprodukte, die ja auch als Umweltchemikalien zu betrachten sind und deshalb nicht vernachlässigt werden dürfen. Bei den Rattentests wurden die betreffenden Chemikalien 3 Tage lang täglich mit der Nahrung in umwelt-relevanten Konzentrationen – 1 ppm¹⁾ – appliziert, danach folgte eine Abklingzeit von 5 Tagen. Bei den Fischversuchen wurde die Konzentration der Chemikalien in Wasser 3 Tage lang konstant auf 50 ppb²⁾ gehalten.

Die Tabelle zeigt, daß die Wasserlöslichkeit allein zur Voraussage der Akkumulation von Chemikalien durch Fische oder Ratten nicht geeignet ist. Dies bedeutet jedoch nicht, daß dies grundsätzlich für jede Akkumulation gilt – für

1) ppm = part per million = Teile Umweltchemikalie auf 1 Million Teile Körpersubstanz; 1 ppm entspricht 1 mg/kg.

2) ppb = part per billion = ein Tausendstel ppm.

Tab. 2 Vergleich zwischen Verteilungskoeffizient (Octanol/Wasser), Akkumulation in Fischen (Kurztest) und Akkumulation in Ratten (Kurztest).

Chemikalie	k Octanol/ Wasser	Akkumulationsfaktor Fische (24 Std.)	Akkumulation Ratten ¹⁾ (3 + 5 Tage)		
			Ganztier	Fett ²⁾	Leber
Hexachlorbenzol	168 000	400	57,2	1,89	1,33
Pentachlorphenol	102 000	350	1,6	n.n	0,60
Anthracen	22 000	300	0,8	n.n	0,14
Biphenyl	7540	110	0,4	0,01	0,04
2,4,6-Trichlorphenol	4900	80	7,8	n.n	n.n
Carbaryl	230	11	1,4	n.n	n.n
p-Chloranilin	68	<10	4,9	n.n.	n.n
Nitrobenzol	62	0,8	2,3	n.n	0,43
Monolinuron	40	<10		n.n	0,24
2,4-D	37	2	1,1	n.n	n.n
Anilin	7	1,7	0,5	n.n	0,05

¹⁾ % der applizierten Menge

²⁾ %/g Fett

n.n = nicht nachweisbar

Algen wurde z. B. eine relativ gute Korrelation zwischen Akkumulation und Wasserlöslichkeit festgestellt. Vielleicht ist die Ursache darin zu suchen, daß erfahrungsgemäß bei Algen normalerweise während einer kurzen Versuchsdauer kein Fremdstoffmetabolismus (= Umwandlung der Fremdschubstanz im Stoffwechsel) einsetzt.

Die zweite Tabelle zeigt einen analogen Vergleich mit dem Verteilungskoeffizienten Octanol/Wasser¹⁾ als Maß für die relative Fettlöslichkeit im Vergleich zur Wasserlöslichkeit. Hier sieht die Vergleichbarkeit zumindest für Fische schon besser aus. Obwohl die Verteilungskoeffizienten sich über 5 Zehnerpotenzen erstrecken, die Akkumulationsfaktoren jedoch nur noch über 2-3, ist trotzdem die Substanz-Reihenfolge erhalten geblieben, d. h. der Verteilungskoeffizient ist brauchbar zur Abschätzung der Akkumulationsfähigkeit eines Stoffes r e l a t i v zu einem anderen, dessen Verhalten in der tatsächlichen Umwelt bereits bekannt ist. Z. B. ist hier die Aussage erlaubt, daß Anthracen weniger stark akkumuliert wird als Pentachlorphenol, jedoch stärker als Biphenyl, zumindest bei Kurzezeit-einwirkung.

Wenden wir uns nun den Warmblütern, dem eigentlichen Thema dieser Abhandlung, zu. Ein Vergleich der Daten in den rechten Spalten mit den

Tab. 3 Vergleich zwischen Langzeit- und Kurzzeitversuchen bei Ratten, Eliminationsphase durchschnittlich 6 Tage

Substanz	Dauer der Appl. (Tage)	Appl. Ge- samtmenge pro Ratte (mg)	Ausscheidung		Speicherung		
			in Kot %	in Urin %	in Leber	in Lunge (μ g/g)	in Fett
2,2'-Dichlor- biphenyl	42	2,000	77	9	0,04	0,06	0,02
	3	0,075	65	34	0,007	0,006	0,005
2,5,4'-Trichlor- biphenyl	14	1,400	49	13	0,44	0,37	1,00
	3	0,135	101	6	0,03	0,06	0,26
	1	1,250	81	3	0,56	1,15	2,66
2,4,6,2',4'- Pentachlor- biphenyl	35	1,750	34	10	6	12	26
	3	0,075	30	1,4	0,06	0,06	1,8

Verteilungskoeffizienten zeigt, daß hier auch die Rangfolge nicht mehr stimmt. Offenbar spielen hier chemische Substanzeigenschaften eine weitaus größere Rolle als physikalische. Für fast alle hier aufgeführten Substanzen ist eine biotische Umwandlung in Warmblütern bekannt – sogar für Hexachlorbenzol. Es ist einleuchtend, daß die entstandenen Umwandlungsprodukte völlig andere Lösungs- und Verteilungseigenschaften haben können als die Ausgangsprodukte. Fische hingegen wandeln erfahrungsgemäß die Fremdstoffe nur langsam um⁶. Die wichtigste Aussage dieser Tabelle besteht also darin, daß physikalisch-chemische Stoffeigenschaften nur dann zur Voraussage von Umwelteffekten brauchbar sind, wenn mit der zu testenden Substanz und dem betreffenden Organismus in der betreffenden Zeit keine bedeutende chemische Umwandlung zu erwarten ist.

Wie steht es nun mit der Übertragbarkeit von Kurzzeitversuchen auf Langzeitexposition, die ja den Verhältnissen in der Umwelt viel eher entspricht? Bei der dritten Tabelle sind für drei polychlorierte Biphenyle die Ergebnisse von Kurzzeitversuchen denen von Langzeitfütterung gegenübergestellt¹.

Die Tabelle 3 zeigt eine relativ gute Übereinstimmung, wenn man die Ergebnisse der Kurzzeitversuche auf die längere Zeitdauer und folglich weit höhere Gesamtdosis der Langzeitversuche extrapoliert.

Die nächst höhere Versuchsstufe prüft das Verhalten von Chemikalien nicht nur in einzelnen Organismen, sondern in ganzen Ökosystemen und Nahrungsnetzen. Es gibt ausgearbeitete Labor-Modell-Ökosysteme im aquatischen Bereich, auch Tümpel im Freiland können benutzt werden, z. B. in unserer

Tab. 4 Vergleich zwischen Verteilungskoeffizient (Octanol-Wasser), Wasserlöslichkeit und Akkumulation in einem Insekt (*Notonecta glauca*) nach Langzeitexposition

Chemikalie	Wasserlöslichkeit (mg/l)	k Octanol/Wasser	Akkumulationsfaktor <i>Notonecta</i> (3 Monate)
Hexachlorbenzol	0,005	168 000	69
Pentachlornitrobenzol	0,4		52
Pentachlorphenol	20	102 000	60
Dodecylbenzol-sulfonat	300		120
p-Chloranilin	3900	68	78

Arbeitsgruppe. Fünf Substanzen wurden von uns bisher bearbeitet – von den zahlreichen untersuchten Organismen ist in Tabelle 4 nur die Akkumulation der fünf Substanzen durch die Wasserwanze *Notonecta glauca* dargestellt⁷⁻¹⁰. Die physikalisch-chemischen Daten Wasserlöslichkeit und Verteilungskoeffizient sind mit aufgeführt⁵, aber es ist ersichtlich, daß sie bei der Fülle von Faktoren, die in einem solch komplexen System auf die Chemikalien einwirken, zur Voraussage der Akkumulation nicht mehr ausreichend sind.

Modellversuche mit terrestrischen Systemen zur Prüfung der Akkumulation von Chemikalien in Nahrungsnetzen können analog in Terrarien durchgeführt werden. Die einzelnen Glieder der Nahrungskette werden zweckmäßig sukzessiv eingesetzt. Die Miteinbeziehung nicht ortsfester Tiere macht die Anordnung wesentlich komplizierter als die für aquatische Systeme, und es sind auch nicht alle Tierarten geeignet. Die Übertragung von Versuchsergebnissen von einer Tierart auf eine andere ist jedoch generell unzulässig – darauf wird am Ende dieses Beitrags noch eingegangen. Es ist deshalb sinnvoll, vor der Durchführung derartig komplizierter Experimente zu überlegen, ob sie überhaupt notwendig sind.

Die Notwendigkeit der Überprüfung einer eventuellen Akkumulation von Fremdstoffen in Nahrungsnetzen ergab sich aus der Analyse von Umweltproben. Für eine Reihe von Umweltchemikalien wurde bei der Untersuchung repräsentativer Proben von Fleischfressern am Ende der Nahrungskette und von ihren Beutetieren bzw. noch niedrigeren Gliedern gefunden, daß letztere durchschnittlich niedrigere Rückstände der betreffenden Chemikalien aufweisen. Dies war besonders auffällig bei Greifvögeln. Nach der Ansicht einiger Wissenschaftler ist jedoch die Schlußfolgerung, daß z. B. ein Greifvogel die Pestizidrückstände seiner Nahrungstiere in seinem Körper „konzentriert“, nicht zulässig.

Tab. 5 Menge und Konzentration von Dieldrin in den Körpern von vier Drosseln nach 6wöchiger Fütterung mit dieldrinhaltigen Regenwürmern⁷⁾

Vogel	Dosis Dieldrin/Tag (μ g)	Dosis Dieldrin gesamt (μ g)	Gesamtmenge Dieldrin im Körper (μ g)	% der Dosis, im Körper zurückgehalten	Konzentration in der Nahrung (ppm)	Konzentration im Gesamtkörper (ppm)	Verhältnis von Konzentration im Körper zu der in der Nahrung (%)
A	4,85	203,6	1,54	0,8	0,15	0,02	13,3
B	10,40	436,8	7,11	1,6	0,32	0,09	28,1
C	91,36	3837,0	96,0	2,5	3,06	1,36	44,4
D	173,7	7297,0	318,0	4,4	5,69	4,03	70,8

7) Alle Konzentrationsangaben sind bezogen auf Frischgewicht

Der britische Wissenschaftler MORIARTY¹¹ bietet zwei andere Erklärungen für die erhöhten Pestizidkonzentrationen in Greifvögeln oder anderen Vogelarten an:

1. Die Vögel fressen nicht einen repräsentativen Querschnitt ihrer Beutetiere, sondern Tiere mit erhöhten Pestizidkonzentrationen fallen ihnen bevorzugt zum Opfer.
2. Die Vögel haben artspezifisch weniger wirksame Ausscheidungsmechanismen.

Ob die erste Erklärung für erhöhte Pestizidkonzentrationen in Vögeln zutrifft oder ob tatsächlich eine Anreicherung eintritt, ist durch Modellversuche durch Füttern mit Nahrungstieren bekannter Pestizidkonzentrationen zu ermitteln. Tabelle 5 zeigt als Beispiel einen derartigen Versuch mit Drosseln und Regenwürmern¹¹⁻¹².

Die Tabelle zeigt eindeutig, daß die Rückstände in dem Vogel niedriger sind, nur etwa 13-70 % derjenigen der Würmer, also nicht akkumuliert werden. In diesem Fall gibt also ein relativ einfacher Modellversuch eine ebenso befriedigende Aussage wie die komplizierte Versuchsanordnung eines terrestrischen Ökosystems.

Zeigt sich in einem solchen Versuch jedoch eine Akkumulation, ist zu prüfen, ob sie in Zusammenhang mit der Nahrungskette steht oder ob die zweite Erklärung MORIARTYS zutrifft, daß nämlich der Vogel artspezifisch einen weniger wirksamen Ausscheidungsmechanismus besitzt als sein Beutetier. Ist dies der Fall, so wird der Vogel bei der Aufnahme definierter Mengen der Chemikalie aus Wasser eine höhere Konzentration in seinem Körper aufbauen als ein niedrigeres Glied der Nahrungskette, dem Wasser mit gleicher Konzentration der Chemikalien verabreicht wurde. In diesem Fall steht die Anreicherung nicht in Zusammen-

hang mit der Nahrungskette, und komplizierte Nahrungskettenversuche in Ökosystemen sind ebenfalls überflüssig. An ihre Stelle treten Versuche zur artspezifischen Umwandlung und Ausscheidung der Substanzen. Sie können durchaus den anfangs beschriebenen Kurz-Rattentests entsprechen, müssen aber unbedingt mit der zur Diskussion stehenden Tierart durchgeführt werden. Möchte man die tieferen Ursachen der artspezifischen Akkumulation erfassen, müssen die Ausscheidungsprodukte nicht nur quantitativ gemessen, sondern getrennt, isoliert und chemisch identifiziert werden. Dies ist jedoch nicht in einem Kurztest möglich.

Zum Abschluß möchte ich an zwei Beispielen aufzeigen, wie ein artspezifisch verschiedener Metabolismus die Ausscheidung von Fremdstoffen und auch ihre Wirkung beeinflusst.

Das erste Beispiel ist DDT. Der seit langem bekannte Haupt-Abbauweg des DDT in Ratten nach PETERSON und ROBISON¹³ endet mit einem Abbauprodukt, dem DDA. Diese Substanz ist von ihrer Struktur her wasserlöslicher als das DDT und wird zudem noch konjugiert, so daß sie leicht ausgeschieden werden kann. Bei der Taube bricht jedoch der DDT-Abbau bei der dritten Stufe, dem sogenannten DDMU, ab¹⁴⁻¹⁵. Appliziert man synthetisches DDMU an Tauben, so wird keine weitere Umwandlung beobachtet. Dies bedeutet, daß die Taube die Enzyme zum weiteren Abbau des DDMU bis hin zum ausscheidbaren DDA nicht besitzt. Das DDMU besitzt keine chemischen Strukturmerkmale, die eine Ausscheidung fördern – seine Ausscheidung ist praktisch genauso erschwert wie die der Ausgangsverbindung DDT.

Das zweite Beispiel stammt aus unserer Arbeitsgruppe und betrifft das Dieldrin. Hier wurde der Metabolismus in fünf verschiedenen Tierarten unter genau gleichen Bedingungen untersucht¹⁶. Es zeigte sich, daß selbst so verwandte Tierarten wie die Maus und die Ratte unterschiedliche Metabolismuster haben können. Die Maus scheidet bevorzugt einen Metaboliten, das Aldrintransdiol, aus, die Ratte wie auch die Primaten einschließlich des Menschen bevorzugt einen anderen, das Hydroxy-Dieldrin. Die Konsequenzen können nicht nur verschiedene Ausscheidungsraten, sondern auch verschiedene Toxizitäten des Dieldrins für verschiedene Tierarten sein und stellen z. B. die Übertragbarkeit der Ergebnisse von Mäuseversuchen auf den Menschen in Frage.

Als Konsequenz dieser Überlegungen sind folgende Feststellungen zu treffen:

1. Ein auf alle Chemikalien anwendbares, rasches und zuverlässiges Testverfahren zur prospektiven Erkennung der Langzeitwirkungen von Umweltchemikalien in der Biosphäre gibt es nicht.
2. Bei der Wahl zwischen den zur Verfügung stehenden Kurzzeit- bzw. Langzeit-Testmöglichkeiten muß je nach chemischer Struktur und daraus folgendem voraussichtlichem Umweltverhalten entschieden werden. Eventuell müs-

sen mehrere Verfahren kombiniert werden, um zu einer Abschätzung voraussichtlicher Langzeitwirkungen zu kommen.

3. Worauf es in jedem Fall ankommt, ist, die gewählten Tests vor der Anwendung kritisch zu prüfen und sich Klarheit zu verschaffen, welche Aussagen von ihnen erwartet werden können und welche nicht.

Literatur

Ausführliche Zitate siehe S. 400 ff.

¹SCHEUNERT & KLEIN (1979), ²SCHULTE & ACKER (1974), ³FEIL et al. (1975), ⁴KRAUS et al. (in Vorbereitung), ⁵KENAGA & GORING (1978), ⁶CRAVEN et al. (1965), ⁷SCHAUERTE (1978), ⁸SCHAUERTE (unveröff.), ⁹KRIEGER (1979), ¹⁰KRIEGER (unveröff.), ¹¹MORIARTY (1972), ¹²JAFFERIES & DAVIS (1968), ¹³PETERSON & ROBINSON (1974), ¹⁴BUNJAN et al. (1966), ¹⁵BAILEY et al. (1969), ¹⁶MÜLLER, NOHYNEK et al. (1965).



Abb. 1 Selbst wenn Vögel Schadstoffe nicht immer akkumulieren, können sie deren Verteilung innerhalb beschreibbarer Räume und Zeiten doch integrieren. Auf diese Weise werden sie zu Bioindikatoren für die Schadstoffbelastung von Landschaftsausschnitten. – Im Bild fast flügge Singdrosseln. Foto: H. Ellenberg.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ökologie der Vögel. Verhalten Konstitution Umwelt](#)

Jahr/Year: 1981

Band/Volume: [Supp_3](#)

Autor(en)/Author(s): Scheunert I.

Artikel/Article: [Gibt es Wege zu einem „raschen“ Testverfahren für eine Beurteilung der Langzeit-Akkumulationswirkung von Umweltchemikalien in Warmblüter-Nahrungsnetzen? 73-81](#)