

Halogen-Organische Verbindungen (HOV)

– Vergleichende und umwelthygienische Bewertung

H. H. Dieter

Bundesgesundheitsamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene (WaBoLu), Postfach 330013, W-1000 Berlin 33

Zusammenfassung. Der Beitrag schlägt eine *vergleichende umwelthygienische Einstufung* der wichtigsten derzeit bekannten chlororganischen Umweltkontaminanten vor. Als Kriterien werden Angaben zu Nützlichkeit, ökotoxikologischem Potential, ökotoxikologischem Sicherheitsfaktor, Elimination aus der Umwelt, Mobilität, Akkumulation und Analysierbarkeit in der Umwelt sowie die vermutete Reparierbarkeit möglicher Schäden herangezogen. Auf einer Skala von 0 bis 14 Negativpunkten schneiden 3 Stoffgruppen (PCDD/PCDF, PCB und FCKW) als „schädlich“ ab, während 2 Gruppen (LCKW, chlororganische Pestizide) als „bedenklich“ einzustufen sind; eine Gruppe (Dichlorbenzole) ist zumindest „unerwünscht“.

Abkürzungen

DCB	Dichlorbenzol(e)
DDT	Dichlordiphenyltrichlormethan
DEHP	Di-(2-ethylhexyl)phthalat
EDC	Ethylendichlorid
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
HCH	Hexachlorcyclohexan
HOV	Halogen-organische Verbindungen
LCKW	Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe
NOEL	No Observable Effect Level
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
Per	Perchloräthylen
PVC	Polyvinylchlorid
Tri	Trichloräthylen
I.I.I-Tri	I.I.I-Trichlorethan

1 Zur Gesamthalogensituation in der ehemaligen BR Deutschland

Die Chlorproduktion in der BR Deutschland beläuft sich zur Zeit auf ca. 3 Mio t pro Jahr. Das vorherrschende Verfahren ist die Chlor/Alkali-Elektrolyse von Steinsalz. Dabei wird gleichzeitig Natronlauge gewonnen. Für das gleichzeitig dabei anfallende Chlorgas haben sich im Laufe der Zeit bis heute die folgenden Verwendungsbereiche herausgebildet (→ *Tabelle 1*):

- (1) Einsatz als Oxidationsmittel;
- (2) Einbau in Polymere (vor allem PVC);

Tabelle 1: Prozentuale Aufteilung der Einsatz- und Verwendungsbereiche von Chlor im Jahr 1982

Einsatz- bzw. Verwendungsbereich (a – d; s. Text)	%-Anteil
PVC (2)	23,4
Lösemittel u.ä. (3)	18,9
Pestizide (3)	5,5
Propylenoxid (1)	21,9
sonstige organische Produkte (1, 3)	3,2
Bleichmittel (3, 4)	3,2
Trinkwasseraufbereitung (3, 4)	0,1

- (3) Struktur- und Wirkungsbestandteil niedermolekularer Produkte (Pestizide; chlorierte Lösungsmittel; polychlorierte Biphenyle);
- (4) Einsatz als Bleich- und Desinfektionsmittel.

Die Gesamtsituation und das Ausmaß ihrer Beherrschung ist heute, nach dem Verbot der meisten chlorhaltigen Pestizide und des PCB, im wesentlichen eine Funktion der Art des Umgangs mit den

1. Altlasten (PCB, Rückstände persistenter chlorierter Pestizide);
2. Produktionsrückständen aus der PVC-Produktion (EDC-Teer; Nebenprodukte wie LCKW und FCKW);
3. Produkten aus chlorhaltigen Kunststoffen (vor allem PVC);
4. LCKW und FCKW, sofern diese *nicht* aus der PVC-Produktion stammen.

2 Umwelthygienische Bewertung von HOV: Allgemeine Aspekte

Die umwelthygienische Bewertung von Chemikalien versucht die Beantwortung folgender Fragen:

- Nützlichkeit?
- Ökotoxikologisches Potential?
- Ökotoxikologischer Sicherheitsfaktor?
- Elimination?
- Mobilität?
- Akkumulation?
- Revidierbarkeit von Schäden?
- Analysierbarkeit?

Das wesentliche gemeinsame Merkmal der hier betrachteten Stoffe ist die C-Cl-Bindung [2].

Etwaige Übereinstimmungen der physikalisch-chemischen Eigenschaften spielen dagegen als Bewertungskriterium hier keine Rolle. Die C-Cl-Bindung ist bei *Naturstoffen* eine Rarität. Sie kommt nur in einigen marinen Umgebungen/Organismen vor. Dabei wurden die Verbindungen CCl_4 , CHBr_3 , halogenierte Acetone und Bromphenol-Derivate festgestellt [3].

3 Die einzelnen Stoffgruppen

3.1 Die LCKW (Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe) [1, 4]

Hierunter sind vor allem die Lösungsmittel Dichlormethan (CH_2Cl_2), Tri- und Perchloroethylen sowie 1.1.1-Trichlorethan zu verstehen. In der ehemaligen BR Deutschland galten 1984 folgende *Emissionszahlen*:

CH_2Cl_2 : 173 kt/a (= 86 % der Produktion);
 1.1.1-Tri: 100 kt/a (= 70 % der Produktion);
 Tri: 96 kt/a (= 60 % der Produktion);
 Per: 90 kt/a (= 60 % der Produktion).

An *Immissionskonzentrationen* wurden gemessen:

Luft: LCKW kommen ubiquitär vor in Konzentrationen von bis zu 200 ppt. Die Konzentrationen auf der nördlichen Halbkugel liegen in der Regel höher als auf der südlichen.

Oberflächenwasser: Wegen der hohen Flüchtigkeit der Verbindungen sind die Konzentrationen trotz z.T. hoher Emissionen limitiert. Messungen, die aber nur eine *lokale* umwelthygienische Aussagekraft besitzen, gehen bis zu einigen 100 $\mu\text{g/l}$.

Trink-/Grundwasser: ubiquitär lassen sich Konzentrationen von 0.1 bis 1.0 $\mu\text{g/l}$ feststellen. Aus Punktquellen treten im Grund/Trinkwasser Konzentrationen von bis zu 1 000 $\mu\text{g/l}$ auf (Ausnahme: CH_2Cl_2 wegen hoher Flüchtigkeit und relativ guter Abbaubarkeit).

Der *Abbau* der meisten LCKW erfolgt unter Umweltbedingungen relativ langsam. In Abwesenheit von Sauerstoff werden dabei höhere Umsatzraten erzielt und andere Produkte gebildet als unter aeroben Bedingungen. Als toxikologisch besonders relevantes Zwischenprodukt kann dabei im Boden/Grundwasser auch Vinylchlorid auftreten [5]. Durch die lange *troposphärische Halbwertszeit* für 1.1.1-Trichlorethan erscheint eine Schädigung der stratosphärischen Ozonschicht möglich [4].

Die *Elimination aus Wasser* erfolgt am besten durch Belüftung oder Adsorption an Aktivkohle. 1.1.1-Trichlorethan adsorbiert an Aktivkohle besonders schlecht und ist weniger flüchtig als die anderen LCKW. Trotz der humantoxikologisch relativ günstigen Beurteilung ist 1.1.1-Tri umwelthygienisch insgesamt ungünstiger zu beurteilen als die anderen LCKW.

Eine *Ökotoxizität* von LCKW war bisher nicht direkt nachweisbar. Die bestehenden und weiter zu verbessernden Regelungen sind vor allem präventiv begründet.

3.2 Die FCKW (Fluorchlorkohlenwasserstoffe)[6]

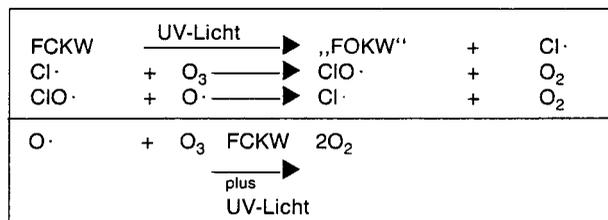
Verbrauch und Emission von FCKW (s.a. → UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. 2, 2, 106, 1990) sind weltweit identisch. Dies liegt an der extremen Flüchtigkeit und chemischen Stabilität dieser Verbindungen. Die Produktion betrug 1985 weltweit ca. 1 Mio t. Seit 1931 wurden ca. 13 Mio t emittiert. Die Nutzung der FCKW als Treibmittel in Kleingeräten liegt heute bei nur noch 2 % und ist damit von untergeordneter Bedeutung.

Immissionen von FCKW treten weltweit auf. Zwischen der nördlichen und der südlichen Halbkugel bestehen kaum Unterschiede. Die höchsten Werte wurden 1985 in nord-amerikanischen Städten erwartet (3 420 ng F 11/m³; 5 700 ng F 12/m³). Die niedrigsten gemessenen Werte in der Troposphäre und in „Reinluftgebieten“ liegen mit ca. 1 000 ng/m³ (F 11) bzw. 2 000 ng/m³ (F 12) nur unwesentlich tiefer. In Wasser und Nahrungsmitteln werden weniger als 1 ng/kg gefunden, was ökologisch und toxikologisch ohne Belang ist.

Abbau: Die mittlere Verweilzeit der FCKW in der Atmosphäre hängt vom Fluorierungsgrad ab und wird auf bis zu 380 Jahre (F 115) veranschlagt. 86 % des troposphärischen F 11 sollen die Stratosphäre erreichen (s.a. → UWSF 3/90, S. 163).

Die Überlegungen zur *Ökotoxikologie* der FCKW zielen auf zwei verschiedene Mechanismen:

1. **Treibhauseffekt:** Die Anreicherung von FCKW in der Atmosphäre führt zu einer verstärkten Absorption der Infrarot-Rückstrahlung von der Erde.
2. **Stratosphärischer Ozon-Abbau** durch folgende Reaktionskette:



Das Chlor-Radikal $\text{Cl}\cdot$ wirkt also als Katalysator für die Vereinigung von $\text{O}\cdot$ (Sauerstoffradikal) mit O_3 (Ozon) zu Sauerstoff (O_2). Eine Rechnung der NASA kam zu dem Ergebnis, daß einer FCKW-Zunahme in der Atmosphäre um 3 %/a „lediglich“ eine Ozon-Abnahme um 1 % in der Stratosphäre während der nächsten 70 Jahre entspräche. Nachhaltige Störungen wurden aber für die *vertikale Ozon-Schichtung* vorausgesagt.

Der FCKW-bedingte stratosphärische Ozon-Abbau läßt nicht nur eine Zunahme der UV-Einstrahlung von der Sonne befürchten, sondern wird wahrscheinlich ebenfalls zu einer Erderwärmung beitragen.

3.3 Die chlororganischen Pestizide [7]

Das wichtigste Medium für Transport/Emission dieser Stoffklasse ist die Luft. *Emissionsquellen* sind Verwehungen/Verdampfungen der Stoffe von Flächen und Ausbrin-

gungen per Flugzeug sowie die Abluft aus der Produktion. In der ehemaligen BR Deutschland werden Konzentrationen im unteren ng/m^3 -Bereich (HCH) gemessen. DDT-Konzentrationen liegen u.U. wesentlich höher (bis zu mehreren $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Wegen seiner relativ guten Löslichkeit ist im Wasser das γ -HCH (Lindan) besonders mobil. In den 70er Jahren noch gemessene Konzentrationen von 100 – 1 000 ng/l HCH in Oberflächengewässern sind mittlerweile auf unter 20 ng/l zurückgegangen. Die Werte in Talsperren sind nochmals 10- bis 20mal niedriger. Im Küstenbereich der Meere werden z.Zt. bis zu 30 ng/l (offenes Meer: unter 1 ng/l) an chlororganischen Pestiziden gefunden.

Die Beständigkeit der chlororganischen Pestizide im Boden galt lange Zeit als verkaufs- und anwendungsförderndes Argument. Die Halbwertszeit von Lindan nach Einarbeitung in den Oberboden beträgt ca. 1 Jahr (β -HCH: 8 Jahre). Die Hintergrundwerte für die verschiedenen HCH betragen heute um 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ und in behandelten Böden bis zu ca. 1 mg/kg [7a]. Das beständigste chlororganische Pestizid ist DDT/DDD, gefolgt von Aldrin/Dieldrin, Heptachlor/Heptachlorepoxyd und den HCH. Von den HCH ist Lindan am besten abbaubar. Bei seinem relativ raschen und gut untersuchten *anaeroben Abbau* bilden sich durch Dehydrochlorierung verschieden substituierte/chlorierte Cyclohexene. Toxikologische Daten zu diesen Stoffen liegen allerdings nicht vor. Durch Bakterien auf Pflanzen kann Lindan in die beständigeren α - und β -HCH umgewandelt werden.

Zur *ökotoxikologischen* Beurteilung ist wesentlich, daß bei fast allen (Ausnahme: Lindan) chlororganischen Pestiziden *Persistenz, Kumulation* und *hohe Toxizität* zusammentreffen. In Meeresplankton wurden Anreicherungsfaktoren von bis zu 10^6 beobachtet, ebenso akut toxische Wirkungen auf Primärproduzenten im Wasser bei nur wenigen $\mu\text{g}/\text{l}$. Der Sicherheitsfaktor zu den aktuell gefundenen Konzentrationen (Küstennähe) beträgt damit lediglich 30. Zahlreiche LC_{50} -Werte von Fischen liegen unter 50 $\mu\text{g}/\text{l}$. Aus ökotoxikologischen Gründen wurde für HCH eine Verringerung der Rückstände in landwirtschaftlichen Böden gefordert [7a].

Direkte ökologische Folgen hatte bisher die Kumulation einiger chlororganischer Pestizide in Endgliedern der *Nahrungskette*. Die persistenten Wirkstoffe führen in Großvögeln (Adler, Pelikane, Enten u.a.) zu hormonellen Störungen mit der Folge von Unfruchtbarkeit und Unbebrütbarkeit der Eier wegen zu dünner Schalen. Die mit Effekten dieser Art korrespondierenden Pestizid-Konzentrationen im Fettgewebe liegen im mg/kg -Bereich. Da auch die menschliche Milch ein Endglied der Nahrungskette darstellt, ist es nicht erstaunlich, daß für gestillte Säuglinge die toxikologisch wünschenswerten Sicherheitsfaktoren gegenüber einigen dieser Verbindungen (β -HCH, Dieldrin, HCB und DDT-gesamt) nach wie vor nicht gegeben sind. Für β -HCH und DDT-gesamt ist trotz schon lange bestehender Anwendungsverbote in Mitteleuropa keine abnehmende Entwicklung erkennbar. Die Muttermilchbelastung korreliert dabei gut mit regionalen Expositions- und Lebensmittel-daten.

Eine Zusammenfassung der Beschränkungen und Verbote der Anwendung chlororganischer Pestizide seit 1955 findet sich in [7].

3.4 Dichlorbenzole [1]

Zur Produktion von DCB (Verbrauch und Export) finden sich in [1] folgende Zahlen:

o-DCB ca.	15 000 t/a	} = Verbrauch Inland (BRD)
p-DCB ca.	7 500 t/a	
m-DCB unter	1 000 t/a	
Export: ca.	15 000 t/a	
Summe: ca.	40 000 t/a	

Diese 40 000 t teilen sich hinsichtlich Verwendung/Verbleib folgendermaßen auf wie in \rightarrow Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Verbrauch und Export von Dichlorbenzol

	Verbrauch		Export
	chem. Umwandlung	direkte Verwendung	
o-DCB	70 – 85 %	5 – 10 % (als Lösungsmittel)	10 – 25 %
p-DCB	20 – 30 %	7 % (im Hygiene-Sektor)	65 – 75 % (im Hygiene-Sektor)

Im Rahmen der *chemischen Umwandlung* von o- und p-DCB sollen die Verluste an die Umwelt lediglich 2 – 3 % betragen. Der Verlust direkt ins *Abwasser* wird mit 0,01 kg/t angegeben [1]. Aus der *direkten Verwendung* von o-DCB gelangen 1-2 %, also 5 t/a in den Vorfluter, sofern vorher mechanisch-biologisch geklärt wird. Der Stand der Wiedergewinnungs- und Beseitigungstechnik wäre damit laut [1] zufriedenstellend. Ein kritischer Punkt ist die korrekte Verbrennung fester Rückstände (Reaktions-schlämme), wobei Dioxine entstehen können.

Der umwelthygienisch problematischste Bereich der direkten Verwendung von DCB ist der diffuse Eintrag von p-DCB aus Verwendungen im *Hygienesektor*. p-DCB wirkt geruchsübertönend und abweisend auf Fliegen, angeblich auch wachstumshemmend auf Bakterien und als Larvizid bei der Mottenbekämpfung. Ein vor kurzem bekannt gewordener Verwendungsbereich dieser Art ist die Einstreuung von p-DCB in Särgen während der Aufbahrung (bis zu 200 g pro Sarg). Bei der Abwägung von Nutzen und umwelthygienischem Risiko sind alle diese Anwendungen zumindest als problematisch zu bezeichnen. Der Eindruck, daß p-DCB vor allem mangels besserer industrieller Verwendungsmöglichkeiten für Nutzungen dieser Art entdeckt wurde, ist nicht von der Hand zu weisen. Seine Entstehung bei der Produktion des wichtigeren o-DCB kann kaum verhindert werden.

UBA und BGA haben 1985 gemeinsam auf das Problem der *Gewässerverschmutzung* durch p-DCB aus Anwendungen im Hygienebereich warnend hingewiesen [8]. Seitdem ist

der Verbrauch von p-DCB für Zwecke dieser Art anscheinend zurückgegangen [1]. Die besonders unsinnige Verwendung von p-DCB als „Sargeinstreumittel“ wurde dem BGA im Februar 1988 bekannt [9]. Als Ersatzprodukt für p-DCB scheint sich vor allem das umwelthygienisch akzeptablere Isoborneol zu eignen.

Die gemessenen *Immissionswerte* liegen durchweg im unteren $\mu\text{g/l}$ -Bereich oder tiefer. 1982/83 lagen die Konzentrationen in Oberflächengewässern für o-DCB höher als für p-DCB, wobei aber nur wenige Meßwerte zur Verfügung standen. Im Grundwasser werden vereinzelte Werte bis zu 500 ng/l gefunden, die aber nicht repräsentativ sind. Ähnliches gilt für Trinkwasser; 94 % der abgegebenen Menge wird nicht auf p-DCB untersucht.

Zu *Abbau* und *Elimination* liegen nur Daten aus *aeroben Studien* vor. Innerhalb der Reihe p-/o-/m-DCB ist das p-Isomere am relativ besten („mäßig gut“) abbaubar, gefolgt von o-DCB („schlecht“) und m-DCB („kaum“). Die Elimination durch Uferfiltration gelingt am besten für das m-Isomere, gefolgt von p- und o-Isomeren. Durch Aktivkohlefiltration sind alle drei Vertreter gleichermaßen eliminierbar.

Die veröffentlichten Daten zur Abbaubarkeit von p-DCB in Kläranlagen („80 – 98 %“) sind mit Vorsicht zu verwenden, da der wesentliche Teil des aus Klärschlamm extrahierbaren organisch gebundenen Halogens an p-DCB gebunden ist [10]. Eine gewisse Akkumulation (o-DCB) und vor allem Adsorption an Sedimente (p-DCB) wurde 1980 für die 60er Jahre an der Einmündung des Niagara-Flusses in den Ontario-See nachgewiesen (Verteilungskoeffizient Sediment/Wasserphase: 10^4). Biologische Konzentrationsfaktoren sind für o-DCB in der Regel 10mal höher als für p-DCB (100 – 1 000 vs. 10 – 100). Unter den heutigen Kontaminationsbedingungen sind gegenüber den niedrigsten gemessenen NOEL-Werten zwar noch Sicherheitsfaktoren (akute Toxizität) von 100 und mehr eingehalten; zu beachten ist jedoch, daß zur Entwicklungsabhängigkeit der Toxizität von Chemikalien für verschiedene Fischentwicklungsstadien kaum Erkenntnisse vorliegen (z.B. reichert sich p-DCB in 23 Tage alten Jungforellen, die noch nicht fressen, bis zu 1 000fach aus dem Schwimmwasser an) [1].

3.5 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die Nutzung (Verbrauch und Emission) von PCB erfolgt seit 1930. Bis 1972 war die Nutzung u.a. zu folgenden Zwecken erlaubt:

- Industriefette, -öle;
- Weichmacher in Kunststoffen;
- Papierbeschichtungen;
- Imprägniermittel;
- Träger von Insektiziden.

Seit 1978 ist nur noch die Nutzung in sog. *geschlossenen Systemen* zulässig (Hydraulik- und Kühlsysteme). Zu Systemen dieser Art gehören auch Kleinkondensatoren. Wegen der völlig unregelmäßigen Entsorgung können zumindest diese nicht als „geschlossen“ betrachtet werden. Insgesamt sind in der BR Deutschland z.Zt. noch ca. 50 000 t PCB instal-

liert. Eine Trennung dieser Menge in „offen“ und „geschlossen“ wäre nicht sinnvoll, da PCB-haltige Geräte nicht registriert werden. PCB, das über Verbrennungsanlagen entsorgt wird, muß dort bei Temperaturen von über 1 200 °C verbrannt werden, da sonst die Gefahr der Dioxinbildung besteht. Das PCB-Problem wird noch bis weit in die 90er Jahre hineinreichen. Die Konzentrationen im Bioindikator „Muttermilch“ zeigen trotz der ausgesprochenen Verwendungsverbote noch keine Abwärtsentwicklung [7].

Transport und Immission von PCB erfolgen global durch Bindung an Staubpartikel. Zwischen „belasteten“ und „unbelasteten“ Standorten gibt es nur geringe Unterschiede. Typische Konzentrationen sind 5 – 30 ng/m³ (Luft), 5 ng/l (Deutsche Bucht), 100 – 300 ng/l (Oberflächenwasser unbelastet/belastet), ca. 1 ng/l (Trinkwasser), 1 – 100 $\mu\text{g/kg}$ (Boden).

Der *Abbau* von PCB erfordert eine Ringöffnung. Diese ist schwierig, zumal die Substratbindung wegen sterischer Hinderungen meist schlecht und der elektrophile Angriff durch bakterielle Oxidasen wegen der meist zahlreichen Chlorsubstituenten schwierig ist. Ein *Photoabbau* findet nur in höheren Schichten der Atmosphäre statt. Der *Abbau* bei der *Abwasseraufbereitung* ist unbedeutend.

Am stabilsten (und gleichzeitig am toxischsten) sind die coplanaren Vertreter, die sich auch am stärksten in Wasserorganismen anzureichern scheinen [13].

Ökologisch gehören die PCB, neben den polychlorierten Dioxinen und den FCKW, zu den unerwünschtesten, weil persistentesten Stoffen. Durch die schwere Metabolisierbarkeit und die z.T. sehr hohe Lipophilie resultieren Akkumulationsfaktoren von bis zu 10^7 (Nordsee). Damit werden vor allem Meeressäuger und Großvögel zum Opfer der PCB. Durch die hohe Belastung der Muttermilch befinden sich aber auch gestillte Säuglinge nicht mehr in der toxikologisch wünschenswerten Sicherheitszone [7]. Bei Seehunden wurden PCB-Gehalte des Körperfettes von bis zu 700 mg/kg festgestellt, bei Jungtieren bis zu 130 mg/kg Fett. Man führt darauf heute die Populationsrückgänge durch Unfruchtbarkeit und erhöhte Infektanfälligkeit (Störungen der Immunabwehr) bei diesen Tieren zurück [14, 15].

3.6 Polychlorierte Dioxine und Furane [16]

Es handelt sich hier um die einzige der in diesem Zusammenhang relevanten Stoffgruppen, die ohne irgendeinen Nutzenaspekt in die Umwelt gerät. Das wichtigste gesundheitspolitische Axiom lautet „nutzlose Belastungen sind zu vermeiden“, und zwar lange vor einer etwa (öko)toxikologisch relevanten Mengenbetrachtung [17]. In diesem Sinne kann es bei der Vermeidung künftiger Emissionen von PCDD und PCDF weniger um Grenzwerte als um *technische Maßnahmen* mit dem Ziel der *Minimierung* und *Vermeidung* gehen. Die extreme Stabilität und Lipophilie einiger Vertreter ist allerdings auch (öko)toxikologisch bedenklich.

Da sämtliche Vermeidungsstrategien bei der Vermeidung der Vorläufer ansetzen müssen, erübrigt sich hier eine ge-

sonderte Bewertung der PCDD/F. Als wichtigste Vorläufer für Umweltbelastungen sind insbesondere die Chlorbenzole, die PCB und – wie vor kurzem bekannt wurde – auch der Kunststoff PVC zu nennen.

In seiner Presseerklärung 06/1990 vom 19. 01. 90 weist das BGA darauf hin, daß sämtliche chlororganischen Stoffe potentielle Vorläufer von PCDD/F sind. Die chemische Industrie wird aus diesem Grund aufgefordert, auf weniger kritische Verfahrenstechniken und Produkte umzustellen [18].

3.7 Polyvinylchlorid (PVC)

Die Geschichte der Chlorchemie und die Wirtschaftlichkeit der Chlorchemie sind wesentlich davon geprägt, daß sich die Hauptmenge des bei der Chlor/Alkali-Elektrolyse des

NaCl anfallenden Chlors in PVC eingebaut gewinnbringend vermarkten läßt. Markt- und Bedarfsanalysen zeigen aber, daß nur ca. 5 % des produzierten PVC ein spezifisches, durch keinen anderen Kunststoff darstellbares Verwendungsprofil besitzen [19]. Dies kontrastiert mit einer langen Reihe gravierender ökologischer, umwelthygienischer und humantoxikologischer Nachteile von PVC [20], z.B. der Freisetzung von Vinylchlorid am Arbeitsplatz (TRK-Wert: 2 bzw. 3 mg/m³ [21], der Notwendigkeit zahlreicher Zusatzstoffe und der Freisetzung von PCDD/F [22, 23] sowie Salzsäure beim Verbrennen. Gegenargumente hierzu werden hauptsächlich von der „Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt“ bereitgestellt [24] – sie betonen vor allem die Langlebigkeit von Produktion, die PVC als Hauptkomponente enthalten.

Tabelle 3: Vergleichende Gesamtbewertung organischer Halogenverbindungen

Kriterium	Bewertungsskala ^α	LCKW	FCKW	chlororg. Pestizide	DCB	PCB	PCDD/F
Nützlichkeit	sehr groß ++ groß + mäßig 0 nutzlos -	++	+	++	0	++	-
Ökotoxikolog. Potential	sehr groß -- groß - mäßig 0	?	--	--	?	--	-
Ökotoxikologischer Sicherheitsfaktor gegeben?	nein -- klein - ja 0	?	--	-	?	--	-
Elimination aus der Umwelt?	nein -- kaum - mäßig 0	-	--	-	0	--	--
Mobilität in der Umwelt?	sehr groß -- groß - mäßig 0	-	--	-	0	-	-
Akkumulation in Umweltkompartimenten?	sehr stark -- stark - wenig 0	0	-	-	0	--	--
Reversibilität von Wirkungen auf Ökosysteme?	nein -- klein - ja 0	?	--	-	?	-	--
Analysierbarkeit in der Umwelt?	sehr gut 0 gut - mäßig --	0	0	0	0	-	-
emittierte Mengen?	sehr viel -- viel - wenig 0	--	--	-	-	--	0
Gesamtpunktezahl ^α	maximal: 14-	5-	12-	6-	4-	11-	11-
umwelthygienische Gesamtbewertung:	unerwünscht: 0 bis 4- bedenklich: 5- bis 9- schädlich: 10- bis 14-	bedenklich	schädlich	bedenklich	unerwünscht	schädlich	schädlich

^α „?“ zählt als negativer Punkt

4 Vergleichende umwelthygienische Bewertung von HOV

Abschließend soll versucht werden, die relativen Nachteile der einzelnen Stoffgruppen in Form einer Punktbewertung gegeneinander aufzurechnen (→ *Tabelle 3*). In dieser Wertung kann der Feststoff PVC allerdings keine Berücksichtigung finden. Die resultierende Stoffbewertung (letzte Zeile der *Tabelle 3*) ist sicherlich nicht endgültig, stellt aber vielleicht einen Ansatzpunkt für Handlungsprioritäten dar. Zur Bewertung wurden die in Abschnitt 2 aufgeführten Kriterien herangezogen.

Am ungünstigsten in der Gesamtbewertung schneiden die FCKW ab, dicht gefolgt von PCB und PCDD/PCDF („schädlich“). „Bedenklich“ zu werten sind chlororganische Pestizide und LCKW, während sich für die DCB auf der gegenwärtigen Datenbasis zumindest die Wertung „unerwünscht“ ergibt.

Der Zusammenhang zwischen *Nützlichkeit*, *Verträglichkeit* und *Vermeidbarkeit* von Umweltbelastungen durch Chemikalien und das dadurch beschriebene Spannungsfeld werden in [17] behandelt.

Hier sei darauf hingewiesen, daß die vorgeschlagene Bewertung (→ *Tabelle 3*) den Nutzenaspekt nur sehr undifferenziert berücksichtigt. Dies ist aber ohne Einfluß auf die Tatsache, daß aus dem umwelthygienischen Blickwinkel eine „positive“ Bewertung selbst einzelner Umweltkontaminanten grundsätzlich nicht in Frage kommen kann: Die Abwesenheit von Belastungen ist hier der zwar ideale, aber doch wünschenswerte Zustand. Dementsprechend kann selbst ein nicht-belastender Stoff aus umwelthygienischer Sicht bestenfalls die Wertung „umweltneutral“ erhalten. Ob und wie sehr er darüber hinaus nützlich, also erwünscht ist – darüber sollten nicht Ökologie, Toxikologie und Umwelthygiene, sondern Ökonomie, Politik und vielleicht die Sozialwissenschaften spekulieren. Die Beurteilungskriterien dieser letzteren drei Wissens- und Handlungsbereiche können vorerst nicht als naturwissenschaftlich begründbar bezeichnet werden. Die derzeit gegebene gesamtgesellschaftliche Bewertung der verschiedenen Kontaminanten geht deshalb aus *Tabelle 3* nicht hervor.

5 Literatur

- [1] Halogenorganische Verbindungen in Wässern (HOV-Studie). Eine wissenschaftlich-technische Studie über halogenorganische Verbindungen in Wässern. Herausgeber: Fachgruppe Wasserchemie in der GDCh, Ltg.: Prof. Dr. K. E. QUENTIN (Gesamtkoordination: W. NIEMITZ). Forschungsbericht Wasserwirtschaft 10204323, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Juni 1987. ISBN 3-924763-16-X
- [2] H. J. KNACKMUS; W. BECKMANN; E. DORN; W. REINEKE: Zum Mechanismus der biologischen Persistenz von halogenierten und sulfonierten aromatischen Kohlenwasserstoffen. *Zbl. Bakt. Hyg. I. Orig. B* 162, 127 – 137 (1976)
- [3] „Man ist not the only polluter“. Nature can do its share, too. *Scripta. Environ. Sci. Technol.* 11, 442 – 443 (1977)
- [4] Conseil Européen des Fédérations de l'Industrie Chimique: The occurrence of chlorinated solvents in the environment. March 1987, 11 pp
- [5] M. NERGER; R. MERGLER-VÖLKL: Biologischer Abbau von leichtflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen in Grund- und Abwasser. *Z. Wasser u. Abwasser-Forsch.* 21, 16 – 19 (1988)
- [6] IPCS/WHO: Environmental Health Criteria: The Chlorofluorocarbons. 2nd Draft, Dec. 1987
- [7] Umweltbundesamt: Muttermilch als Bioindikator. Bericht 5/86. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- [7a] W. EBING: Das Rückstandsverhalten von Insektiziden und Fungiziden im Boden, in: *Berichte über Landwirtschaft*. 198. Sonderheft: Pflanzenschutzmittel und Boden, Seiten 35 – 69. Paul Parey Verlag, Hamburg und Berlin 1985
- [8] Vermeidung der Anwendung von p-Dichlorbenzol im Toilettenbereich. (Gemeinsame Stellungnahme von Umweltbundesamt und Bundesgesundheitsamt) *Bundesgesundhbl.* 28, 86 – 87 (1985)
- [9] Schreiben vom 05. 02. 88 des Oberstadtdirektors der Stadt Braunschweig (AZ: 53.12) an das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes.
- [10] H. FRIEGE; P. BACHHAUSEN; W. LEUCHS; J. ALBERTI; B. JONKE; I. KLINKE; R. REUPERT; E. PLÖGER: Belastung von Klärschlämmen mit organischen Schadstoffen – Untersuchungsergebnisse und Konsequenzen. *Vom Wasser* 73, 413 – 427 (1989)
- [11] H. LORENZ; G. NEUMEIER (Hrsg.): Polychlorierte Biphenyle (PCB). Ein gemeinsamer Bericht des Bundesgesundheitsamtes und des Umweltbundesamtes (BGA-Schriften, 4/83). MMV Verlag München 1983
- [12] Deutsche Forschungsgemeinschaft: Polychlorierte Biphenyle. Bestandsaufnahme über Analytik, Vorkommen, Kinetik und Toxikologie. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim 1988
- [13] N. KANNAN; SH. TANABE; K. TATSUKAWA; D. J. H. PHILLIPS: Persistence of Highly Toxic Coplanar PCB in Aquatic Ecosystems: Uptake and Release Kinetics of Coplanar PCB in Green-Lipped Mussels (*Perna viridis* L.) *Environ. Pollut.* 56, 65 – 76 (1989)
- [14] E. HELLE; M. OLSSON; S. JENSEN: PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. *Ambio* 5, 261 – 263 (1976)
- [15] D. J. HOFFMANN; B. A. RATNER; CH. M BUNCK; A. KRYSNITZKY; H. M. OHLENDORF; R. W. LOWE: Association between PCB and lower embryonic weight in black-crowned night herons in San Francisco Bay. *J. Toxicol. Environ. Hlth.* 19, 383 – 391 (1986)
- [16] Umweltbundesamt: Sachstand Dioxine. Bericht 5/85. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- [17] H. H. DIETER: Grenzwerte zwischen Nützlichkeit, Verträglichkeit und Vermeidbarkeit von Belastungen. *Z. f. Umwelt- und Planungsrecht*, Heft 11/12, 407 – 413 (1989)
- [18] Bundesgesundheitsamt: Erste Ergebnisse der Anhörung zu Dioxinen und Furanen. Presseerklärung Nr. 06/1990 vom 19. 01. 90 zur „Dioxin-Anhörung“ vom 17./18. 01. 90 in Karlsruhe.
- [19] A. AHRENS; K. O. HENSELING: Vom lästigen Salzsäuregas zum Margarinebecher: Die Geschichte des PVC, in: *Wechselwirkung* Nr. 43, 16 – 22 (1989)
- [20] F. CLAU; H. FRIEGE; D. GREMLER (Hrsg.): Es geht auch ohne PVC. Hamburg 1990
- [21] Deutsche Forschungsgemeinschaft: Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und Biologische Arbeitsstofftoleranzwerte 1990. Verlag Chemie, Weinheim 1990
- [22] W. FUNKE; J. THEISEN; E. BALFANZ; J. KÖNIG: PCDF und PCDD in Rückständen und Emissionen eines Brandes in Anwesenheit von PVC-haltigen Materialien. *Staub-Reinh. Luft* 48, 393 – 396 (1988)
- [23] W. CHRISTMANN; D. KASISKE; K. D. KLÖPPEL; H. PARTSCHT; W. ROTARD: Combustion of PVC – An important source for the formation of PCDD/PCDF. *Chemosphere* 18 (1989)
- [24] Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V., Postfach 180244, 5300 Bonn 1