

# Belastung und Quellen organischer Schadstoffe im Klärschlamm und ihre Bedeutung im Zusammenhang mit dem Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in der Schweiz

## Organic contaminants in sewage sludge, their sources and their importance in the context of the withdrawal from the agricultural use of sewage sludge in Switzerland

von T. KUPPER

### KURZFASSUNG/SUMMARY

Klärschlamm enthält eine Vielzahl von organischen Schadstoffen und ist eine geeignete Matrix zur Beobachtung anthropogener Emissionen.

Polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Biphenyle (PCB), Organochlorpestizide, Phthalate, UV Filter, Biozide, synthetische Duftstoffe, polybromierte Flammschutzmittel und Tenside wurden im stabilisierten Klärschlamm von über 20 Standorten (Kläranlage, Einzugsgebiet) eines Beobachtungsnetzes in der Schweiz analysiert. Die Konzentrationen der untersuchten Stoffe lagen im Bereich von wenigen  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS (Trockensubstanz) bis zu einigen  $\text{g}/\text{kg}$  TS. Die berechneten Schadstofffrachten, welche bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung auf die Böden gelangen, waren bedeutend im Vergleich zu anderen Eintragspfaden.

Die spezifischen Frachten (d. h. pro angeschlossenem EinwohnerIn) im Klärschlamm der drei Typen von Beobachtungsstandorten zeigten für alle Stoffe eine Hintergrundbelastung aus den privaten Haushalten auf. Die atmosphärische Deposition war für PAK, PCB, Biozide und polybromierte Flammschutzmittel die Hauptquelle. Synthetische Duftstoffe wurden fast nur von den privaten Haushalten freigesetzt. Seit 2006 ist vorwiegend aus Gründen nicht genau kalkulierbarer gesundheitlicher und ökotoxikologischer Risiken sowie des Marktrisikos die Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft verboten. Die Entsorgung mittels Verbrennung erfolgt in der Schweiz nun weitestgehend autonom.

*Sewage sludge contains a multitude of organic substances and is a suitable matrix for the study of anthropogenic emissions. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), organochlorine pesticides, phthalates, UV filters, biocides, synthetic fragrances, polybrominated flame retardants and surfactants have been analysed in stabilised sewage sludge from more than 20 locations (water treatment works, catchment area) in a monitoring network in Switzerland. The concentrations of the analysed substances ranged between few  $\mu\text{g}/\text{kg}$  and several  $\text{g}/\text{kg}$  of dry matter. The calculated loads of contaminants which end up in soils where sludge is used in agriculture were substantial compared with other input pathways.*

*The specific loads (per connected inhabitant) in the sewage sludge from the three location types studied revealed some background contamination from private households for all analysed substances. The main source for PAHs, PCBs, biocides and polybrominated flame retardants was atmospheric deposition. Synthetic fragrances were emitted almost only by private households.*

*Since 2006, the use of sewage sludge in agriculture has been banned for reasons of health and ecotoxicological risks difficult to assess as well as in view of the market risk. Disposal by incineration is now largely autonomous in Switzerland.*

### 1. EINLEITUNG

Verschiedene Gruppen organischer Schadstoffe wurden in jüngster Zeit in deraquatischen Umwelt nachgewiesen. Das ubiquitäre Auftreten dieser Stoffe und potenzielle Auswirkungen werden für die Umwelt als problematisch beurteilt (SCHWARZENBACH et al., 2006). Eine Vielzahl dieser Stoffe ist in der Siedlungswässerung zu finden. Nach ihrer Verwendung gelangen die Stoffe mit dem Abwasser direkt oder via atmosphärische Deposition mit dem Abfluss von befestigten Flächen in die Kanalisation. In den Kläranlagen sorbieren lipophile Verbindungen zum größten Teil an den Schlamm. Klärschlamm enthält deshalb eine Vielzahl von umweltrelevanten Verbindungen und ist als Matrix zur Charakterisierung der Emissionen von Problemstoffen verwendbar. Für die

Erfassung der Quellen von Schadstoffen und ihrer Verteilung in der Umwelt auf der Grundlage von Klärschlamm müssen die Abwasserreinigungstechnologie und die Eigenschaften des Einzugsgebiets der Kläranlagen, insbesondere das Entwässerungssystem, die sozioökonomische Struktur sowie industrielle und gewerbliche Aktivitäten bekannt sein. Deshalb wurde im Rahmen des Projekts „Beobachtung des Stoffwechsels der Anthroposphäre im Einzugsgebiet ausgewählter Abwasserreinigungsanlagen“ (SEA) ein Beobachtungsnetz bestehend aus rund 30 Untersuchungsstandorten mit drei Standortstypen (A, B, C) aufgebaut. Das Einzugsgebiet vom Typ A ist ländlich. Es weist keine Industrie bzw. nur einzelne gewerbliche Betriebe auf. Die Entwässerung erfolgt mittels Trennsystem. Der Klärschlamm an diesen

Standorten enthält fast ausschließlich Stoffe, die in den privaten Haushalten verbraucht werden. Das Einzugsgebiet von Typ B hat vergleichbare Eigenschaften, wird jedoch im Mischsystem entwässert. Zusätzlich zu den Stoffen aus den privaten Haushalten sind im Klärschlamm die im Oberflächenabfluss enthaltenen Stoffe vorhanden. Typ C umfasst eher städtische Standorte. Die Entwässerung erfolgt im Mischsystem. Aufgrund der Ansiedlung von Industrie im Einzugsgebiet sind im Klärschlamm Stoffe industrieller Herkunft zu finden. Somit können die folgenden Hauptquellen von Schadstoffen bestimmt werden: die privaten Haushalte (Typ A), die atmosphärische Deposition (Typ B) sowie Industrie und Gewerbe (Typ C). Mit dem Projekt SEA steht so ein kostengünstiges und wirksames Instrument

zur Verfügung, um umweltrelevante Verbindungen zu beobachten, die Haupteintragsquellen zu bestimmen, Trends zu erkennen und Maßnahmen zur Verminderung der Einträge auszuwerten sowie die Wirkungs- und Erfolgskontrolle bei Maßnahmen zur Regulierung von Stoffflüssen und zum Schutz der Gewässer durchzuführen. Dies betrifft auch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung, da diese Stoffe durch die Ausbringung von Klärschlamm in die Böden gelangen und dadurch den Boden, die terrestrischen Ökosysteme und die Nahrungskette belasten können (vgl. SELLSTRÖM et al., 2005).

Aufgrund der Umweltrelevanz verschiedener Klassen von organischen Schadstoffen wurden im Rahmen des Projekts SEA verschiedene Studien mit folgenden Zielen durchgeführt: Bestimmen (i) der Konzentrationen, (ii) der Frachten von organischen Schadstoffen im Klärschlamm sowie ihres Eintrags bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung in die Böden sowie (iii) Bezeichnung der Hauptquellen von organischen Schadstoffen. Diese Ausführungen sind in Kapitel 2 enthalten. Die Vielfalt von organischen Schadstoffen im Klärschlamm hat neben anderen Faktoren zum Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in der Schweiz geführt. In Kapitel 3 werden Vorgeschichte und Gründe für diesen Entscheid sowie die Umsetzung beschrieben.

## 2. BELASTUNG UND QUELLEN ORGANISCHER SCHADSTOFFE IM KLÄRSCHLAMM

### 2.1 Material und Methoden

#### 2.1.1 Untersuchte Stoffgruppen

Im Rahmen des Projekts SEA wurden die folgenden Stoffgruppen untersucht:

- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, 16 PAK-Leitverbindungen der EPA: Naphthalin (NAP), Acenaphthylen (ACY), Acenaphthen (ACE), Fluoren (FLU), Phenanthren (PHE), Anthracen (ANT), Fluoranthren (FLT), Pyren (PYR), Benzo(a)anthracen (BaA), Chrysen (CHR), Benzo(b)fluoranthren (BbF), Benzo(k)fluoranthren (BkF), Benzo(a)pyren (BaP), Indeno(1,2,3-c,d)pyren (IND), Dibenz(a,h)anthracen (DBA) und Benzo(g,h,i)perylene (BGP)
- Polychlorierte Biphenyle (PCB, Kongeneren Nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)
- Organochlorpestizide (HCB,  $\beta$ -

HCH, Lindan, Heptachlor, Heptachlor-Epoxid (Hept.-Ep), Aldrin, Endosulfan, DDE, Dieldrin, Endrin, DDD, DDT)

- Dimethylphthalat (DMP), Diethylphthalat, (DEP), Diisobutylphthalat (DIBP), Dibutylphthalat (DBP), bis(2-Ethylhexyl)phthalat (DEHP), Dicyclohexylphthalat (DCHP), Dinonylphthalat (DnOP), Dinonylphthalat (DnNP), Hexyl-2-ethylhexylphthalat, bis(2-Methoxyethyl)phthalat, bis(4-Methyl-2-pentyl)phthalat, bis(2-Ethoxyethyl)phthalat, Diamylphthalat, Dihexylphthalat, Butylbenzylphthalat und bis(2-n-Butoxyethyl)phthalat
- UV Filter: Methylbenzylidencampher (4-MBC), Octylmethoxycinnamat (OMC), Octocrylen (OC) und Octyltriazon (OT)
- Biozide: Carbendazim (Carb.), Diuron, Irgarol 1051<sup>®</sup>, Ochtinon, Permethrin (Perm.), Tributylzinn (TBT) und Triphenylzinn (TPT)
- Synthetische Duftstoffe: polyzyklische Moschus-Verbindungen (PMV) mit folgenden Einzelverbindungen: HHCB (Galaxolid), AHTN (Tonalid), ADBI (Celestolid), AHMI (Phantolid) und ATII (Traseolid) sowie der Metabolit HHCB-Lakton
- Polybromierte Flammenschutzmittel: polybromierte Diphenylether, PBDE als pentaBDE (berechnet aus den folgenden Einzelkongeneren nach IUPAC: BDE28, BDE47, BDE49, BDE66, BDE85, BDE99, BDE100, BDE119, BDE138, BDE153, BDE154), octaBDE (berechnet mittels BDE183) und decaBDE (BDE209) sowie Hexabromcyclododecan (HBCD; vgl. KUPPER et al., 2007)
- Nonylphenolpolyethoxylate (NPnEO) und lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) mit NP, NP1EO, NP2EO bzw. C-10-LAS, C-11-LAS, C-12-LAS, C-13-LAS als untersuchte Einzelverbindungen.

#### 2.1.2 Beschreibung der untersuchten Stoffgruppen

PAK sind Produkte unvollständiger Verbrennungsprozesse von Kohlenstoffwasserstoffen und entstehen z.B. bei Heizkraftwerken, bei der Müllverbrennung und in Verbrennungsmotoren. PCB wurden seit den 40er Jahren in großem Umfang hergestellt (weltweit produzierte Menge 1,5 Mio. Tonnen). Sie wurden insbesondere für Transformatoren und Kondensatoren, als Weichmacher für Kunststoffe, als

Hydraulikflüssigkeit, als Zusatz zu Papier, Wachsen etc. eingesetzt. Die Organochlor-Pestizide (OCP) umfassen eine Reihe hochchlorierter cycloaliphatischer Verbindungen (Aldrin, Dieldrin, HCH-Isomeren, Lindan) sowie polyhalogenierte Aromaten, von denen DDT zu den bekanntesten Vertretern gehört. PCB und die meisten der untersuchten OCP gehören zu den so genannten POPs („Persistent Organic Pollutants“). Ihre Verwendung wurde im Rahmen der POP Konvention („Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants“) in den Industrieländern verboten. Phthalate gehören als Weichmacher für Kunststoffe zu den wichtigsten organischen Chemikalien, wobei DEHP den größten Anteil ausmacht. UV-Filter werden in Sonnenschutzmitteln eingesetzt. Sie finden zudem als Stabilisatoren in zahlreichen Kosmetikprodukten und Kunststoffen Verwendung. Biozide werden hauptsächlich zum Schutz von Fertigerzeugnissen gegen mikrobielle Schädigung zwecks Verlängerung ihrer Haltbarkeit, zur Desinfektion, zum Schutz von Oberflächen, Farben, Mauerwerk und Holz etc. eingesetzt. PMV finden in Produkten wie Wasch- und Reinigungsmitteln, Produkten zur Körperpflege, Parfums sowie in Raumerfrischern breite Verwendung. Polybromierte Flammenschutzmittel sind synthetische Additive, welche in entflammaren Materialien wie Kunststoffen, Textilien und Baumaterialien sowie in elektrischen und elektronischen Geräten eingesetzt werden. NPnEO sind in Industriereinigern, in Hilfsmitteln für die Textilverarbeitung und in weiteren Produkten enthalten. LAS sind wie die NPnEO oberflächenaktive Stoffe, die zur Produktion von Reinigungsmitteln verwendet werden. Die Verwendungsmengen der untersuchten Stoffgruppen liegen für Europa in der Größenordnung von  $10^3$  t pro Jahr (für NPnEO und LAS in der Größenordnung von  $10^5$  t pro Jahr und Phthalate  $10^6$  t pro Jahr).

#### 2.1.3 Probenahme und Analysemethoden und Eigenschaften der Kläranlagen

Für die Laboranalysen wurde der aerob oder anaerob stabilisierte Klärschlamm von Kläranlagen der Standorte des Typs A, B und C verwendet. Die Entnahme der Proben erfolgte aus dem Stapelbehälter. Die Beprobungskampagnen fanden im Jahr 1998 für die Untersuchung der PAK, PCB, OCP und Phthalate statt. Die Proben für die Untersuchung von UV-Filtern, Biozi-

den und PMV wurden 2001 sowie im Jahr 2003 für die Analyse von PBDE und HBCD entnommen. Die Probenahme für die Analysen der NPnEO und LAS erfolgte in den Jahren 2000, 2001 und 2004. Probenahme, Analysemethoden und die Eigenschaften der Kläranlagen sind in BERSET und HOLZER (1999, 2001), KUPPER et al. (2004; 2007), PLAGELLAT et al. (2004; 2006) und WETTSTEIN (2004) beschrieben.

#### 2.1.4 Berechnung der spezifischen Fracht

Die Konzentration eines Stoffs im Klärschlamm ist nicht in jedem Fall geeignet, um die Immissionssituation zu beschreiben. So kann etwa eine hohe Klärschlammproduktion z. B. infolge eines hohen Anteils von Abwasser aus der Lebensmittelindustrie zur Verdünnung eines untersuchten Stoffs führen (KUPPER et al., 2004). Die normalisierte Fracht eines Stoffs wird von solchen Effekten nicht beeinflusst. In der vorliegenden Studie wird die spezifische Fracht bestimmt. Sie ist wie folgt definiert:

$$F_{sp(i)} = K_{KS(i)} \times P_{KS} \times cap^{-1}$$

$F_{sp(i)}$ : spezifische Fracht des Stoffs  $i$ ; Fracht im Klärschlamm pro angeschlossenen/angeschlossener EinwohnerIn und Jahr ( $mg\ cap^{-1}\ a^{-1}$ )

$K_{KS(i)}$ : Konzentration des Stoffs  $i$  im aerob oder anaerob stabilisierten Klärschlamm ( $\mu g/kg\ TS$ ; Trockensubstanz)

$P_{KS}$ : Produktion von aerob oder anaerob stabilisiertem Klärschlamm ( $t\ TS/a$ )

$cap$ : Anzahl der an die Kläranlage angeschlossenen EinwohnerInnen

## 2.2 Resultate und Diskussion

### 2.2.1 Konzentrationen der untersuchten Stoffgruppen im Klärschlamm

Die Analyseresultate der untersuchten Stoffe sind in Tabelle 1a-d aufgeführt. Die Summe der 16 PAK lag im Mittel bei  $7160\ \mu g/kg\ TS$ . Die 3-Ring-Verbindungen machten mit rund 40 % den größten Anteil der Einzelverbindungen aus.

Die Summe der 7 PCB lagen bei durchschnittlich  $93,5\ \mu g/kg\ TS$ , wobei die höher chlorierten Kongenere tendenziell stärker vertreten waren. HCB, Lindan, Aldrin, Heptachlor-Epoxid, Endosulfan, DDE, DDD, DDT wurden in sämtlichen oder zumindest in der Mehrzahl der Proben mit mittleren Gehalten zwischen  $2,1\ \mu g/kg\ TS$  (HCB) und  $72\ \mu g/kg\ TS$  (Hepta-

chlor-Epoxid) nachgewiesen. Dieldrin wurde in 5,  $\beta$ -HCH in 3, Heptachlor in 2 und Endrin in einer Probe nachgewiesen. Die Gehalte lagen meist im niedrigen ppb-Bereich. Das Auftreten von PCB und OCP kann trotz Verwendungsverboten durch ihre Persistenz erklärt werden.

Die Phthalate lagen in Konzentrationen zwischen  $4,1\ \mu g/kg\ TS$  (DMP) und  $51,2\ mg/kg\ TS$  (DEHP) vor. Hexyl-2-ethylhexylphthalat erreichte in 4 Proben Konzentrationen zwischen 10 und  $67\ \mu g/kg\ TS$ . Bis(2-Methoxyethyl)phthalat, bis(4-Methyl-2-pentyl)phthalat, bis(2-Ethoxyethyl)phthalat, Diamylphthalat, Dihexylphthalat, Butylbenzylphthalat und bis(2-n-Butoxyethyl)phthalat wurden nicht gefunden. Die verhältnismäßig hohen Gehalte (insbesondere DEHP) widerspiegeln die weite Verbreitung dieser Stoffe in der Atmosphäre.

Die mittleren Gehalte der UV-Filter 4-MBC, OC und OT sowie der polyzyklischen Moschus-Verbindungen HHCB, AHTN und HHCB-Lakton lagen in der Größenordnung von  $10^3\ \mu g/kg\ TS$ . Die Konzentrationen des UV-Filters OMC, der Biozide Carbendazim, Diuron, Permethrin, TBT und TPT sowie der Duftstoffe ADBI, AHDI, ATII, der PBDE sowie HBCD betragen rund  $10\text{--}100\ \mu g/kg\ TS$ . Sämtliche Verbindungen kamen in allen Proben vor mit Ausnahme von TPT und Irgarol 1051<sup>®</sup>, welche in 11 bzw. 7 von 24 Proben gefunden wurden. Einzig Othilininon konnte nicht nachgewiesen werden.

Die Proben zur Analyse von UV-Filtern, Bioziden und PMV wurden im Winter sowie im Frühjahr/Sommer entnommen. Die Einzeldaten der beiden Beprobungskampagnen unterschieden sich um bis zu Faktor 5. Die mittleren Gehalte der UV-Filter waren im Sommer tendenziell höher, aber nur OT zeigte einen signifikanten Unterschied ( $p < 0,05$ ). Dies dürfte dadurch zu erklären sein, dass diese Verbindung ausschließlich in Sonnenschutzmitteln enthalten ist, welche im Sommer in größeren Mengen verbraucht werden. Die durchschnittlichen Konzentrationen der Biozide waren im Winter tendenziell höher als im Frühjahr. Die Variabilität der PMV war gering (größtenteils  $< 25\%$ ).

Die mittleren Werte für die Summe der NPnEO lagen im Jahr 2004 bei  $40\ mg/kg\ TS$  mit NP als wichtigster Einzelverbindung. Die LAS lagen bei rund  $2,5\ g/kg\ TS$ . Von den NPnEO und den LAS liegen Analyseresultate von 2000, 2001 und 2004 vor. Wie

Abb. 1 zeigt, ist unter Berücksichtigung der großen Standardabweichungen kein Trend bezüglich Klärschlammbelastung erkennbar. Im Jahr 1986 wurde der Einsatz von Octyl- und Nonylphenolpolyethoxylaten in Textilwaschmitteln gesetzlich verboten. Dies zeigte sich in stark abnehmenden Gehalten im Klärschlamm und im Abwasser in den 1990er Jahren (WETTSTEIN, 2004). Seither wurde keine weitere Reduktion erreicht. Die LAS werden weiterhin in großen Mengen eingesetzt, was sich in den hohen und konstanten spezifischen Frachten widerspiegelt.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass PAK, DEHP, NPnEO ( $mg/kg\ TS$ ) und LAS ( $g/kg\ TS$ ) in relativ hohen Konzentrationen vorliegen. Die klassischen persistenten organischen Schadstoffgruppen PCB und OCP weisen niedrige Konzentrationen auf. Die Belastung mit solchen Stoffen ist vermutlich abnehmend. Neuere Stoffklassen, die teilweise POP-ähnliche Eigenschaften (PMV, UV-Filter, PBDE, HBCD), aber im Vergleich zu den klassischen POP ein niedrigeres Risikopotenzial aufweisen, liegen in deutlich höheren und in der Tendenz vermutlich zunehmenden Konzentrationen vor. Das Vorkommen von Stoffen mit hoher Umweltrelevanz nimmt im Klärschlamm ab. Gleichzeitig vergrößert sich die Anzahl neuerer Stoffe.

### 2.2.2 Eintrag von organischen Schadstoffen in die landwirtschaftlichen Böden

Die Bedeutung des Eintrags von organischen Schadstoffen in die Böden infolge der Verwendung von Klärschlamm als Dünger kann abgeschätzt werden, indem die Frachten mit anderen Quellen (Kompost, Gärgut, Presswasser, Hofdünger, atmosphärische Deposition) verglichen werden. Dabei werden zwei Ansätze verfolgt: Berechnung (i) der Gesamtfracht, welche in die landwirtschaftliche Nutzfläche der Schweiz eingetragen wird, und (ii) der flächenspezifischen Fracht (Fracht pro Hektare landwirtschaftliche Nutzfläche bei üblichen Ausbringungsmengen (normiert auf  $70\ kg\ P_2O_5$ ; vgl. BRÄNDLI et al., 2007a, b). Im Folgenden werden beispielhaft die Resultate von PAK und DEHP diskutiert.

Die atmosphärische Deposition war die wichtigste Quelle von PAK für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche der Schweiz (ca.  $1700\ kg$  pro Jahr; Abb. 2). Die niedrige Fracht von rund  $290\ kg$  pro Jahr im Klärschlamm

Tabelle 1a. Konzentrationen von PAK, PCB und Organchlorpestizide im Klärschlamm in µg/kg TS.

Stoff	Mittelwert	Min.	10 % Perz.	Median	90 % Perz.	Max.	Stabw.
PAK in µg/kg TS (12 Standorte; n = 12) Quelle: BERSET und HOLZER (1999)							
NAP	142	73	73	99	209	478	114
ACY	15,2	3,6	4,3	17,4	22,1	23,8	7,2
ACE	152	34	37	106	275	506	134
FLU	185	46	48	131	385	633	170
PHE	799	152	198	769	1452	1720	493
ANT	79	12	12	73	132	220	58
FLU	1197	171	429	1087	1763	3767	960
PYR	974	153	305	927	1397	3260	837
BaA	415	76	81	393	569	1701	446
CHR	592	86	104	539	864	2186	581
BbF	758	119	120	660	1061	2918	765
BkF	327	56	58	289	438	1267	329
BaP	511	93	94	449	697	2093	546
IND	470	76	76	422	658	1827	477
DBA	113	20	21	107	159	422	109
BGP	432	76	76	423	614	1542	402
Summe	7160	1726	1760	6688	10507	22641	5661
PCB in µg/kg TS (12 Standorte; n = 12) Quelle: BERSET und HOLZER (1999)							
PCB28	4,6	1,4	1,9	3,9	9,0	9,3	2,8
PCB52	10,0	3,8	4,3	7,7	16,1	27,2	6,5
PCB101	16,6	6,8	9,0	15,4	23,7	30,7	7,2
PCB118	14,1	5,8	7,1	13,7	20,8	28,1	6,7
PCB138	20,8	8,9	9,8	20,9	30,5	30,8	7,9
PCB153	16,8	6,3	7,6	16,5	25,9	28,6	7,5
PCB180	10,6	4,3	5,0	10,4	14,9	15,9	4,0
Summe	93,5	37,8	45,1	94,0	146	152	37,8
Organchlorpestizide in µg/kg TS (11 Standorte; n = 11) Quelle: BERSET und HOLZER (1999)							
HCB	2,1	n.n.	n.n.	0,9	2,7	13,1	3,8
Lindan	17,2	n.n.	n.n.	7,1	34,4	57,0	18,4
Aldrin	8,6	n.n.	n.n.	6,4	14,6	28,9	8,0
Hept.-Ep	72,0	n.n.	n.n.	85,6	142	165	62,9
Endosulfan	10,4	n.n.	n.n.	12,4	20,9	23,7	9,2
DDE	54,0	n.n.	n.n.	55,9	80,1	97,2	26,6
DDD	25,1	n.n.	n.n.	24,0	42,1	47,9	14,3
DDT	11,0	n.n.	7,5	10,9	15,5	16,7	4,7

ist durch die abnehmende Verwertung in der Landwirtschaft im Zusammenhang mit dem Ausbringungsverbot ab Herbst 2006 zu erklären (für 2002: 21 % der gesamten Menge). Die gesamte Fracht im Klärschlamm würde rund 1400 kg pro Jahr betragen und liegt damit deutlich höher als die Fracht in Kompost und Gärgut (570 kg pro Jahr) sowie Hofdünger (360 kg pro Jahr; Brändli et al., 2007a). Klärschlamm verursacht dagegen eine

niedrigere flächenspezifische Fracht als etwa Kompost. Dies ist auf den hohen P-Gehalt von Klärschlamm und die nicht vernachlässigbaren PAK-Gehalte in Kompost sowie verhältnismäßig hohe Ausbringungsmengen dieses Recyclingdüngers zurückzuführen. Auch bei DEHP sind die Frachten im Klärschlamm bedeutend, wobei hier auch die hohe flächenspezifische Fracht auffällt. Wenn auch der Eintrag eines Schadstoffs in den Boden allein

noch nichts über die Gefährdung für den Boden aussagt, weist dies doch darauf hin, dass ein gewisses Risikopotenzial besteht. Dieses steigt bei zunehmenden Frachten an.

### 2.2.3 Spezifische Frachten der untersuchten Stoffgruppen im Klärschlamm – Bestimmung der Quellen

Die spezifischen Frachten von PAK, PCB, UV-Filtern, Permethrin,

Tabelle 1b. Konzentrationen von Phthalaten im Klärschlamm in µg/kg TS

Stoff	Mittelwert	Min.	10 % Perz.	Median	90 % Perz.	Max.	Stabw.
<b>Phthalate (12 Standorte; n = 12) Quelle: BERSET und HOLZER (2001)</b>							
DMP	4,1	n. n.	n. n.	n. n.	11,0	27,0	8,4
DEP	47	0	0	30	136	145	56
DIBP	151	80	97	116	296	346	86
DBP	512	193	230	412	983	1257	326
DEHP	51212	21055	23923	33361	110579	113864	36646
DCHP	291	n. n.	n. n.	100	907	1047	381
DnOP	137	n. n.	n. n.	n. n.	342	629	200
DnNP	404	n. n.	n. n.	316	661	1583	450

Tabelle 1c. Konzentrationen von UV Filtern, Bioziden, polyzyklischen Moschus-Verbindungen (PMV) und polybromierten Flammschutzmitteln (PBDE, HBCD) im Klärschlamm in µg/kg TS

Stoff	Mittelwert	Min.	10 % Perz.	Median	90 % Perz.	Max.	Stabw.
<b>UV Filter in µg/kg TS (12 Standorte; n = 24) Quelle: PLAGELLAT et al. (2006)</b>							
4-MBC	1777	148	252	1573	3395	4976	1349
OMC	110	12	30	99	197	392	85
OC	4834	322	874	3269	10308	18738	4520
OT	5517	685	1308	3463	11398	27736	5767
<b>Biozide in µg/kg TS (12 Standorte; n = 24) Quelle: PLAGELLAT et al. (2004)</b>							
Carb.	6,8	1,6	2,0	5,1	17	21	6,0
Diuron	9,5	0,6	1,2	5,9	17	44	9,5
Irgarol	10	1,5	1,6	5,9	24	30	11
Perm.	98	10	37	87	180	216	59
TBT+	148	19	24	121	285	649	152
TPT+	44	4,3	5,4	18	40	283	80
<b>PMV in µg/kg TS (16 Standorte; n = 21) Quelle: KUPPER et al. (2004)</b>							
HHCB	20336	11571	12489	19679	28875	31397	6357
AHTN	7262	3398	4360	6984	10890	11203	2560
ADBI	427	139	184	316	766	1087	275
AHMI	811	407	525	692	1175	1663	328
ATII	672	256	400	681	967	1010	231
HHCB-L.	1781	754	846	1610	3235	3319	874
<b>Polybromierte Flammschutzmittel in µg/kg TS (16 Standorte; n = 19) Quelle: KUPPER et al. (2007)</b>							
PentaBDE	95	49	54	81	157	248	55
OctaBDE	17	8	10	17	23	24	5
DecaBDE	310	138	149	282	494	617	140
HBCD	149	39	66	123	297	597	91

polyzyklischen Moschus-Verbindungen und HBCD im Klärschlamm sind in Abb. 3 dargestellt. PAK, UV Filter (OC) und PMV (HHCB) weisen ähnlich hohe Frachten auf. Diese liegen um eine bis zwei Zehnerpotenzen höher im Vergleich zu PCB, Permethrin und HBCD. Die relativ niedrigen Mengen von PCB dürften auf das Verwendungsverbot zurückzuführen sein. Bei Stoffen wie OC,

HHCB und HBCD, die vergleichbare Verbrauchsmengen aufweisen und aufgrund der hohen Octanol-Wasser Verteilungskoeffizienten ( $\log K_{ow} > 5$ ) überwiegend an den Schlamm sorbieren (KUPPER et al., 2006), wären ähnlich hohe Frachten zu erwarten. Die beobachteten Unterschiede dürften hauptsächlich darauf zurückzuführen sein, dass UV-Filter und Duftstoffe in vielen Produkten vorkommen, welche

nach dem Gebrauch direkt ins Abwasser gelangen (z.B. Produkte zur Körperpflege, Kosmetika). Bei den Bioziden und den HBCD überwiegen vermutlich indirekte Einträge, sodass nur ein Teil der gesamten emittierten Stoffmenge überhaupt in die Abwasserreinigungsanlagen gelangt.

Bei sämtlichen Stoffen besteht an den Standorten des Typs A eine Grundbelastung, welche auf das häus-

Tabelle 1d. Konzentrationen von Nonylphenolpolyethoxylate (NPnEO) und linearen Alkylbenzolsulfonaten (LAS) im Klärschlamm in mg/kg TS (2004)

Stoff	Mittelwert	Min.	10 % Perz.	Median	90 % Perz.	Max.	Stabw.
<b>NPnEO in mg/kg TS (21 Standorte; n = 21) Quelle: unveröffentlichte Daten der Eawag</b>							
NP	30,2	2,9	4,6	25,0	68,0	126	30,4
NP1EO	6,8	0,7	1,3	3,3	15,0	52,0	11,3
NP2EO	3,3	0,9	1,4	2,6	5,6	8,4	2,0
Summe	39,4	5,6	9,4	32,5	74,2	183	40,6
<b>LAS in mg/kg TS (21 Standorte; n = 21) Quelle: unveröffentlichte Daten der Eawag</b>							
C-10-LAS	96	2	12	80	180	280	73
C-11-LAS	542	6	13	590	1170	1390	494
C-12-LAS	949	20	25	960	2200	2500	880
C-13-LAS	905	26	28	890	2090	2190	815
Summe	2492	56	90	2520	5721	5960	2250

liche Schmutzwasser zurückzuführen ist (Abb. 3). Für PAK, PCB, UV-Filter, Biozide und HBCD ist eine erhöhte spezifische Fracht an den Standorten des Typs B im Vergleich zu den A-Standorten zu beobachten. Dies bedeutet, dass diese Stoffe an den Standorten des Typs B überwiegend mit dem Regenwasser eingetragen werden. Bei HBCD ist dies dadurch zu erklären, dass dieser Stoff in Kunststoffen nicht kovalent gebunden ist und deshalb durch Verflüchtigung freigesetzt wird. Anschließend erfolgt die Ablagerung auf befestigte Flächen und der Transport in die Kläranlagen via Oberflächenabfluss. Dies trifft vermutlich auch für UV-Filter wie OC zu, die als Stabilisatoren in Plastik eingesetzt werden. Biozide, die in Produkten zur Oberflächenbehandlung oder in Farben enthalten sind, können ausgewa-

schten werden und mit dem Oberflächenabfluss ebenfalls in die Kläranlagen gelangen. Weitere Einträge an den Standorten des Typs C erfolgen durch Industrie und Gewerbe.

Die Höhe der spezifischen Frachten der PMV im Klärschlamm stimmen gut mit dem Verbrauchsmuster (HHCB > AHTN > übrige PMV; KUPPER et al., 2004) überein. Die Höhe der spezifischen Frachten der UV-Filter ist jedoch nicht proportional zum Verbrauch. Der Stoff mit der höchsten Verbrauchsmenge (OMC) wird in der Kläranlage zu einem großen Teil abgebaut (KUPPER et al., 2006). Die Abbaubarkeit während Abwasserreinigung und Schlammbehandlung ist auch für die anderen Stoffe zu berücksichtigen.

Die spezifischen Frachten von NPnEO und LAS weisen bei den

Standorten des Typs A wesentlich niedrigere spezifische Frachten auf. Dies kann durch die Abbaubarkeit von NPnEO und LAS unter aeroben Bedingungen erklärt werden. Die Kläranlagen der Standorte des Typs A reinigen das Abwasser mittels Langzeitbelüftung (Schlammalter von ca. 20 Tagen). Damit sind die am Schlamm sorbierten Stoffe im Vergleich zu den Anlagen an den Standorten des Typs B und C über eine längere Dauer aeroben Bedingungen ausgesetzt. Somit werden NPnEO und LAS in der Abwassereinigung der Standorte des Typs A besser abgebaut, was zu den vergleichsweise niedrigeren Frachten führt. Wenn Klärschlamm als Matrix zur Umweltbeobachtung verwendet werden soll, müssen daher die Stoffeigenschaften (insbesondere Abbaubarkeit) der Stoffe berücksichtigt werden,

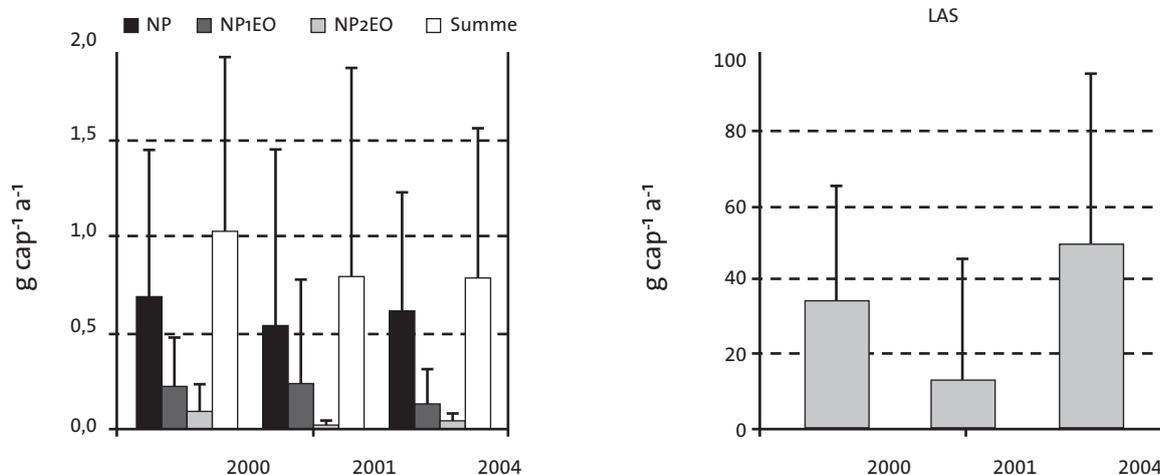


Abb. 1. Zeitreihe von NPnEO und LAS (Summe C-10-LAS bis C-13-LAS) von 2000, 2001, 2004 im Klärschlamm (spezifische Frachten: Mittelwert, Standardabweichung in mg cap<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>; Quelle: unveröffentlichte Daten der Eawag, Dübendorf).

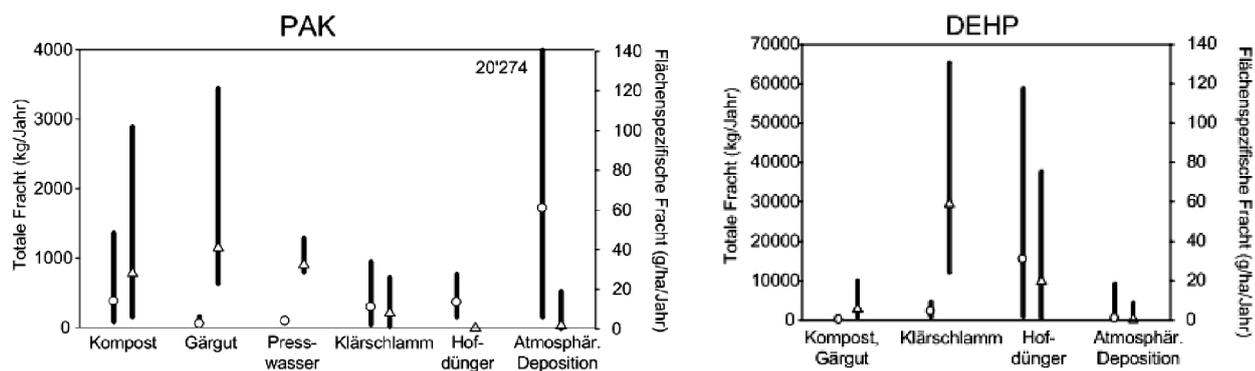


Abb. 2. Frachten pro Jahr von PAK und DEHP aus der Anwendung von Kompost, Gärgut, Presswasser, Klärschlamm, Hofdünger sowie atmosphärische Deposition. „O“ entspricht der mittleren totalen Fracht in die landwirtschaftliche Nutzfläche der Schweiz in kg/Jahr und „Δ“ der mittleren flächenspezifischen Fracht (Fracht pro Hektare landwirtschaftlicher Nutzfläche bei üblichen Ausbringungsmengen, normiert auf 70 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) g/ha/Jahr. Die Säulen zeigen den Bereich (Minimum und Maximum) an (Quelle: Brändli et al., 2007a,b).

um die richtigen Schlüsse im Hinblick auf ihren Eintrag in die Umwelt zu ziehen. Da nicht zu erwarten ist, dass das Verhalten eines Stoffs in einer be-

stimmten Abwasserreinigungsanlage über die Zeit systematischen Veränderungen unterliegt, kann ein fest etabliertes Beobachtungsnetz dennoch zur

Langzeitbeobachtung der Emissionen von Schadstoffen verwendet werden.

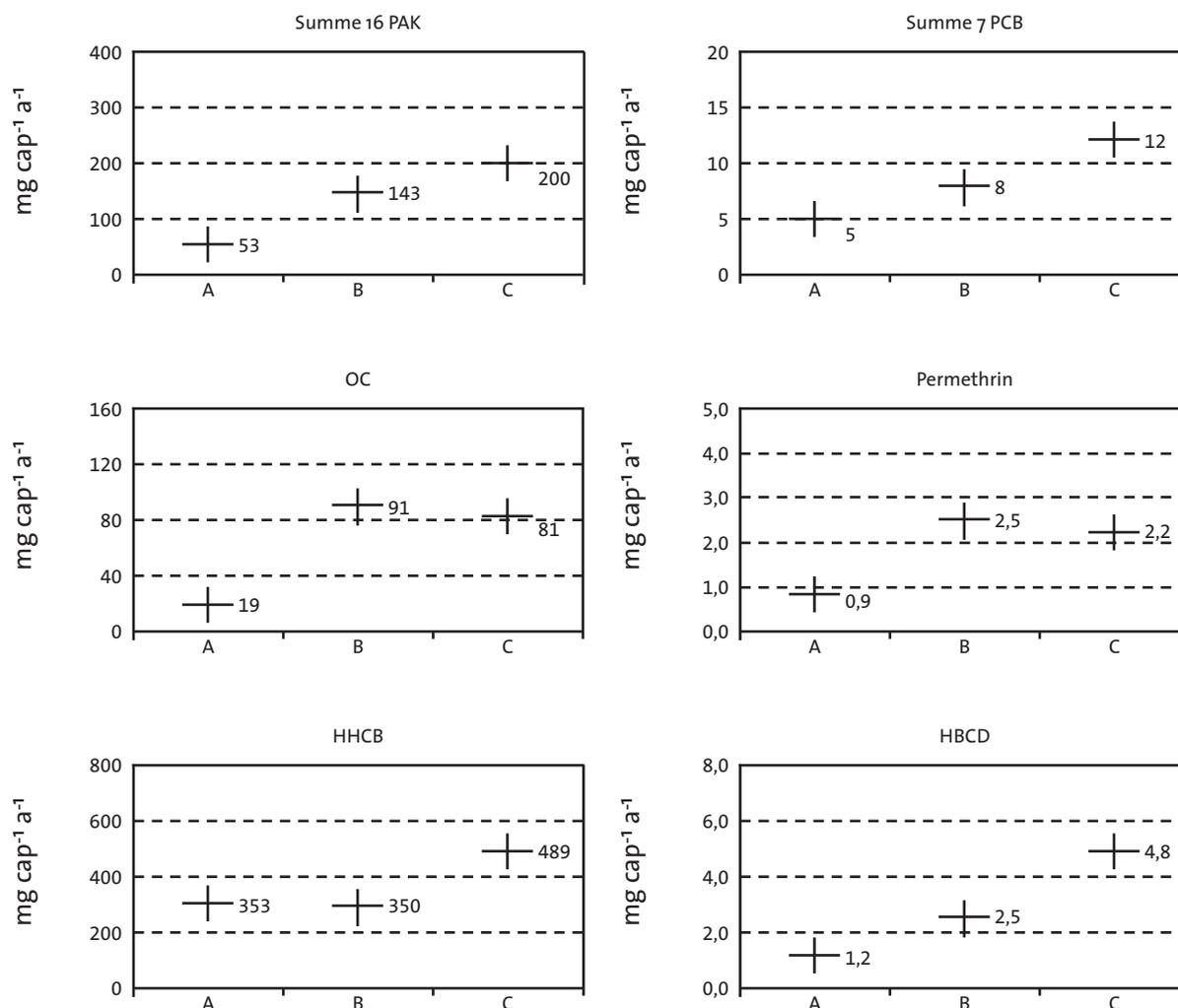


Abb. 3. Spezifische Frachten (Minimum, Mittelwert, Maximum) von PAK (Summe der 16 PAK-Leitverbindungen der EPA), PCB (Summe der Kongeneren Nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) OT (UV Filter), Permethrin (Biozid), HHCB (polyzyklische Moschus-Verbindung) und HBCD (polybromiertes Flammschutzmittel) in mg cap<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

### 3. AUSSTIEG AUS DER LANDWIRTSCHAFTLICHEN KLÄRSCHLAMMVERWERTUNG IN DER SCHWEIZ

#### 3.1 Vorgeschichte

In der Schweiz wurde die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in der Vergangenheit verschiedentlich kontrovers diskutiert. Die Diskussion um mögliche Gesundheits- und Umweltrisiken bestand schon bei Inkrafttreten der ehemaligen Klärschlammverordnung von 1981 und bei Inkrafttreten der vorsorglichen, verschärften Vorschriften von 1992 über Dünger (Anhang 4.5 Stoffverordnung). Vor allem aufgrund wirtschaftlicher Überlegungen und dem Willen, Stoffkreisläufe zu schließen (insbesondere Rezyklisierung von Phosphor), begleitet von Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität (Hygiene, Schwermetallgehalte) und der Anwendung (Düngungsberatung, konsequente Verwendungsmengen gemäß Nährstoffbedarf der angebauten Kultur), ließ sich die Verwertung von Klärschlamm als Dünger in der Landwirtschaft beibehalten.

Im Laufe des Jahres 2000 wurden verschiedene politische Vorstöße sowie Anfragen von Verbänden und Organisationen zum Thema Abfalldünger, insbesondere Klärschlamm, lanciert. Hintergrund dazu waren Fragen zu Lebensmittelsicherheit, Gesundheit sowie Umweltauswirkungen. Dabei spielten auch die organischen Schadstoffe eine Rolle. Im Januar 2001 erreichte die Diskussion im Zusammenhang mit BSE einen neuen Höhepunkt, als Befürchtungen aufkamen, dass durch die Ausbringung von Klärschlamm von Abwasserreinigungsanlagen mit Schlachtbetrieben im Einzugsgebiet zusätzliches Risikomaterial in die Nahrungskette gelangen könnte.

#### 3.2 Risikoabschätzung zur landwirtschaftlichen Abfalldüngerverwertung

Vor diesem Hintergrund hat das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) eine Risikoanalyse der Verwendung von Abfalldüngern in der Landwirtschaft in Auftrag gegeben. Die Resultate dieser Studie (HERTER et al., 2003) können wie folgt zusammengefasst werden: Das Verhältnis Risiko gegenüber Nutzwirkung nimmt in folgender Reihenfolge zu: Mineraldünger < Abfälle aus der Nahrungsmittelindustrie < Kompost < Hofdünger < Abfälle aus der Holzverarbeitung < Holzrasche < Klärschlamm. Abfalldünger können einen wesentlichen Beitrag zur Scho-

nung der mineralischen Nährstoffreserven leisten. Ihre Beseitigung ist aus dieser Sicht nicht nachhaltig. Andererseits sind sie im Allgemeinen stärker mit Schadstoffen belastet als Hof- und Mineraldünger. Durch den Verzicht auf die landwirtschaftliche Abfalldüngerverwertung kann das Problem des Eintrags von Schadstoffen in Böden nicht gelöst werden. Dies ist nur durch eine Begrenzung des Eintrags an der Quelle möglich, das heißt durch Verzicht oder Einschränkung der Verwendung von problematischen Stoffen. Die aktuelle Praxis der Klärschlammverwendung in der Landwirtschaft sollte nach dem aktuellen Kenntnisstand kurzfristig nicht zu einer Schädigung von Mensch und Umwelt führen. Verschiedene über das Abwasser entsorgte umweltrelevante Stoffe aus privaten Haushalten und der Industrie gelangen aber in den Klärschlamm. Eine Begrenzung des Eintrags an der Quelle erscheint kurz- bis mittelfristig nicht machbar. Aus dieser Sicht stellt sich die Frage, ob das gegenwärtige Entwässerungssystem zur Gewinnung eines Stoffs von Düngerqualität geeignet ist. Ökobilanzen zur Klärschlamm-entsorgung zeigten (allerdings ohne Berücksichtigung der Endlichkeit der mineralischen P-Reserven und der organischen Schadstoffe) weder für die landwirtschaftliche Verwertung noch für die Verbrennung klare Vorteile, sodass eine Beibehaltung der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in dieser Hinsicht nicht als zwingend erscheint.

#### 3.3 Umsetzung des Ausstiegs

Im Jahr 2001 war die Haltung der vier Bundesämter – nebst dem Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) das Bundesamt für Umwelt (Bafu), das Bundesamt für Gesundheit (BAG) und das Bundesamt für Veterinärwesen (BVET) –, teils gestützt auf die Resultate dieser Studie, wie folgt: (i) Ein sofortiger genereller Ausstieg aus der Verwendung von Abfalldüngern in der Landwirtschaft ist nicht notwendig. (ii) Mittelfristig (bis zum 30. September 2006 mit der Möglichkeit einer Verlängerung um höchstens 2 Jahre) wird – vorwiegend aus Gründen nicht genau kalkulierbarer gesundheitlicher und ökotoxikologischer Risiken sowie des Marktrisikos – der Ausstieg aus der Verwendung von Klärschlamm angepeilt. (iii) Das Risikomanagement bei Recyclingdüngern (Kompost, andere Stoffe biogener Herkunft) ist so rasch wie möglich zu verbessern.

Von Bedeutung ist in diesem Zu-

sammenhang, dass Klärschlamm als Beurteilungsgrundlage für die Überprüfung bzw. Verschärfung von Vorschriften bei den Einleitern von Abwasser in die Kanalisation verwendet wurde (Grenzwert-Überschreitungen bei Schadstoffen aus Gewerbe und Industrieleitungen). Weiter diente er als analytisch-qualitativer Indikator zur Beurteilung des Fortschritts in der Begrenzung von Schadstoffen in der Umwelt ganz allgemein. Es wurde festgehalten, dass Klärschlamm auch in Zukunft als „Schadstoff-Indikator“ (spezifische Maßnahmen bei den Ursachen von umweltproblematischen Schadstoffanreicherungen im zu beseitigenden Klärschlamm) dienen soll (UVEK, 2002).

Am 14. September 2001 wurde in Bern ein Workshop mit allen interessierten Kreisen (Landwirtschaft, Beratung und Forschung, Fachorganisationen, Konsumenten, Großverteiler etc.) durchgeführt. Die Teilnehmenden wurden über die Ergebnisse der Risikoanalyse informiert. Anschließend wurde die Haltung der Bundesämter vorgestellt und in verschiedenen Arbeitsgruppen diskutiert. Die Voten waren zum Teil emotionsgeladen und verschiedene Personen verliehen ihrem Unmut über die Situation Ausdruck. Trotzdem zeigte der Workshop eine starke zustimmende Mehrheit zu den Vorschlägen der Bundesämter.

Ein wichtiger Treiber beim Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung war letztlich vor allem die Situation auf dem Markt und die absehbare Machbarkeit der Entsorgung von Klärschlamm auch bei Verzicht auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. Die Situation auf dem Markt um 2000 kann wie folgt beschrieben werden (CHARDONNENS und CANDINAS, 2002): (i) Nachdem die Bio-Verordnung seit ihrem Inkrafttreten am 1. Januar 1997 Klärschlamm als Dünger in der Bio-Produktion nicht mehr zuließ, fühlten sich die übrigen Mitspieler auf dem Nahrungsmittelmarkt zunehmend unter Zugzwang. (ii) Im Juni 2001 hatten der Schweizerische Bauernverband, der Verband Schweizerischer Milchproduzenten und weitere landwirtschaftliche Organisationen den Verzicht auf die Klärschlammverwendung in der Landwirtschaft empfohlen. (iii) Im gleichen Zeitraum gaben die in der Schweiz dominierenden Großverteiler Migros und Coop bekannt, dass die Düngung mit Klärschlamm für bestimmte Label nicht mehr zugelassen sei. Bei anderen Labelprodukten liefen ähnliche Diskus-

sionen. Aufgrund des hohen Anteils der Labelproduktion in der schweizerischen Landwirtschaft wurde die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung faktisch unmöglich.

Die Entsorgung von Klärschlamm ohne landwirtschaftliche Klärschlammverwertung erschien machbar, weil die Behörden der Kantone angesichts des über die Jahre stark schwankenden Absatzes von Klärschlamm in der Landwirtschaft früh den Aufbau eines zweiten Entsorgungsweges durch Verbrennung veranlasst hatten. Die Situation präsentierte sich im Jahr 2000 wie folgt: Jährlich fielen in den rund 900 Schweizer Kläranlagen etwa 4 Mio t flüssiger Klärschlamm entsprechend einer TS-Menge von rund 200 000 t an. Etwa 40 % dieser Menge wurden in der Landwirtschaft verwertet. Im Jahr 2002 waren es, vermutlich aufgrund des vorgesehenen Ausstiegs aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung, nur noch rund 20 %. Insgesamt stand eine Trocknungskapazität von rund 47 000 t TS, eine Verbrennungskapazität für flüssigen Schlamm von 102 000 t TS und für getrockneten Schlamm von rund 60 000 t TS zur Verfügung. Nur 2 % des Klärschlammfalls wurden mangels Verbrennungskapazitäten auf Deponien entsorgt. Bei einem Anfall von 202 000 t TS Klärschlamm fehlte somit eine Verbrennungskapazität von 40 000 t TS, um sämtlichen Klärschlamm in der Schweiz zu entsorgen. Für diese Menge war der Export in ausländische Anlagen (z. B. Braunkohlekraftwerke) geplant, bis die erforderliche Entsorgungsinfrastruktur bereitstehen würde. Im Jahr 2003 stand eine Verbrennungskapazität für Klärschlamm von 166 000 t TS zur Verfügung und für das Jahr 2006 wurde eine Verbrennungskapazität von rund 206 000 t bei einem Anfall von 204 000 t TS Klärschlamm prognostiziert (LAUBE und VONPLON, 2004). Im Jahr 2006 präsentierte sich die Situation wie folgt (mündliche Mitteilung K. SCHENK, Bundesamt für Umwelt, Bern): Von den insgesamt rund 205 000 t TS Klärschlamm wurden etwa 180 000 t TS verbrannt. Je ein ca. Viertel davon gelangte in Kehrrechtverbrennungsanlagen und Zementwerke sowie etwa die Hälfte in Schlammverbrennungsanlagen (SVA) bzw. industrielle Feuerungen. Obwohl genügend Verbrennungskapazitäten vorhanden waren, wurden noch etwa 0,3 % des Schlamms auf Deponien

entsorgt und ca. 1 % exportiert. Diese Zahlen zeigen, dass die Schweiz wie geplant die autonome Entsorgung von Klärschlamm ab dem Jahr 2006 erreicht hat, ohne sich mit umstrittenen Lösungen wie der Deponierung behelfen zu müssen. Zu bemängeln wäre lediglich die ungleiche geografische Verteilung der Verbrennungskapazitäten. Größere Mengen von Klärschlamm müssen deshalb in entwässerter oder getrockneter Form zu den Anlagen transportiert werden.

### 3.4 Alternativen zur Rezyklierung von Nährstoffen

Trotz allem wurde der Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung als Rückschlag im Bemühen um Schließung von Stoffkreisläufen und Schonung der Ressourcen wahrgenommen. So wurde befürchtet, dass mit einem Verzicht auf die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung auch der Anreiz wegfällt, die Schadstoffbelastung des Abwassers gering zu halten. Es wurde postuliert, dass die vorsorgliche Schadstoffminimierung in den Konsum- und Investitionsgütern deshalb auch weiterhin eine klare Priorität der Umweltpolitik bleiben soll (CHARDONNENS und CANDINAS, 2002). Inwieweit dies gelingt, könnten Zeitreihen von Klärschlammanalysen zeigen. Momentan werden solche Monitoringprogramme von den Bundesbehörden jedoch nicht finanziert.

Die neue Situation bot jedoch auch die Chance, neue Möglichkeiten zur Rezyklierung von Nährstoffen (insbesondere von Phosphor) aus dem Abwasser bzw. aus dem Klärschlamm zu evaluieren (CHARDONNENS und CANDINAS, 2002) und gleichzeitig dessen Befruchtung mit einer Vielzahl von Schadstoffen zu vermeiden. Eine der Möglichkeiten ist die Rückgewinnung von P aus Aschen der Monoverbrennung von Klärschlamm. Ein Projekt des Instituts für Pflanzenwissenschaften der ETH Zürich untersucht den Effekt eines solchen P-Düngers nach Extraktion der Schwermetalle (Verfahren der ASH DEC Umwelt AG, Österreich) hinsichtlich Pflanzenernährung, Bodenfruchtbarkeit und Wirtschaftlichkeit (<http://www.pe.ipw.agr.ethz.ch/research/projects>). Eine andere Strategie basiert auf der Abtrennung der Wertstoffe vor der Einleitung in die Kanalisation. Das Projekt Novaquatis der Eawag untersucht die Machbarkeit der getrennten

Sammlung von Urin. Dieses Projekt zeigte, dass die NoMix-Technologie eine gute Alternative zur heutigen Nährstoffelimination werden könnte. Voraussetzung ist, dass eines der beiden grundlegenden Probleme gelöst wird: Entweder findet man eine attraktive, breit einsetzbare und kostengünstige Lösung für den Transport des Urins oder man entwickelt dezentrale Verfahren, die stabil und wirtschaftlich sind, um den Urin lokal aufzubereiten (LARSEN und LIE-NERT, 2007).

Abgesehen von diesen beiden Projekten sind momentan in der Schweiz keine Vorhaben zur Rezyklierung von Nährstoffen aus dem Abwasser oder aus dem Klärschlamm im Gange. Das Verbot der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung hat demnach nur in begrenztem Ausmaß zusätzliche Aktivitäten im Bemühen um Alternativen zur stofflichen Verwertung der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe ausgelöst.

## 4. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Resultate der in Kapitel 2 vorgestellten Untersuchungen zeigen, dass Klärschlamm eine Vielzahl von organischen Schadstoffen enthält. Solche Erkenntnisse dürften teilweise zum Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung beigetragen haben. Begründet wurde dieser Schritt denn auch mit gesundheitlichen und ökotoxikologischen Risiken. Weitere Treiber waren das Marktrisiko sowie die relativ gute Umsetzbarkeit der Verbrennung von Klärschlamm. Inwieweit Klärschlamm weiterhin als Beurteilungsgrundlage für die Überprüfung der Einleitung von Problemstoffen ins Abwasser und als Instrument zur Beurteilung des Fortschritts bei der Begrenzung von Schadstoffen in der Umwelt ganz allgemein verwendet wird, ist derzeit offen. Ob nach dem Ausbringungsverbot die direkte Verwertung von Klärschlamm auf die Böden durch umweltfreundlichere Alternativen zur Wiederverwertung der Nährstoffe abgelöst wird, lässt sich ebenfalls noch nicht abschließend beurteilen. Positive Auswirkungen des Klärschlammverbots in der Landwirtschaft sind die Entlastung der landwirtschaftlichen Böden von relevanten Schadstofffrachten und die allgemein erhöhte Sensibilität bezüglich Schadstoffe bei Recyclingdüngern.

## LITERATUR

- BERSET, J.D., HOLZER, R. (1999) Quantitative determination of polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sewage sludges using supercritical fluid extraction and mass spectrometric detection. *J Chromatogr A* 852: 545–558.
- BERSET, J.D., HOLZER, R. (2001) Determination of phthalates in crude extracts of sewage sludges by high-resolution capillary gas chromatography with mass spectrometric detection. *J AOAC Intern* 84 (2): 383–391.
- BRÄNDLI, R.C., BUCHELI, T.D., KUPPER, T., FURRER, R., STAHEL, W., STADELMANN, F.X., TARRADELLAS, J. (2007a) Organic pollutants in Swiss compost and digestate. 1. Polychlorinated biphenyls, polycyclic aromatic hydrocarbons and molecular markers, determinant processes and source apportionment. *J Environ Monit* 9: 465–464.
- BRÄNDLI, R.C., KUPPER, T., BUCHELI, T.D., ZENNEGG, M., HUBER, S., ORTELLI, D., MÜLLER, J., SCHAFFNER, C., IOZZA, S., SCHMID, P., BERGER, U., EDDER, P., OEHME, M., STADELMANN, F.X., TARRADELLAS, J. (2007b) Organic pollutants in Swiss compost and digestate; 2. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, and -furans, dioxin-like polychlorinated biphenyls, brominated flame retardants, perfluorinated alkyl substances, pesticides and other compounds. *J Environ Monit* 9: 465–472.
- CHARDONNENS, M., CANDINAS, A. (2002) Risikobeurteilung der Düngemittel und Auswirkungen für die Entsorgungswirtschaft – Anmerkungen aus der Schweiz In: KLAGES, S., ROTH, U. (eds.) Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und andern Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes. BMU / BMVEL, Wissenschaftliche Anhörung, 25.–26. Oktober 2001 in Bonn. KTBL-Schrift 404. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL). pp 255–264.
- HERTER, U., KUPPER, T., KÜLLING, D. (2003) Risikoabschätzung zur landwirtschaftlichen Abfalldüngerverwertung. Schriftenreihe der FAL 48. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz.
- KUPPER, T., BERSET, J.D., ETTER-HOLZER, R., FURRER, R., TARRADELLAS, J. (2004) Concentrations and specific loads of polycyclic musks in sewage sludge originating from a monitoring Network in Switzerland. *Chemosphere* 54 (8): 1111–1120.
- KUPPER, T., DE ALENCASTRO, L.F., GATSIGAZI, R., FURRER, R., GRANDJEAN, D., TARRADELLAS, J. (2007) Concentrations and specific loads of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere*: in press. doi:10.1016/j.chemosphere.2007.10.019.
- KUPPER, T., PLAGELLAT, C., BRÄNDLI, R.C., DE ALENCASTRO, L.F., GRANDJEAN, D., TARRADELLAS, J. (2006) Fate and removal of polycyclic musks, UV filters and biocides during wastewater treatment. *Water Res* 40 (14): 2603–2612.
- LARSEN, T.A., LIENERT, J. (2007) Novaquatis Abschlussbericht. NoMix – Neue Wege in der Siedlungswasserwirtschaft. Eawag, 8600 Dübendorf, Schweiz.
- LAUBE, A., VONPLON, A. (2004) Klärschlamm Entsorgung in der Schweiz Mengen- und Kapazitätserhebung. Umweltmaterialien Nr. 181. Abfall. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL.
- PLAGELLAT, C., KUPPER, T., DE ALENCASTRO, L.F., GRANDJEAN, D., TARRADELLAS, J. (2004) Biocides in sewage sludge: quantitative determination in some Swiss wastewater treatment plants. *Bull Environ Contam Toxicol* 73 (5): 794–801.
- PLAGELLAT, C., KUPPER, T., FURRER, R., DE ALENCASTRO, L.F., GRANDJEAN, D., TARRADELLAS, J. (2006) Concentrations and specific loads of UV filters in sewage sludge originating from a monitoring network in Switzerland. *Chemosphere* 62 (6): 915–925.
- SCHWARZENBACH, R.P., ESCHER, B.I., FENNER, K., HOFSTETTER, T.B., JOHNSON, A.C., VON GUNTEN, U., WEHRLI, B. (2006) The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science* 313: 1072–1077.
- SELLSTRÖM, U., DE WIT, A.A., LUNDGREN, N., TYSKLIND, M. (2005) Effect of sewage-sludge application on concentrations of higher-brominated diphenyl ethers in soils and earthworms. *Environ Sci Technol* 39 (23): 9064–9070.
- UVEK (2002) Erläuterungen zur Änderung der Klärschlammvorschriften in der Stoffverordnung und in weiteren Bundesverordnungen mit Klärschlammvorschriften. Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation, Bern.
- WETTSTEIN, F. (2004) Auftreten und Verhalten von Nonylphenoxyessigsäure und weiteren Nonylphenolverbindungen in der Abwasserreinigung. Diss. ETH Nr. 15315. ETH Zürich.

Anschrift des Verfassers: Thomas KUPPER, Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft, SHL, Länggasse CH-3052 Zollikofen, Schweiz