

Studie



Stoffflussbetrachtung: Quecksilber aus kommunalen steirischen Klärschlämmen

Studie von
Hittinger & Pichler OEG

Erstellt im Auftrag von
Amt der Steiermärkischen Landesregierung – FA19D Abfall- und Stoffflusswirtschaft
Verbund – Austrian Thermal Power GmbH & Co KG
Lafarge Perlmooser GmbH – Werk Retznei
Saubermacher Dienstleistungs AG
Wietersdorfer & Peggauer Zementwerke GmbH

Fachabteilung 19D
Abfall- und Stoffflusswirtschaft



Das Land
Steiermark



Studie

Stoffflussbetrachtung: Quecksilber aus kommunalen steirischen Klärschlämmen

Harald Hittinger

Fritz Pichler

Deutsch-Wagram, 02. Juli 2007

Inhalt

1. EINLEITUNG	6
2. AUSGANGSLAGE UND ZIELSETZUNG	7
3. METHODIK	8
3.1 GRUNDLAGENDATEN	8
3.2 STOFFFLUSSANALYSE	8
3.2.1 <i>Stoffflussanalyse mit Freeware STAN</i>	9
3.2.2 <i>Angewendetes Stoffflussanalyse-System</i>	9
3.3 VERWERTUNGSPROZESSE	12
3.3.1 <i>Landwirtschaftliche Verwertung</i>	12
3.3.2 <i>Verwertung in einem Zementwerk</i>	13
3.3.3 <i>Verwertung in einem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk</i>	16
3.3.4 <i>Beseitigung in einer Monoverbrennung</i>	19
3.3.5 <i>Frachtberechnungen nach ÖNORM M 9440</i>	20
4. RECHTLICHER RAHMEN DER KLÄRSCHLAMMVERWERTUNG	21
5. KLÄRSCHLAMM IN DER STEIERMARK	24
5.1 MENGEN	24
5.1.1 <i>Anfallende Mengen und deren Entwicklung</i>	24
5.1.2 <i>Räumliche Verteilung des Klärschlammaufkommens</i>	25
5.2 STATUS QUO DER STEIRISCHEN KLÄRSCHLAMM-BEHANDLUNG	25
5.2.1 <i>Gängige Verwertungs- und Beseitigungsstrategien</i>	25
5.2.2 <i>Verwertungs- und Beseitigungsstrategien in der Steiermark</i>	28
5.2.3 <i>Schadstoff Quecksilber</i>	32
5.2.4 <i>Schadwirkung</i>	33
5.2.5 <i>Quecksilbergehalte in Böden und Transfer in die Pflanze</i>	34
5.2.6 <i>Quecksilbergehalte in steirischen Böden</i>	36
5.2.7 <i>Einträge</i>	37
5.3 KLÄRSCHLAMM UND SCHADSTOFFE	38
5.3.1 <i>Quecksilber in Klärschlämmen</i>	38
5.3.2 <i>Entwicklung der Konzentration von Hg im steirischen kommunalen Klärschlamm</i>	39
5.3.3 <i>Aufbringungsmengen von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Böden</i>	43
6. ENTWICKLUNG VON SZENARIEN	47
7. STOFFFLUSSANALYSE FÜR QUECKSILBER IN KOMMUNALEN KLÄRSCHLÄMMEN	48

7.1	ABSOLUTE HG-FRACHT SZENARIO 1	48
7.2	ABSOLUTE HG-FRACHT SZENARIO 2	51
7.3	ABSOLUTE HG-FRACHT SZENARIO 3	53
7.4	ABSOLUTE HG-FRACHT SZENARIO 4	55
8.	AUSWIRKUNGEN AUF DEN BODEN	57
8.1	STOFFFLUSS LANDWIRTSCHAFTLICHE VERWERTUNG	57
8.2	SZENARIO 1 - STATUS QUO DER STEIRISCHEN KLÄRSCHLAMMVERWERTUNG	58
8.2.1	<i>Hg-Frachten Szenario 1</i>	58
8.2.2	<i>Deposition Szenario 1</i>	59
8.3	SZENARIO 2 - MAXIMIERUNG MITVERBRENNUNG	60
8.3.1	<i>Hg-Frachten Szenario 2</i>	60
8.3.2	<i>Deposition Szenario 2</i>	62
8.4	SZENARIO 3 - MAXIMIERUNG MITVERBRENNUNG / STARKE REDUKTION LANDWIRTSCHAFT	63
8.4.1	<i>Hg-Frachten Szenario 3</i>	63
8.4.2	<i>Deposition Szenario 3</i>	64
8.5	SZENARIO 4 - MAXIMIERUNG MONOVERBRENNUNG	65
8.5.1	<i>Hg-Frachten Szenario 4</i>	65
8.5.2	<i>Deposition Szenario 4</i>	67
8.6	GESAMTDEPOSITION SAMT GRUNDBELASTUNG	68
9.	SCHLUSSFOLGERUNGEN	70
9.1	HG-FRACHT	70
9.2	DEPOSITION	70
9.2.1	<i>Klärschlammbürtige Hg-Einträge in den Boden</i>	70
9.2.2	<i>Gesamtdeposition</i>	71
10.	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	73
11.	TABELLENVERZEICHNIS	74
12.	LITERATUR	75
13.	ANHANG	78

Danksagung

Der Initiative von Herrn DI Erich Gungl (FA 19D - Abfall- und Stoffflusswirtschaft) ist es zu verdanken, dass dieses Thema in Form dieser Studie behandelt wird. Derselbe Dank der Autoren gilt dem Leiter der FA 19D, Herrn HR DI Dr. Wilhelm Himmel und seinen MitarbeiterInnen Frau Mag. Dr. Ingrid Winter und Herr Klaus Przesdzing, die das Zustandekommen dieser Studie tatkräftig unterstützt haben.

Den Vertretern der Industrie, Herrn DI Dr. Johannes Daul und Herrn DI Peter Fürhapter (Lafarge Perlmooser GmbH, Werk Retznei), Herrn Ing. Walter Hartweger und Herrn Ing. Peter Diexer (Wietersdorfer & Peggauer Zementwerke GmbH), Herrn DI Roland Pomberger und Herrn Karl Steinlechner (Saubermacher Dienstleistungs AG) sowie Herrn DI Dr. Werner Schöngrundner und Frau DI Manuela Dissauer (Verbund - Austrian Thermal Power GmbH & Co KG, Kraftwerk Mellach) wird für die angeregten Diskussionen im Rahmen der Studienerstellung, sowie für die Zurverfügungstellung von Daten, ebenfalls gedankt. Nicht zuletzt wird auch Herrn DI Oliver Cencic (TU-Wien) gedankt, der Fragen zur Software STAN kompetent und schnell beantwortete.

Abkürzungen

AVV	Abfallverbrennungsverordnung, BGBl. II 389/2002
BFBC	Bubbling Fluidised Bed Combustor
BGBl.	Bundesgesetzblatt
BW	Bodenwert nach EIKMANN/KLOKE
BWL	Brennstoffwärmeleistung
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Schweiz)
Cd	Cadmium
Co	Kobalt
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DeNOx	Denitrifikationsanlage, katalytische Entstickungsanlage für Rauchgase
DMV	Düngemittelverordnung BGBl. 100/2004
EPA	Environmental Protection Agency (USA)
FA 17C	Fachabteilung 17C - Technische Umweltkontrolle und Sicherheitswesen - des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung
FA 19A	Fachabteilung 19A - Wasserwirtschaftliche Planung und Siedlungswasserwirtschaft - des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung
Fe	Eisen
GJ	Gigajoule
GWh	Gigawattstunde
Hg	Quecksilber
H _u	unterer Heizwert
KS	Klärschlamm
LAI	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz
LGBL.	Landesgesetzblatt
MJ	Megajoule
Mn	Mangan
Mo	Molybdän
Ni	Nickel
Nm ³	Normkubikmeter
ÖWAV	Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
Pb	Blei
REA	Rauchgasentschwefelungsanlage
tato	Tagestonnen (Tonnen Klinker pro Tag)
TOC	Total organic carbon
TS	Trockensubstanz
UBA	österreichisches Umweltbundesamt
UBA _{BRD}	deutsches Umweltbundesamt
Zn	Zink

1. Einleitung

Die ökologisch sinnvolle Verwertung von Klärschlamm ist seit längerem Gegenstand kontroverser Diskussionen. Das Wissen über die umweltrelevanten positiven und negativen Auswirkungen von Inhaltsstoffen in Klärschlämmen - Stichwort Humusverbesserung, Ersatz von Phosphatdünger, Quecksilber, endokrine Substanzen etc. - beeinflusst in nicht unbeträchtlichem Ausmaß diese Diskussion. Für die Steiermark bieten sich derzeit die landwirtschaftliche und/oder thermische Verwertung als sofort umsetzbare Strategien für Klärschlamm an. Es macht daher Sinn, die aus Verwertungsszenarien folgenden Stoffflüsse heikler umweltrelevanter Schadstoffe auf der Ebene des Bundeslandes Steiermark abzubilden. Damit soll eine Bewertungsgrundlage geschaffen werden, um allfällige für die Umwelt relevante Folgen zu benennen. Mit dieser Studie soll exemplarisch der aus den Verwertungsszenarien - Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzten Böden und thermische Verwertung des Klärschlammes in Mit- und Monoverbrennungsanlagen - resultierende Stofffluss von Quecksilber dargestellt werden.

Konkret werden vier verschiedene Verwertungsszenarien betrachtet die da sind: stoffliche Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft/Landschaftsbau, thermische Verwertung von Klärschlamm in Mitverbrennungsanlagen (Zementwerk und Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk) und Verbrennung von Klärschlamm in Monoverbrennungsanlagen.

Dazu hat die Fachabteilung 19D - Abfall- und Stoffflusswirtschaft - gemeinsam mit den Firmen Lafarge Perlmooser GmbH - Werk Retznei, Saubermacher Dienstleistungs AG, Verbund - Austrian Thermal Power GmbH & Co KG und Wietersdorfer & Peggauer Zementwerke GmbH die Unternehmensberatung Hittinger & Pichler beauftragt, die eingangs skizzierte Stoffflussbetrachtung vorzunehmen.

2. Ausgangslage und Zielsetzung

Die gesicherte Verwertung bzw. Beseitigung von Klärschlamm ist ein wesentlicher Bestandteil einer nachhaltigen Abfallwirtschaft. Die drei wichtigsten Möglichkeiten für die Verwertung bzw. die Beseitigung von Klärschlamm, die derzeit in der Steiermark Bedeutung haben, sind:

- Aufbringung auf landwirtschaftlich genutzten Böden, Einsatz im Landschaftsbau und bei der Vererdung; derzeit rd. 60% des anfallenden kommunalen Klärschlammes
- Ablagerung auf Deponien nach entsprechender Vorbehandlung; derzeit rd. 10 % des anfallenden kommunalen Klärschlammes
- Verbrennung in Mit- und Monoverbrennungsanlagen; derzeit rd. 19% des anfallenden kommunalen Klärschlammes

Diese drei Entsorgungs- bzw. Verwertungswege decken rund 90 % der steirischen kommunalen Klärschlammmenge ab. Die restlichen 10 % fallen unter „sonstige Verwertung“. Aus der Sicht einer integrierten Stoffflusswirtschaft sind die Auswirkungen dieser verschiedenen Szenarien auf das Schutzgut Boden besonders interessant, da der Boden als Produktionsmittel und Schutzgut, mit einer Reihe von sehr bedeutenden ökonomischen Funktionen, eine nicht unbedeutende Schadstoffsенke in diesem Zusammenhang darstellt. Die vorliegende Studie verfolgt folgendes Ziel:

Darstellung der Quecksilber-Stoffflüsse im Bundesland Steiermark in Abhängigkeit von verschiedenen Verwertungsvarianten für steirischen kommunalen Klärschlamm und die Bewertung der berechneten Quecksilberfrachten für das Schutzgut Boden.

3. Methodik

3.1 Grundlagendaten

Als Datengrundlage dienten die von der FA19D zur Verfügung gestellten Unterlagen, die im Wesentlichen Daten folgender Fachabteilungen umfassen:

- FA17C
 - Quecksilberanalysen von Klärschlamm aus kommunalen Kläranlagen in der Steiermark im Zeitraum von 1996 bis 2003
- FA19A
 - Anfall kommunaler Klärschlämme im Zeitraum von 2000 bis 2004
 - Verwertung von kommunalen Klärschlamm in der Steiermark im Jahre 2004
 - Quecksilberanalysen von Klärschlamm aus kommunalen Kläranlagen in der Steiermark im Zeitraum von 1996 bis 2005¹

Die betriebsspezifischen Anlagenparameter der einzelnen Verwertungsschienen wurden von den Autoren bei den an der Studie beteiligten Partnerfirmen nachgefragt. Das sind die Austrian Thermal Power GmbH & Co KG, die Lafarge Perlmooser GmbH, die Saubermacher Dienstleistungs AG und die Wietersdorfer & Peggauer Zementwerke GmbH.

Alle noch in der Studie verwendeten Daten wurden der einschlägigen Literatur entnommen und sind an den entsprechenden Stellen zitiert.

3.2 Stoffflussanalyse

Die Methode der Stoffflussanalyse ist eine auf naturwissenschaftlicher Grundlage beruhende Methodik zur Beschreibung, Bewertung und Gestaltung von Stoffflüssen beliebig komplexer Systeme. Der Vorteil besteht darin, dass ein komplexes System auf die für eine Fragestellung relevanten Güter und Prozesse reduziert wird. Damit werden die Grundlagen geschaffen, um zB. zielgerichtete Maßnahmen abzuleiten oder um Szenarien zur Optimie-

¹ Im Rahmen dieser Analysen werden ca. 60% der jährlich anfallenden Gesamtklärschlammmenge erfasst. Die betrachteten Klärschlämme weisen - aufgrund der Bestimmung für landwirtschaftliche Verwertung oder Kompostierung - eine bessere Qualität als die restlichen 40% auf.

rung zu vergleichen. Dieses Werkzeug ist für Österreich in der ÖNORM S 2096 „Stoffflussanalyse“ normiert, wo Methodik und Anwendung von Stoffflussanalysen festgeschrieben sind. In der Abb. 1 ist exemplarisch die Vorgangsweise bei der Erstellung einer Stoffflussanalyse dargestellt. Für die Erläuterung aller theoretischen und praktischen Hintergründe der Stoffflussanalyse wird auf die ÖNORM S 2096 verwiesen.

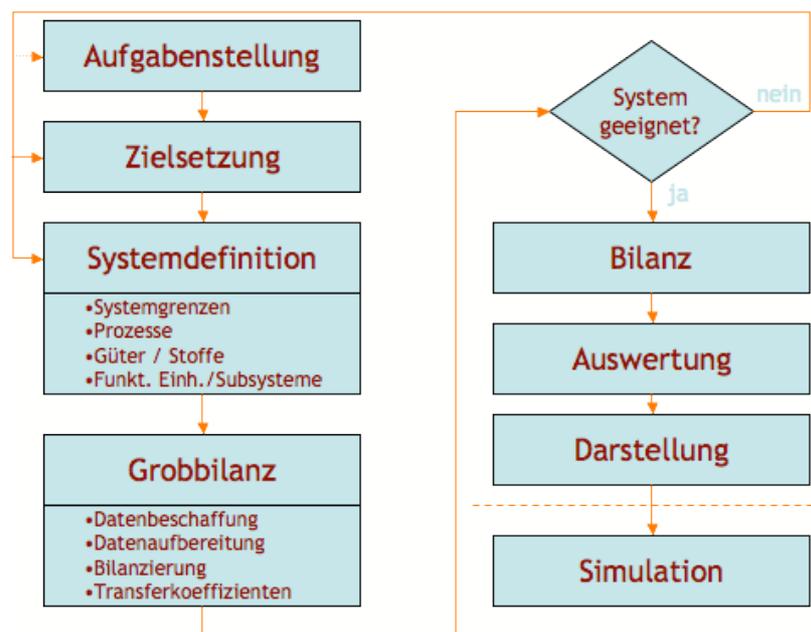


Abb. 1: Ablaufschema einer Stoffflussanalyse lt. ÖNORM S 2096

3.2.1 Stoffflussanalyse mit Freeware STAN

Für die in dieser Studie durchgeführte Stoffflussanalyse wurde die kostenlose und von der Technischen Universität Wien entwickelte Software STAN (SToffflussANalyse) eingesetzt. Diese ermöglicht es, Güter- und Stoffflussanalysen gemäß ÖNORM S2096 durchzuführen und grafisch entsprechend darzustellen.

3.2.2 Angewendetes Stoffflussanalyse-System

In Abb. 2 ist das Schema des angewendeten Stoffflussanalyse-Systems dargestellt. In das System importiert wird jene Hg-Menge, welche sich bei einem Klärschlammaufkommen von 25.000 t/a mit einem durchschnittlichen Hg-Gehalt von 1,35 mg/kg TS ergibt. Es erfolgt

eine prozentuelle Zuteilung dieses Stoffflusses zu den vier Verwertungswegen Zementwerk, Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk, Monoverbrennung und Landwirtschaft/Landschaftsbau.

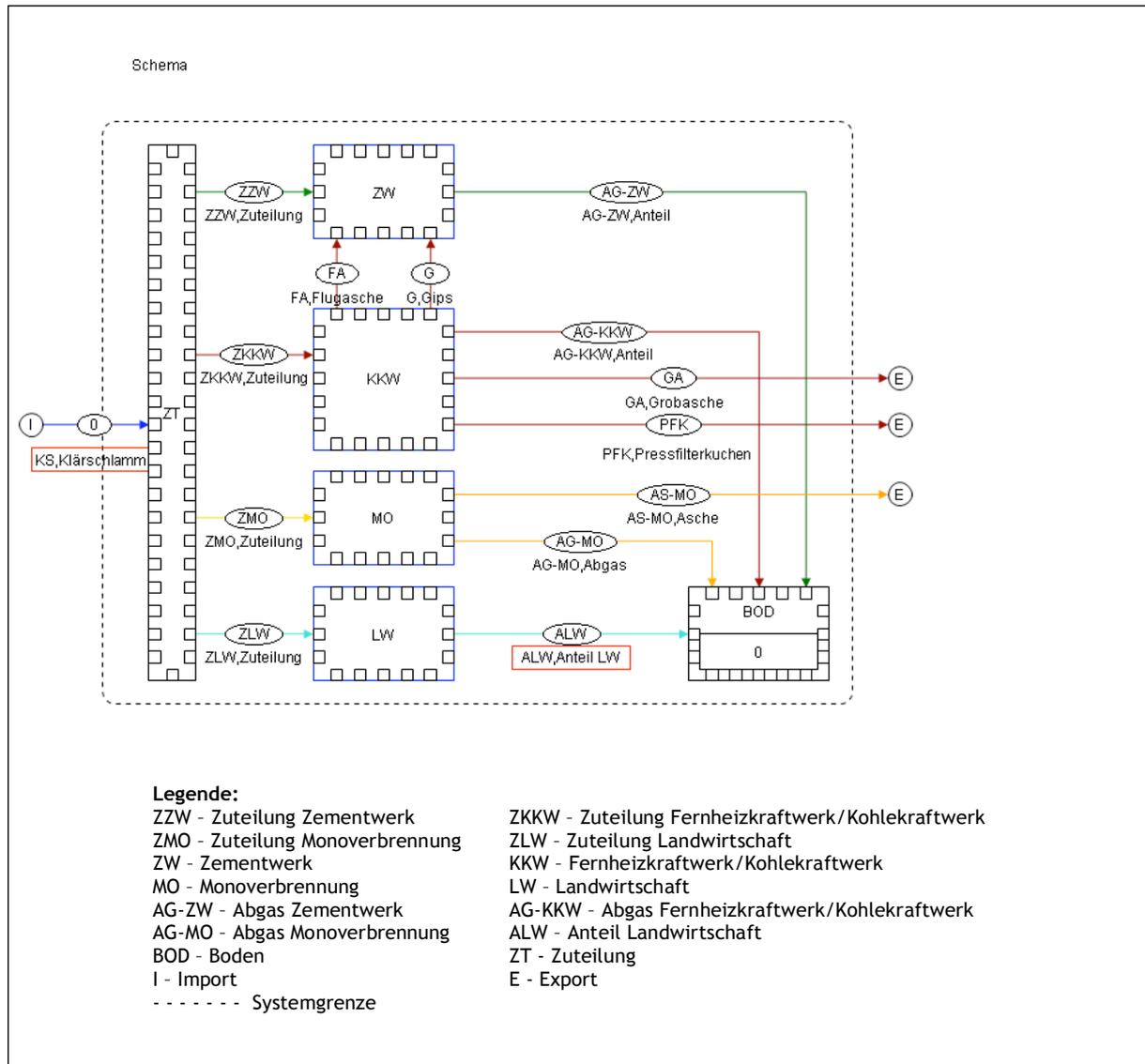


Abb. 2: Angewendetes Stoffflussanalyse-System

Bei der KS-Verwertung in einem Zementwerk ist zu beachten, dass ein Teil (40%) des Quecksilbers in den Abgasstrom geht, ein anderer (60%) in das Produkt Zement/Beton² (NRW, 2003). Das über das Abgas emittierte Hg findet sich schließlich im Boden wieder. Durch Zumahlung von Flugasche und Gips aus dem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk zum Zement/Beton wird das Hg-Lager weiter aufgestockt.

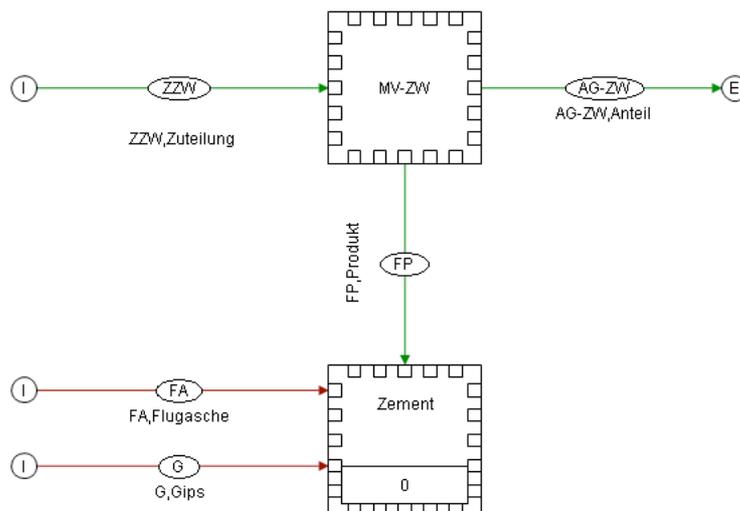


Abb. 3: Subsystem Zementwerk des Stoffflussanalyse-Systems

Die dem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk zugewiesene Quecksilberfracht verlässt dieses zum einen über die Flugasche und den Gips, die an das Zementwerk abgegeben werden, zum anderen über die Flüsse Grobasche, Pressfilterkuchen und Abgas. Die Flüsse Grobasche und Pressfilterkuchen stellen Exporte aus dem Stoffflussanalyse-System dar, werden diese Stoffe doch deponiert. Mit Hilfe von festgelegten Transferkoeffizienten wird die Hg-Fracht der einzelnen Flüsse berechnet.

² Der Einfachheit halber wird in den grafischen Darstellungen das Produkt Zement/Beton nur als „Zement“ bezeichnet.

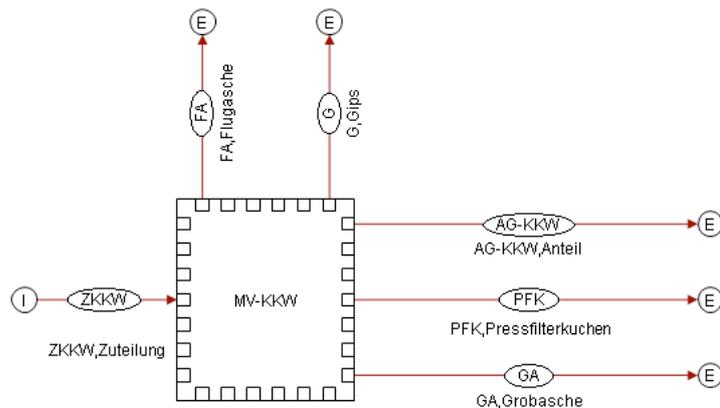


Abb. 4: Subsystem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk des Stoffflussanalyse-Systems

Über den Prozess Monoverbrennung gelangt ein kleiner Teil des Quecksilbers über den Abgasstrom in den Boden. Der weitaus größere Anteil an Quecksilber wird in der Asche gebunden und deponiert.

3.3 Verwertungsprozesse

3.3.1 Landwirtschaftliche Verwertung

Unter landwirtschaftlicher Verwertung von Klärschlamm wird in dieser Studie das Ausbringen von Klärschlamm auf Grünland und Äcker verstanden. Die Ausbringungsmengen orientieren sich nach den in der Steiermark gesetzlich erlaubten Mengen ($2,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}_{\text{TS}}$ auf Ackerflächen bzw. $1,25 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}_{\text{TS}}$ auf Grünland). Unterstellt wird ein maximal erlaubter Quecksilbergehalt im Klärschlamm von $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, wie er im steirischen Bodenschutzgesetz derzeit definiert ist bzw. ein durchschnittlicher aktueller Gehalt an Hg von $1,35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Für die Bewertung der Anreicherung von Quecksilbereinträgen wird eine mittlere Bodendichte von $1,5 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$ für Ackerflächen und $1,3 \text{ kg} \cdot \text{dm}^{-3}$ für Grünland definiert. Für Ackerböden wird konform mit den einschlägigen Vorgaben die Tiefenstufen 0-20cm herangezogen, für Grünlandböden jene von 0-10cm.

Im Sinne einer konservativen vorsorgenden Betrachtung, die den „schlechtesten Fall“ unterstellt, werden ausschließlich Einträge in das System Boden berücksichtigt. Allfälliger

Austrag von Quecksilber (Erosion, Ausgasung, Entnahme mit der Ernte etc.) wird in die Berechnungen nicht einbezogen.

3.3.2 Verwertung in einem Zementwerk

3.3.2.1 Technologie

Das unterstellte Zementwerk stellt Klinker im kontinuierlichen Trockenverfahren mit mehrstufigen Zyklonvorwärmer her. Die Rohstoffe (in der Regel Kalkstein, Ton, Sand und Zuschlagstoffe) werden in Brechern vorzerkleinert und in der Rohmühle vermahlen und gleichzeitig getrocknet. Das heiße Ofengas wird durch den Wärmetauscher-Ventilator im Gegenstrom zum kontinuierlich aufgegebenen Ofenmehl durch das Ofensystem gesaugt, wobei das Ofenmehl erhitzt, entsäuert und bei rund 1450 °C zu Klinker gebrannt wird. Die Restwärme des aus der Ofenanlage austretenden Ofenabgases wird noch zur Trocknung der Rohstoffe in der Mahltrocknung herangezogen. Der gebrannte Klinker wird durch Einblasen von Frischluft auf eine Temperatur von unter 200 °C gekühlt. Die erwärmte Kühlluft wird als Verbrennungsluft dem Hauptbrenner zugeführt. Das Ofenabgas wird vor der Ausleitung in die Atmosphäre in einer Filteranlage (Elektro- oder Gewebefilter) gereinigt.

Die entstehenden Granalien werden anschließend in einer Kugelmühle zusammen mit Zuzugmahlstoffen zu Zement vermahlen. Durch die Zumahlung von unterschiedlichen Zusatzstoffen wie Hüttensand, Puzzolan, Flugasche und Kalkstein können Zemente mit verschiedenen chemischen und physikalischen Eigenschaften hergestellt werden. Neben den klassischen Brennstoffen wie Öl und Kohle wird heutzutage auch eine Reihe von Ersatzbrennstoffen (Reifen, Kunststoffe, Hölzer etc.) zur Bereitstellung der Brennenergie verwendet. Seit dem Inkrafttreten des Kyoto-Protokolls rücken auch CO₂-neutrale Brennstoffe wie Klärschlamm in den Vordergrund.

3.3.2.2 Randbedingungen

Die Verwertung von Klärschlamm im Zementwerk geht von einem Zementwerk aus, welches eine Produktionsleistung von rund 500.000 Tonnen Klinker pro Jahr besitzt. Dies ent-

spricht einer Ofenleistung von 1.560 t_o. Der unterstellte energetische Anteil des Klärschlammes an der BWL beträgt 8 %³. Unter dieser Schwelle kann sowohl der geforderte Phosphatgrenzwert im Klinker eingehalten werden als auch noch genügend Energie am Hauptbrenner zur Verfügung gestellt werden (> 22 MJ.kg⁻¹).

Produziert wird an 320 Tagen im Jahr. Der eingesetzte Klärschlamm hat einen Hg-Gehalt von 1,35 mg.kg⁻¹ und einen H_u von 12 MJ.kg⁻¹. Der von der Behörde vorgeschriebene maximale Hg-Gehalt für den Einsatz von Klärschlämmen in Drehrohöfen liegt derzeit bei 1,8 mg.kg⁻¹. 40 % des eingesetzten Quecksilbers gehen ins Abgas, 60 % sind im Klinker fixiert. Aus den in der Tab. 1 dargestellten Randbedingungen resultiert eine maximale Einsatzmenge von Klärschlamm im Zementwerk von rund 12.250 t K_{TS} pro Jahr. Etwaige An- und Abreicherungsphasen von Quecksilber innerhalb der verschiedenen Aggregate eines Zementwerkes werden nicht berücksichtigt.

Tab. 1: Randbedingungen für die Mitverbrennung von Klärschlamm in einem Zementwerk

Parameter	Einheit	Wert
Ofenleistung	[t.h ⁻¹]	65
Produktionsstunden	[h.a ⁻¹]	7.680
Klinkermenge	[t.a ⁻¹]	499.200
Anteil der BWL	[%]	8
Transferfaktor Abgas	-	0,4
Transferfaktor Klinker	-	0,6
durchschnittlicher Hg-Gehalt	[mg.kg ⁻¹]	1,35
Energiebedarf pro Tonne Klinker	[GJ.t ⁻¹]	3,5
Energieinhalt KS (10% Feuchte)	[GJ.t ⁻¹]	12
Spezifische Abgasmenge	[m ³ .kg ⁻¹]	2,24

³ Versuche ergaben, dass eine Verwertung von Klärschlamm in Zementwerken von bis zu 10% der Feuerungswärmeleistung sicher möglich ist und dass damit der Klärschlamm sowohl stofflich als auch energetisch vollständig verwertet werden kann (UBA_{BRD}, 2004).

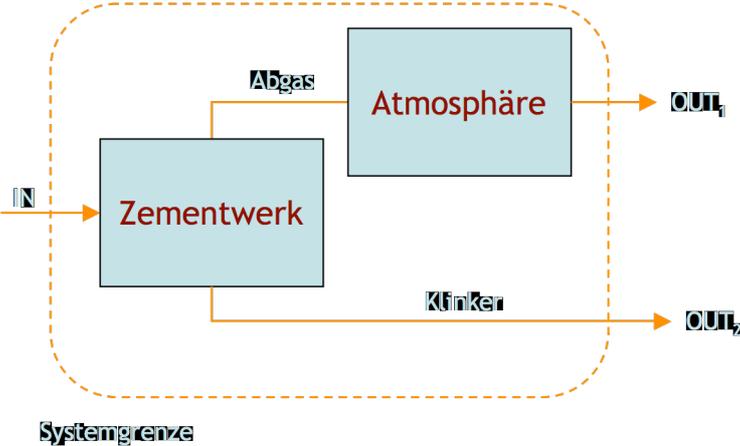


Abb. 5: Schema der Quecksilberpfade im Zementwerk

3.3.3 Verwertung in einem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk

3.3.3.1 Technologie

Das unterstellte Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk erzeugt Strom und Fernwärme. Dabei ermöglicht eine Kraft-Wärme-Kopplung einen Brennstoffnutzungsgrad von über 65 %. In der Kraft-Wärme-Kopplungsanlage wird Dampf aus einem Hochdruckdampfkessel einer Turbine zugeführt, die einen Generator antreibt. Dabei gibt der Dampf einen Teil seiner Energie ab, der Rest (Abwärme) wird über einen Wärmetauscher ins Fernwärmenetz eingespeist.

Als Brennstoffe fungieren in erster Linie Steinkohle, weiters Erdgas und Klärschlamm. Beim eingesetzten Klärschlamm handelt es sich um nassen (Wassergehalt über 70 %) und damit pumpfähigen Klärschlamm.

Die Mitverbrennungsanlage besteht im Wesentlichen aus einem Annahmehbereich, einer Bevorratung und der Zudosierung in die bestehenden Kohlemühlen. Hier wird der Klärschlamm der Kohle beigemischt, vermahlen und über die bestehenden Brenner eingeblasen.

Nach dem Verbrennungsvorgang im Kessel werden drei Einrichtungen zur Rauchgasreinigung (Entstickung, Entstaubung, Entschwefelung) genutzt. Die Entstickung erfolgt mittels DeNOX-Anlage, die Entstaubung mittels Schlauchfilter und bei der Entschwefelung handelt es sich um eine Nassentschwefelung. Die Abwässer (Kesselsentschlackungs- und Waschwasser, REA-Abwässer) aus dem Prozess werden in einer Abwasserreinigungsanlage behandelt.

3.3.3.2 Randbedingungen

Im Gegensatz zur Verwertung von Klärschlamm in Zementwerken, wird in Fernheizkraftwerken/Kohlekraftwerken meist teilentwässerter Klärschlamm eingesetzt. Versuche zeigen, dass bei fachgerechtem Einsatz sowohl der Einfluss auf das Emissionsverhalten, als auch die Qualitätsanforderungen an die Reststoffe erfüllt werden (u.a. beschrieben in MAIER et al. 1999). Im gegenständlichen Fall wird als begrenzender Faktor des Einsatzes von Klärschlamm der Anteil der Klärschlammasche an der Gesamtasche herangezogen. In der Studie wird ein Wert von 5 % unterstellt, der sich auch aus den Vorgaben der DIN EN 450

ergibt, wo die erforderliche Qualität der Flugasche aus Kohlekraftwerken definiert wird. Dort wird der Anteil der Klärschlammasche an der Gesamtasche maximal 10% limitiert. Diese Norm wird üblicherweise auch bei Braunkohlekraftwerken berücksichtigt (STEIER, 2003a). Werden diese Maximalanteile nicht überschritten, so ist nicht mit einer signifikanten Änderung der Asche- und Schlackezusammensetzung zu rechnen (STEIER, 2003b). Auch die Qualität des REA-Gipses wird trotz einer bevorzugten Ablagerung des Schwermetalls Quecksilber im Gips nicht nennenswert beeinflusst [BUCK & TRIEBL, 2000; WIERICK et al. 2001; STEIER, 2003b).

Daraus folgt eine Einsatzmenge von 25 t KS_{TS} pro Tag, die über eine durchschnittliche Betriebsdauer von 225 Tagen pro Jahr, eine Klärschlammmenge von 5.625 t KS_{TS} pro Jahr ergibt. Die damit verbundenen Randparameter sind in Tab. 2 dargestellt. Die Transferfaktoren von Quecksilber in das Abgas liegen je nach eingesetzter Technologie zwischen 5 und knapp 60 % (NRW, 2003). In der Studie wird aufgrund der sehr modernen technischen Abgasreinigung ein Transferfaktor in das Abgas von 15 % unterstellt.

Tab. 2: Randbedingungen für die Mitverbrennung von Klärschlamm in einem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk

Parameter	Einheit	Wert
Klärschlammeinsatz	[t.a ⁻¹]	5.625
Produktionsstunden	[h.a ⁻¹]	5.520
Anteil der Klärschlammasche	[%]	5
Transferfaktor Abgas	-	0,15
durchschnittlicher Hg-Gehalt	[mg.kg ⁻¹]	1,35
Rauchgasmenge (6,5% O ₂)	[Nm ³ .h ⁻¹]	900.000
Energieinhalt KS (10% Feuchte)	[GJ.t ⁻¹]	12
Erzeugung (elektrisch)	[GWh]	1.361
Erzeugung (thermisch)	[GWh]	651

Die wesentlichen Austragspfade von Quecksilber im Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk sind in Abb. 6 dargestellt. Dabei handelt es sich um die Pfade Abgas, Gips, Prozessfilterkuchen aus der Abwasserreinigung sowie Flug- und Grobasche.

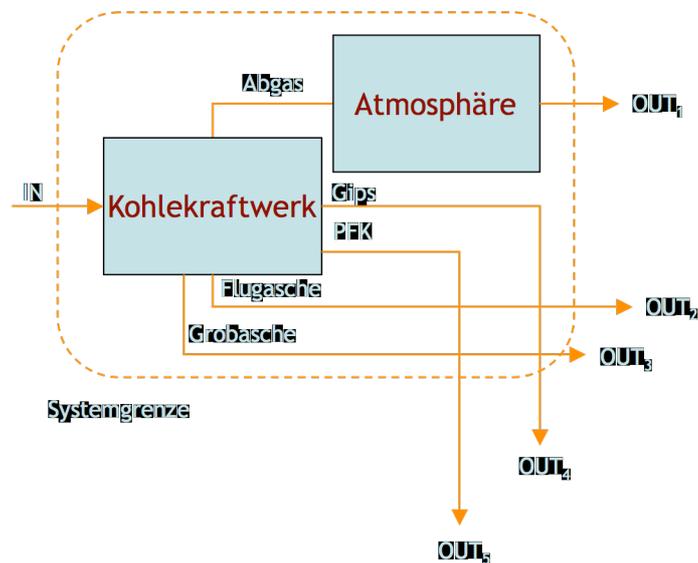


Abb. 6: Schema der Quecksilberpfade im Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk

Der von der Behörde vorgeschriebene maximale Hg-Gehalt für den Einsatz von Klärschläm-
men im Fernheizkraftwerk Mellach liegt derzeit bei $2,4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Tab. 3: Austragspfade und Transferfaktoren für Quecksilber im Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk

Austragspfad	Transferfaktor
Abgas	0,15
Gips aus der Abgasreinigung	0,25
Prozessfilterkuchen aus der Abwasserreinigung	0,33
Flugasche	0,25
Grobasche	0,02

3.3.4 Beseitigung in einer Monoverbrennung

3.3.4.1 Technologie

Die Verbrennungsanlage besteht aus einer stationären Wirbelschichtfeuerung (BFBC) samt Abhitzeessel. Im Wirbelbett kommt es zu einer unterstöchiometrischen Verbrennung bei gestufter Luftzufuhr. Der Verbrennungsluft wird geregelt Rauchgas beigemischt (Rauchgasrezirkulation), um hohe Brennraumtemperaturen zu vermeiden, die Schlackebildung zu verringern und generell einen besseren Wirkungsgrad zu erzielen. Die Vorentstaubung wird mit Zyklonen vorgenommen. Die Abgasbehandlung erfolgt in einer trockenen⁴, nassen⁵ und katalytischen⁶ Abgasreinigungsanlage.

Der angelieferte und mechanisch entwässerte Klärschlamm wird in einen eigenen Klärschlamm bunker gekippt. Von dort wird er mit einer Dickstoffpumpe direkt in den Kessel gefördert.

In einer mehrstufigen Abwasserbehandlungsanlage werden die Abwässer aus der sauren Wäscherstufe gemeinsam mit den Abwässern der SO₂-Stufe und anderen Abwässern gereinigt. Der im Kessel erzeugte Dampf wird in eine Turbine eingespeist. In der Turbine erfolgt die Entspannung des Dampfes zu Niederdruckdampf unter Gewinnung von Strom.

3.3.4.2 Randbedingungen

Bei der Monoverbrennung und der Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen ist die Qualität der Klärschlämme von untergeordneter Bedeutung. Es handelt sich in beiden Fällen um reine Abfallbehandlungsanlagen, deren Hauptzweck die Beseitigung des Abfalls und nicht die Verwertung der Reststoffe ist. Ausgegangen wird von einem ganzjährigen Betrieb der Anlage und einem Transferfaktor für Quecksilber in das Abgas von 0,02 (Tab. 4).

⁴ Bei der trockenen Abgasreinigung werden Flugasche und damit auch organische Verbindungen wie PCDD/F und SO₃ im Gewebefilter abgeschieden.

⁵ In der ersten Stufe der nassen Abgasreinigung werden HCl, HF und Quecksilberverbindungen im sauren Waschwasser absorbiert. In der zweiten Stufe der nassen Abgasreinigung wird SO₂ in einer Suspension aus Gips und Kalkhydrat absorbiert.

⁶ Bei der katalytischen Abgasreinigung werden die aus der nassen Abgasreinigung austretenden Rauchgase mittels Wärmeverschiebesystems und Hochdruckdampfwärmetauschers auf die für die katalytische Entstickung notwendige Temperatur aufgeheizt und nach dem Katalysator wieder abgekühlt.

Tab. 4: Randbedingungen für die Beseitigung von Klärschlamm in einer Monoverbrennung

Parameter	Einheit	Wert
Produktionsstunden	[h.a ⁻¹]	8.000
Transferfaktor Abgas	-	0,02
durchschnittlicher Hg-Gehalt	[mg.kg ⁻¹]	1,35
Rauchgasmenge	[Nm ³ .h ⁻¹]	80.000
Energieinhalt KS (10% Feuchte)	[GJ.t ⁻¹]	12

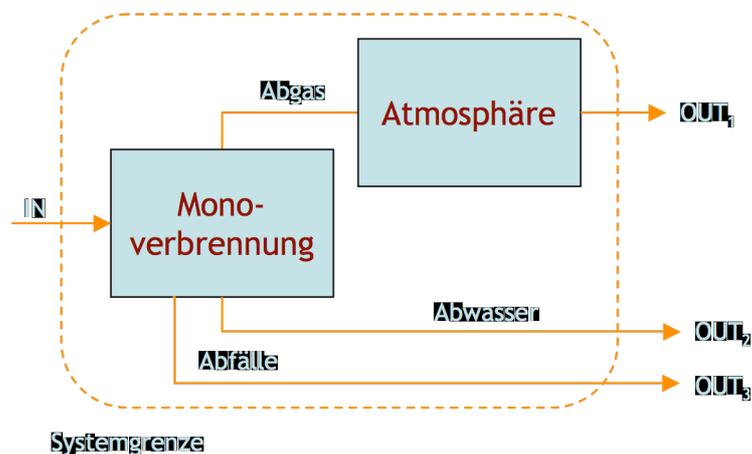


Abb. 7: Schema der Quecksilberpfade in einer Monoverbrennung

3.3.5 Frachtberechnungen nach ÖNORM M 9440

Die Berechnung der Depositionsrates für luftbürtiges Quecksilber erfolgt nach den Vorgaben der ÖNORM M 9440. Da luftbürtiges Quecksilber zu über 90 % gasförmig in Erscheinung tritt, wird die verwendete Sinkgeschwindigkeit jener von Gasen gleichgestellt (0,5 cm/s). Als Verdünnung zwischen Emission und Immission werden Werte herangezogen, wie sie für jeweilige Standorte typisch sind.

4. Rechtlicher Rahmen der Klärschlammverwertung

Seit 1986 regelt die Richtlinie RL-86/278, den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. Insbesondere ist

„... die Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft so zu regeln, dass schädliche Auswirkungen auf Böden, Vegetation, Tiere und Menschen verhindert und zugleich eine ordnungsgemäße Verwendung von Klärschlamm gefördert werden“.

Ein 1999 von der EU vorgelegter Entwurf für eine Novellierung der RL-86/278 wird nach wie vor kontrovers diskutiert. Hierzu existiert ein EU-Arbeitsdokument (3. Entwurf, 2000) in dem für Schwermetalle und organische Schadstoffe Grenzwerte (ab 2015 bzw. 2025) vorgeschlagen werden. Den offiziellen Letztstand der Diskussion bildet eine konsolidierte Fassung der RL-86/278 vom 5.6.2003 ab.

Die österreichischen Bundesländer haben inzwischen eine richtlinienkonforme Regelung der landwirtschaftlichen KS-Verwertung (teilweise auf Basis einer ÖWAV-Richtlinie und teilweise selbst entwickelt) umgesetzt.

Tab. 5: Gegenüberstellung der Klärschlamm- und Bodengrenzwerte der RL-86/278 und des derzeitigen Entwurfes (3. Entwurf)

Klärschlammgehalte				
Parameter	86/278	dzt. Entwurf	ab 2015	ab 2025
Hg [mg.kg ⁻¹ TS]	16-25	10	5	2
Hg [g.ha ⁻¹ .a ⁻¹]	100	30	15	6
Bodengehalte				
[mg.kg ⁻¹ TS]	86/278	5 ≤ pH < 6	6 ≤ pH < 7	pH ≥ 7
Hg	1,0-1,5	0,1	0,5	1,0

Die EU-Klärschlammrichtlinie (RL 86/278) wurde in der Steiermark mit dem Steiermärkischen landwirtschaftlichen Bodenschutzgesetz, LGBl.Nr. 66/1987, zuletzt geändert durch

LGBL.Nr. 8/2004 sowie mit der Klärschlammverordnung, LGBL.Nr. 89/1987⁷, zuletzt geändert durch LGBL.Nr. 73/2003, umgesetzt.

Demnach ist die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm nur bei nachgewiesener Klärschlammqualität und Bodeneigung sowie auf der Grundlage eines Aufbringungszeugnisses zulässig und sind darüber hinaus maximale Aufbringungsmengen zu beachten. Im speziellen gilt folgendes:

- Aufbringungsverbote:
 - auf Gemüse- und Beerenobstkulturen
 - auf Wiesen, Weiden und im Feldfutterbau, ausgenommen im Herbst nach der letzten Nutzung
 - auf wassergesättigten oder durchgefrorenen landwirtschaftlichen Böden
 - auf landwirtschaftlichen Böden in Hanglagen und Abschwemmungsgefahr
 - in verkarsteten Gebieten und auf Mooren
- Aufbringungsmengen von Klärschlamm:
 - max. 2,5 t_{TS} auf Ackerland und max. 1,25 t_{TS} auf Grünland pro Hektar und Jahr; doppelte Mengen, wenn im Vorjahr keine Aufbringung erfolgt ist.
 - Auf Ackerflächen darf Klärschlamm nur aufgebracht werden, wenn er vor der Saat eingearbeitet wird. Bei Silo- und Körnermais ist die Aufbringung bis zu einer Wuchshöhe von 30 cm und bei Getreide bis vor dem Schossen zulässig.

Vorschläge für eine sachgerechte Ausbringung von Klärschlamm in landwirtschaftlichen Kulturen liefert auch das ÖWAV-Regelblatt 17 (2. Auflage, 2004), in dem Vorschläge für die Hg-Frachtbegrenzung absolut, als auch bezogen auf den P₂O₅-Gehalt des auszubringenden KS enthalten sind. Ein Grenzwert ist in der DMV vorgesehen (Tab. 6).

⁷ Verordnung der Steiermärkischen Landesregierung vom 14. Dezember 1987 über die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Böden. Stammfassung: LGBL. Nr. 89/1987; Novellen: (1) LGBL. Nr. 11/1988 (KB), (2) LGBL. Nr. 51/2000, (3) LGBL. Nr. 73/2003

Tab. 6: Grenz- und Richtwerte für Hg-Frachtbegrenzungen

BGBL. 100/2004	ÖWAV-Regelblatt 17			
Fracht _{absolut}	Fracht _{absolut}	Konzentration _{P₂O₅}		Fracht _{P₂O₅}
[g.ha ⁻¹ .a ⁻¹]	[g.ha ⁻¹ .a ⁻¹]	[mg.kg ⁻¹ P ₂ O ₅]	[mg.kg ⁻¹ _{TS}]	[g.ha ⁻¹ .a ⁻¹]
5	6	50	2	6

Der in Tab. 6 angeführte Bezug auf den Phosphorgehalt besagt bei einer unterstellten Ausbringungsmenge von 3 t_{TS}.ha⁻¹.a⁻¹, dass bei einem KS mit 2 mg.kg⁻¹_{TS} Quecksilber und einem üblichen P₂O₅-Gehalt von 40g.kg⁻¹_{TS} das Hg : P₂O₅-Verhältnis 50 mg.kg⁻¹_{TS} beträgt. Die Phosphoreintrag ergibt bei der oben unterstellten Ausbringungsmenge 120 kg.ha⁻¹.a⁻¹, was sehr hohen Phosphoreinträgen entspricht. Der übliche Phosphorbedarf liegt je nach Kulturart zwischen 48 -53 kg P₂O₅.ha⁻¹.a⁻¹ (UBA_{BRD}, 2001). Vorausgesetzt wird, dass ein Klärschlamm dann ausgebracht werden darf, wenn er **entweder** die Begrenzung bezogen auf die Trockenmasse **oder** jene bezogen auf P₂O₅ eingehalten werden (ÖWAV, 2004).

Im Konnex dieser Studie, betreffend der anzustrebenden Minimierung des absoluten Hg-Eintrages in den Boden sowie die Ausschleusung von Schadstoffen in „letzte Senken“, markiert selbstverständlich das AWG (2002) mit seinen Zielen und Grundsätzen einer nachhaltigen Abfallwirtschaft eine entsprechend zu beachtende Rahmenbedingung.

5. Klärschlamm in der Steiermark

5.1 Mengen

5.1.1 Anfallende Mengen und deren Entwicklung

Ausgehend vom Jahr 1996 hat sich das Aufkommen an kommunalen Klärschlamm von über 20.000 Tonnen pro Jahr bis ins Jahr 2004 auf über 25.000 Tonnen pro Jahr gesteigert.

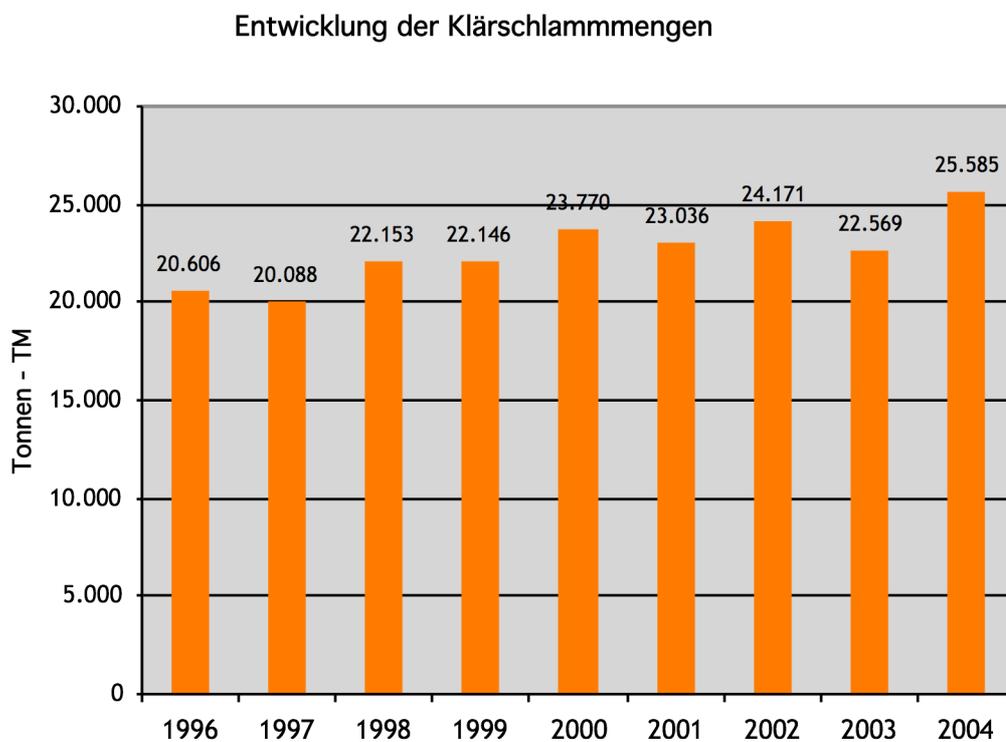


Abb. 8: Entwicklung der Klärschlammengen in der Steiermark, 1996 - 2004 (Quelle: FA 19A)

Nach Umsetzung einer flächendeckenden Entsorgung und Anpassung der Kläranlagen an den Stand der Technik wird die Klärschlammmenge zukünftig auf 25.000 - 30.000 t_{TS} pro Jahr ansteigen (STEIERMÄRKISCHES KLÄRSCHLAMMVERWERTUNGS- UND ENTSORGUNGSKONZEPT, 2000).

Der spezifische Klärschlammanfall betrug im Jahr 2004 rund 15,8 kg_{TS} · EW⁻¹ · a⁻¹.

5.1.2 Räumliche Verteilung des Klärschlammaufkommens

Von OBERNBERGER et al. (2006) wurden im Zeitraum 2000-2004 die Steiermärkischen Kläranlagen mit einem Klärschlammaufkommen von durchschnittlich über $100 \text{ t}_{\text{TS}} \cdot \text{a}^{-1}$ betrachtet.

Es finden sich drei große Kläranlagen in Gratkorn, Graz-Gössendorf und Pöls mit einem jährlichen kommunalen Klärschlammaufkommen von 3.400 bis 9.350 t pro Jahr, sieben in Leoben, Wildon, Hartberg, Knittelfeld, Voitsberg, Kapfenberg und Wagna-Leibnitz mit einer jährlichen Kapazität von 500 bis 1.252 t pro Jahr sowie über 30 Kläranlagen mit einem jährlichen Anfall von 100 bis 407 t pro Jahr (Bruck, St. Marein, Gleisdorf, Feldbach; Weiz, Zeltweg, Wartberg, Söding, Strass; Fürstenfeld, Stainz, Liezen, Trofaiach, Köflach-Gradnerbachtal, Langenwang, Zehndorf, Frohnleiten, Judenburg, Frauental; Lieboch, Bad Aussee, Köflach-Süd, St. Michael, Eisenerz, Bad Radkersburg, Murau, Sebersdorf, Fohnsdorf, Sulmeck-Greith, Fladnitz/Raabtal, Hitzendorf, Lafnitz-Rohrbach, Pitschgau-Eibiswald, Dobl-Muttendorf, St. Johann/Saggautal).

5.2 Status Quo der steirischen Klärschlamm-Behandlung

5.2.1 Gängige Verwertungs- und Beseitigungsstrategien

Klärschlamm wird in Österreich

- auf landwirtschaftlichen Flächen oder auf Rekultivierungsflächen aufgebracht (z.T. nach Kompostierung)
- unter Nutzung der Energieinhalt thermisch behandelt (auch: dezentral) mit anschließender Deponierung der Reststoffe
- direkt auf Deponien abgelagert (nach Entwässerung)
- in Faultürmen zur Biogaserzeugung genutzt.

Klärschlammverwertung und -beseitigung in Ö - 2006

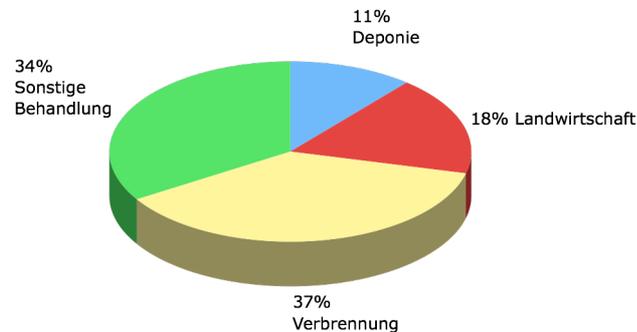


Abb. 9: Klärschlammverwertung und -beseitigung in Österreich, 2006 (Quelle: BAWPL, 2006)

Sonstige Behandlung:

- Export: Sonstige Behandlung = Biologische Behandlung
- Aufbereitung, Landschaftsbau und Bauzuschlagsstoff (bei sämtlichen Klärschlämmen)
- Zwischenlagerung und Kleinmengenabgaben (nur bei kommunalen Klärschlämmen)
- Unbekannte Behandlung

Die folgende Beschreibung der gängigsten Verwertungs- und Beseitigungsstrategien ist dem BAWPL 2006 entnommen.

5.2.1.1 Deponierung

In der Vergangenheit wurde Österreich weit ein Anteil von rund 11 % der kommunalen Klärschlämme einer Deponierung zugeführt. Aufgrund des in der Deponieverordnung verankerten Verbots der Ablagerung von organischen Abfällen ist die Deponie als Entsorgungsweg für Klärschlamm nicht mehr zulässig. Einzelne Ausnahmen betreffend der TOC-Begrenzung von 5 % sind auf Basis einer Verordnung des Landeshauptmannes bis längstens 31. Dezember 2008 möglich.

Darüber hinaus bestehen in einigen Bundesländern nicht zuletzt aufgrund der bislang noch

nicht vollends abgeklärten Gefahrenpotentiale von hormonell wirksamen Substanzen und organischen Schadstoffen, Schwermetallen sowie auch aus hygienerechtlichen Aspekten Verbote bezüglich der Aufbringung von Klärschlämmen auf den Boden. Trotz der möglichen Nutzung von Nährstoffen sollte daher die Aufbringung von Klärschlamm auf den Boden sehr restriktiv erfolgen. Diese veränderten Rahmenbedingungen erfordern jedenfalls eine zunehmende Inanspruchnahme sonstiger Behandlungsmöglichkeiten.

5.2.1.2 Thermische Behandlung

Die thermische Behandlung stellt eine ökologisch verträgliche, geeignete Behandlungsoption auch für schadstoffbelasteten Klärschlamm dar, wobei insbesondere folgende positive Aspekte bei der Verbrennung von Klärschlamm hervorzuheben sind:

- Vollständige Zerstörung organischer Schadstoffe
- Inertisierung und Hygenisierung des Abfalls
- Abtrennung anorganischer Schadstoffe
- Gewichts- und Volumenreduktion
- Energiegewinnung
- Emissionsreduktion treibhausrelevanter Gase (Kyoto-Ziel)

Die Rückgewinnung von Phosphor aus der Asche von Klärschlammmonoverbrennungsanlagen wird zukünftig wesentlich an Bedeutung gewinnen. Dadurch kann der Verlust des wertvollen Nährstoffes Phosphor verhindert werden, wodurch in der Folge eine Schonung der stark begrenzten natürlichen Phosphorressourcen mit niedrigen Cadmium- und Urangehalten erreicht werden kann. Bei der Mitverbrennung von Klärschlämmen in industriellen Feuerungsanlagen ist eine Limitierung der durch die Ersatzbrennstoffe eingebrachten Schadstofffrachten in Reststoffe oder Produkte erforderlich.

Im Speziellen wird dies durch die Vorschreibung von Inputgrenzwerten für Klärschlamm in Abhängigkeit von der nachfolgenden thermischen Behandlungsanlage erreicht. D. h. bei der Mitverbrennung von Klärschlamm in Zementwerken, (Kohle)Kraftwerken, Verbrennungsanlagen der Zellstoff- und Papierindustrie sowie der Span- und Faserplattenindustrie und in

den restlichen Mitverbrennungsanlagen sind insbesondere Grenzwerte für die maximal zulässigen Schwermetallgehalte festzulegen.

5.2.1.3 Mechanisch-biologische Vorbehandlung

Neben der thermischen Behandlung kann die mechanisch-biologische Behandlung nach dem Stand der Technik eine weitere Behandlungsoption für Klärschlämme darstellen, wobei die Eignung der jeweiligen mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlage (MBA-Anlage) zur Mitbehandlung von Klärschlämmen im Einzelfall zu prüfen ist.

5.2.1.4 Klärschlammkompostierung

Bei der Kompostierung von Klärschlamm gemeinsam mit kohlenstoffreichem Strukturmaterial (Stroh, Sägespäne, Häckselgut etc.) steht nicht so sehr die direkte Nährstoffwirkung als vielmehr der universelle Einsatz als Bodenverbesserungsmittel (Humusersatz) und Substrat in den vielfältigen Bereichen von Landschaftspflege, Gartenbau und Landwirtschaft im Vordergrund. Die Kompostierung von Klärschlämmen hat gemäß der Verwertung biologisch abbaubarer Abfälle mittels Kompostierung zu erfolgen.

5.2.2 Verwertungs- und Beseitigungsstrategien in der Steiermark

Die drei wichtigsten Möglichkeiten für die Verwertung bzw. die Beseitigung von Klärschlamm (KS), die derzeit in der Steiermark Bedeutung haben sind:

- Verwertung auf Böden (landwirtschaftliche Verwertung und Landschaftsbau); derzeit rd. 60% des anfallenden kommunalen KS
- Verbrennung (und Deponierung der Verbrennungsrückstände); derzeit rd. 19% des anfallenden kommunalen KS
- Ablagerung auf Deponien (nach entsprechender Vorbehandlung); derzeit rd. 10% des anfallenden kommunalen KS

Neben diesen drei Möglichkeiten spielen noch die Klärschlamm-trocknung und die Klärschlamm-Vererdung eine Rolle.

5.2.2.1 Klärschlammkompostierung

Rund 45% des gesamten Klärschlammanfalls - das sind 11.611 Tonnen - wurden 2004 vor der Verwendung in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau kompostiert.

5.2.2.2 Thermische Klärschlammbehandlung (Verbrennung)

Im Jahr 2004 wurden 4.981 t_{TS} kommunalen Klärschlammes einer thermischen Verwertung zugeführt. Das entspricht 19% des gesamten kommunalen Klärschlammaufkommens der Steiermark. In den Wirbelschichtanlagen der Papierfabriken der Firmen Norske Skog und Sappi sowie im Laugenverbrennungskessel der Fa. Pöls werden kommunale und industrielle Klärschlämme mit verbrannt.

5.2.2.3 Deponierung

Rund 10% der Klärschlammmenge, das entspricht 2.566 t_{TS}, wurden nach einer biologischen Vorbehandlung auf Deponien abgelagert. Seit dem 1. Jänner 2004 darf unbehandelter bzw. lediglich entwässerter Klärschlamm nicht mehr deponiert werden.

5.2.2.4 Klärschlamm Trocknung

Der Klärschlamm der Kläranlage Graz-Gössendorf wird zur Gänze in der unmittelbar an die Kläranlage angeschlossene mechanisch-thermische Klärschlamm Trocknungsanlage der AEVG behandelt. Der Klärschlamm des Abwasserverbandes Leibnitzerfeld Süd, des RHV Safen-Saifental und des RHV Lannach - Dobl wird in solaren Klärschlamm Trocknungsanlagen getrocknet.

5.2.2.5 Klärschlammvererdung

Derzeit werden rund 2% der Klärschlamm mengen einer Vererdung zugeführt. Dabei wird Klärschlamm in eigenen Vererdungsanlagen - zumeist mit Schilf bepflanzt - auf natürliche Weise entwässert und in ein nährstoffreiches Substrat umgewandelt.

Vererdungsanlagen: Heiligenkreuz am Waasen, Kläranlage Weinitzen, Grosshart, Wies, Sankt Nikolai, Zwaring-Pöls

Von den im Jahr 2004 angefallenen 25.580 Tonnen Klärschlamm wurden

- 60% einer Verwertung in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau zugeführt,
- 10% wurden deponiert und
- 19% thermisch verwertet.
- 11% wurden einer sonstigen Verwertung zugeführt.

Klärschlammverwertung und -beseitigung in STMK - 2004

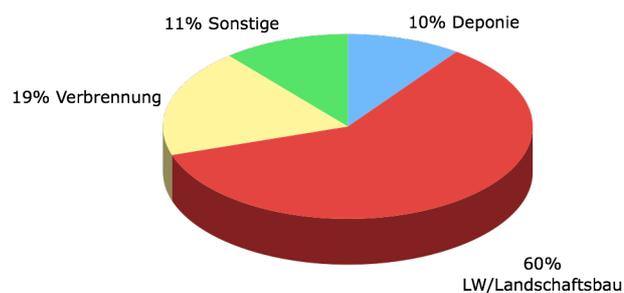


Abb. 10: Klärschlammverwertung und -beseitigung in der Steiermark, 2004 (Quelle: FA 19D)

Im Jahr 2003 verteilten sich die Entsorgungs- und Verwertungswege der kommunalen Klärschlämme (22.650 t) in der Steiermark wie folgt:

- 59% Verwertung in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau
- 24% Deponie
- 9% Verbrennung
- 8% Sonstige

Dies entspricht den Angaben im Bundesabfallwirtschaftsplan 2006, wobei dort die 32% für Landschaftsbau der sonstigen Behandlung zugerechnet werden.

Beim Vergleich mit den bundesweiten Daten der Klärschlammverwertung und -beseitigung ist auffällig, dass in der Steiermark verhältnismäßig mehr Klärschlämme in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau eingesetzt werden (18:27) und verhältnismäßig weniger in die Verbrennung gehen (37:19).

5.2.2.6 Behandlung von kommunalen Klärschlämmen

Mit Stand Dezember 2003 waren in der Steiermark 506 Abwasserreinigungsanlagen größer als 50 EW mit einer Reinigungskapazität von 2,03 Mio. EW in Betrieb. Die Auslastung betrug etwa 82%, das entspricht ca. 1,67 Mio. EW. Die Klärschlämme aus den kommunalen Anlagen der Steiermark werden vor der Weitergabe einer Stabilisierung (57% aerob, 43% anaerob) unterzogen.

38% des Klärschlammaufkommens werden von den Kläranlagenbetreibern gemäß den derzeit geltenden Bestimmungen der Stmk. Klärschlammverordnung direkt zu landwirtschaftlichen Betrieben verbracht und die restlichen 62% werden berechtigten Entsorgern zur Abfallbehandlung (Vererdung, Kompostierung, Verbrennung) übergeben.

Tab. 7: Anlagen zur Klärschlammbehandlung in der Steiermark - 2004

Anlagenstandort	Behandlungsart	Betreiber
MVA Niklasdorf	Verbrennung	ENAGES mbH
Gratkorn	Verbrennung	SAPPI
Zementwerk Retznei	Mitverbrennung	Lafarge Perlmooser GmbH
Kraftwerk Mellach	Mitverbrennung	Verbund ATP
Halbenrain	mechanisch-biologisch	A.S.A. Abfallservice Halbenrain
Frohnleiten	mechanisch-biologisch	Servus Abfall
Allerheiligen	mechanisch-biologisch	AWV Mürzverband
Gössendorf	technische Trocknung	AEVG
Frohnleiten	technische Trocknung	ABL - Frohnleiten GmbH
Straß	solare Trocknung	KA Straß des AWV Leibnitzerfeld
Dobl-Muttendorf	solare Trocknung	RHV Unteres Kainachtal
Sebersdorf	solare Trocknung	RHV Safen-Saifental

Seit September 2006 erfolgt in der Kläranlage Knittelfeld (AWV Knittelfeld und Umgebung)

In den Organoquecksilberverbindungen ist das Quecksilber an ein Kohlenstoffatom gebunden und bildet mit organischen und anorganischen Säuren Salze wie beispielsweise Chloride oder Acetate. Organoquecksilberverbindungen sind gut fettlöslich, wobei das Methylquecksilber eine führende Bedeutung einnimmt. Mikroorganismen sind in der Lage, anorganische Quecksilberverbindungen in Methylquecksilber überzuführen, welches sich aufgrund der hohen Fettlöslichkeit gut in der Nahrungskette und in Organismen anreichert.

Für Mensch und Tier ist Quecksilber toxisch und für Pflanzen ernährungsphysiologisch nicht essentiell. Seine umweltrelevante Bedeutung liegt in der Fähigkeit, sich in der Nahrungskette anzureichern. Der Großteil des in der Atmosphäre vorkommenden gasförmigen Quecksilbers liegt als elementarer Quecksilberdampf vor, welcher sich Jahre in der Atmosphäre halten kann und über große Entfernungen (mehrere tausend Kilometer) transportiert wird (EPA, 1997). Quecksilber im Wasser, Boden, Sedimenten, Pflanzen und Tieren ist überwiegend anorganisch - oder organisch gebundenes Quecksilber. Die anorganische Form ist entweder an luftbürtige Partikel gebunden oder gasförmig und wird durch Niederschlag ausgewaschen und/oder durch trockene Deposition aus der Atmosphäre ausgetragen. Den Hauptteil der Einträge liefert die nasse Deposition. Alles in allem gestaltet sich der Quecksilberkreislauf äußerst komplex, weil Quecksilber verschiedene chemische und physikalische Transformationen zwischen verschiedenen Kompartimenten von Ökosystemen durchläuft, welche zur Gänze noch nicht verstanden werden (EPA, 1997).

5.2.4 Schadwirkung

Alle Hg-Verbindungen sind toxisch. Besonders giftig sind organische Quecksilberverbindungen (Methyl-Quecksilber). Quecksilber kann sich in der Nahrungskette stark anreichern, wobei die Quecksilberaufnahme durch Fischverzehr für den Menschen die bedeutendste Quelle darstellt (EPA, 1997). Auch in Waldpilzen (vor allem Steinpilze und wilde Champignonsarten) wird Hg, je nach Eiweißgehalt, stark angereichert (AICHBERGER, 1977).

Hg-Vergiftungen können sich in einer Schwächung des Immunsystems, Zahnfleischentzündungen, Kopfschmerzen, Benommenheit, Durchfall, neurologischen Störungen (Zittern, Hör-, Seh- und Sprachstörungen, etc.) Kreislaufkollaps und Schock äußern. Hg ist auch teratogen (embryoschädigend), aber nicht kanzerogen (krebserregend) oder mutagen (erbgutschädigend). Für Pflanzen ist Hg in den vorkommenden Konzentrationen - außer bei direkter Begasung mit elementaren Hg-Dämpfen - relativ ungiftig. In Pflanzen treten toxi-

sche Wirkungen in Form von Ertragsminderungen bei sensitiven Pflanzen bei Hg-Gehalten von 0,5 - 1 mg/kg auf. Kritische Werte für die Minderung des Ertrages von 10 % stellen Gehalte in Pflanzen von 1 - 8 mg/kg dar (MACNICOL & BECKETT, 1985). Phytotoxisch ist Quecksilber für Pflanzen erst bei sehr hohen Gehalten von > 200 mg/kg (AICHBERGER et al., 1993). Die Wirkungspfade von Quecksilber auf den Menschen sind in Abb. 12 dargestellt. Die mit Abstand wirksamsten Pfade stellen der Verzehr von (Meeres)Fisch und Amalgam aus Zahnfüllungen dar. Es folgt der Eintrag durch Gemüse, gefolgt von den luftbürtigen Quecksilberbelastungen. Die geringsten Belastungen sind durch Nahrungsmittel insbesondere über Milch zu erwarten.

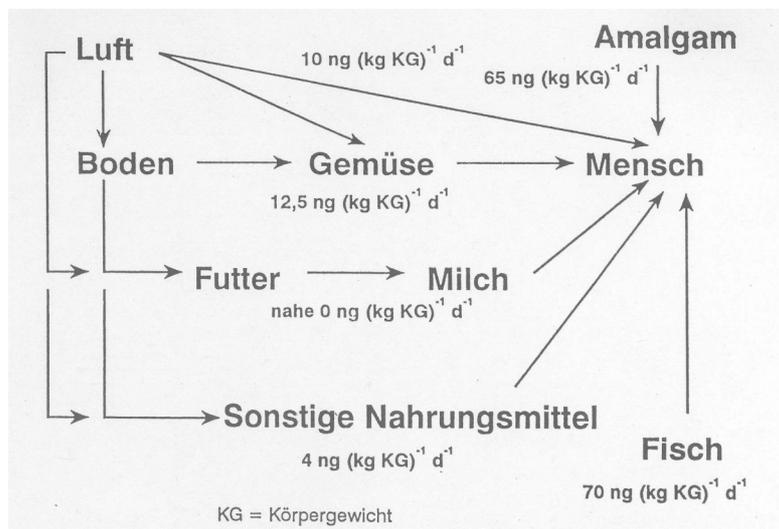


Abb. 12: Wirkungspfade von Quecksilber (LAI, 1995)

5.2.5 Quecksilbergehalte in Böden und Transfer in die Pflanze

Unbelastete Böden enthalten in der Regel weniger als 0,1 mg/kg Quecksilber (ADRIANO, 1986). Böden, die aus quecksilberhaltigem Muttergestein entstanden sind oder durch industrielle Prozesse kontaminiert wurden, können deutlich höhere Gehalte aufweisen. Durch Verwitterungsvorgänge und Anreicherungen können auch Böden mit Hg-armen Ausgangsmaterial höhere Quecksilberwerte erreichen.

Das im Boden in elementarer oder kationischer Form vorkommende Quecksilber, kann in verschiedene Spezifikationen umgewandelt werden, welche sehr von der Art und Weise der Umwandlung durch Mikroorganismen abhängen. Durch die hohe Affinität zu organischer Substanz wird die Verfügbarkeit und auch Toxizität herabgesetzt und die Anreicherung dadurch begünstigt. Verschiedene Quellen für Quecksilbereinträge auf Pflanzen sind in Tab. 8 angeführt.

Über die Atmosphäre eingetragenes Quecksilber reichert sich im Oberboden an und gelangt nur zu einem sehr geringen Teil in die Pflanze oder in tiefere Bodenschichten, da es von der organischen Substanz im Oberboden stark gebunden wird (WHITBEY et al. 1978, POELSTRA et al. 1974). Demzufolge ist der Transferkoeffizient Boden - Pflanze i.A. sehr gering und liegt zwischen 0,01 - 0,1 (SAUERBECK & STYPEREK, 1985; SCHUSTER, 1991; LINDQVIST et al. 1991). Wenn Quecksilber von der Wurzel aufgenommen wird, so wirkt diese als Barriere gegenüber einer weiteren Verteilung in andere Organe der Pflanze. MOSBAEK et al. (1988) zeigte, dass de facto ein sehr hoher Anteil des Quecksilbers (90-95 %), welches in oberirdischen Pflanzenorganen gefunden wurde, aus luftbürtigen Quellen stammt. 30-60 % des in Wurzeln gefundenen Quecksilbers war ebenfalls luftbürtig. Übertroffen wird dies nur durch Böden, wo hohes Quecksilberangebot herrscht. Dort kann die Aufnahme durch den Boden die Aufnahme durch die Luft deutlich übersteigen.

Tab. 8: Quellen von Quecksilbereinträgen auf Pflanzen (verändert nach JENKINS, 1981)

Aufnahme durch die Wurzel	Aufnahme durch Blätter und Stamm
Boden- und Grundwasser	Luftbürtige Deposition
Luftbürtige Deposition	Biozide für Pflanzen
Klärschlamm	Resuspension
Biozide für Boden oder Samen	
Dünger	

Die Mobilität des Quecksilbers im Boden ist gering und erst bei einem pH-Wert unter 4 zu beobachten. Sehr hoch wird sie bei pH-Werten <2,4. Bei geringen Gehalten organischer Anteile im Oberboden und hohen Niederschlägen kann Quecksilber durch Auswaschung in tiefere Bodenschichten verlagert werden. Die Bildung des hochtoxischen Methylquecksilbers beschränkt sich im Wesentlichen auf reduzierende Bedingungen in der Bodenmatrix.

Ein Teil des im Oberboden vorkommenden Quecksilbers kann auch durch chemische und/oder mikrobielle Aktivitäten ausgasen. Quecksilberevaporation aus belasteten Böden kann zu bedenklichen Anreicherungen in der Blattmasse von Kulturpflanzen und auch zu einer Verlagerung vom Blatt in die Wurzel führen (SCHLÜTER & GÄTH, 1998). Untersuchungen zeigen, dass durch die Ausbringung von Klärschlamm die regionale Methylquecksilberkonzentration der Umgebungsluft um rund 5 % zunimmt⁹ (CARPI et al., 1997).

5.2.6 Quecksilbergehalte in steirischen Böden

Die im Rahmen der steirischen Bodenzustandsinventur an 392 Standorten durchgeführten Quecksilberanalysen ergaben, dass 94 % der untersuchten Horizonte im Bereich natürlicher - in der Steiermark üblicher - Gehalte lagen, wobei der Normalwert¹⁰ mit 0,25 mg/kg definiert wird (KRAINER et al., 1998). An 32 Standorten wurde dieser Normalwert überschritten, wobei an 27 Standorten eine anthropogen verursachte Anreicherung nicht auszuschließen ist. Lediglich an zwei Standorten wird der Grenzwert von 2 mg/kg überschritten.

Tab. 9: Statistik der steirischen Quecksilbergehalte in Acker- und Grünlandböden

Nutzungsart	Median	Min	Max	Mittel
Acker / 0-20cm (n=135)	0,11	0	0,5	0,11
Acker / 20-50cm (n=135)	0,08	0	0,2	0,09
Acker / 50-70cm (n=126)	0,07	0	0,7	0,08
Grünland / 0-5cm (n=186)	0,13	0	4,8	0,20
Grünland, 5-20cm (n=186)	0,12	0	5,8	0,19
Grünland / 20-50cm (n=179)	0,09	0	1,7	0,13
Hochalm / 0-5cm (n=52)	0,13	0,1	0,5	0,17
Hochalm / 5-20cm (n=52)	0,08	0	0,3	0,11
Hochalm / 20-50cm (n=33)	0,06	0	0,3	0,09

⁹ Bei einer Applikation von 4,5 Tonnen (TS) Klärschlamm pro Acre ergibt sich eine Ausgasung von 12-24 pg.m⁻².h⁻¹ Monomethylquecksilber (MeHg) und rund 100 ng.m⁻².h⁻¹ an elementarem Quecksilber (H⁰).

¹⁰ Als Normalwert wird jener maximale Bodengehalt verstanden, der noch als naturgegebener steirischer Durchschnittsgehalt gilt. Höhere Gehalte weisen auf eine geogene Besonderheit und/oder einen anthropogen verursachten Eintrag hin. Die Berechnung des Normalwertes erfolgt durch die Addition des ausreißerbedingten Medianwertes, der zweifachen Standardabweichung der Gehalte der steirischen Unterböden plus des zweifachen Analysenfehlers (KRAINER et al., 1998).

Die in der Steiermark ermittelten Quecksilbergehalte liegen in jener Größenordnung, wie sie auch in Bodezustandsinventuren anderer Bundesländer (beispielsweise in Kärnten oder in Salzburg) gefunden wurden.

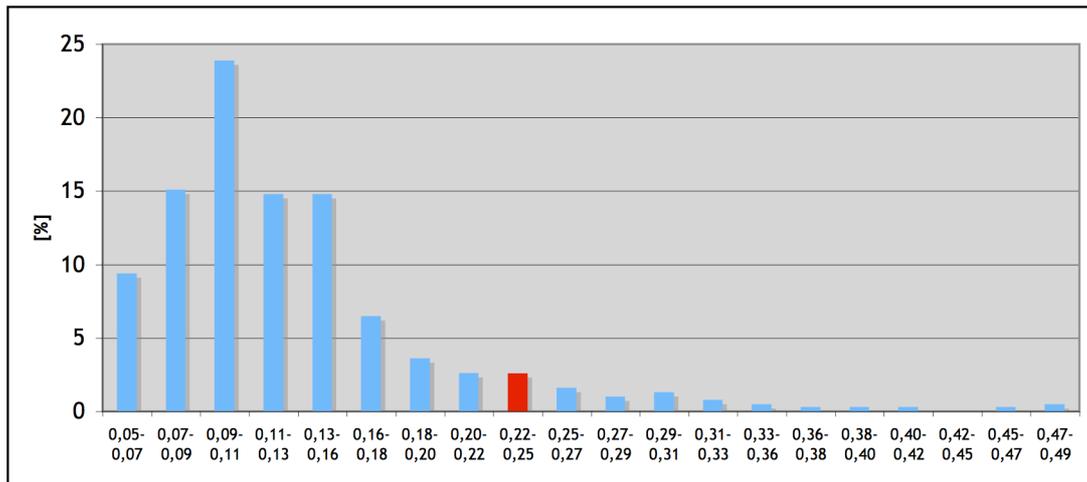


Abb. 13: Prozentuelle Häufigkeitsverteilung von Hg in steirischen landwirtschaftlich genutzten Böden (Bereich von 0 - 0,5 mg/kg, Normalwert rot gekennzeichnet)

5.2.7 Einträge

Quecksilber ist, in Bezug auf die natürliche Emission, nach dem Blei das relativ häufigste anthropogen emittierte Element. In Österreich wird der anthropogene Bruttoelementeintrag in Böden jährlich auf 0,2 - 7 g.ha⁻¹ geschätzt. Im Niederschlagswasser von Ballungs- und Industriegebieten wurde zehnmal so viel Quecksilber gefunden als in unbelasteten Gebieten. Vergleicht man rezente Quecksilberproben (über die letzten 15-20 Jahre) mit den Ergebnissen historischer Quecksilbergehalte, so wurde festgestellt, dass sich die frei verfügbare Quecksilberlast seit damals um den Faktor 2 - 5 erhöht hat (EPA, 1997).

5.3 Klärschlamm und Schadstoffe

Bei der Aufbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Flächen ist der Nutzen durch enthaltene Nährstoffe (vor allem Stickstoff und Phosphor) jenen Gefährdungen gegenüberzustellen, die durch Schadstoffe im Klärschlamm verursacht werden können. Bislang waren dabei besonders die Schwermetalle im Blickfeld. Immer mehr rücken aber auch organische Schadstoffe (Organozinnverbindungen, Lineare Alkylbenzolsulfonate, Nonylphenol, Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) und Chlorparaffine), endokrine Substanzen und mangelnde Hygienisierung in den Mittelpunkt, die problematische Auswirkungen auf Boden- und Grundwasser haben können.

5.3.1 Quecksilber in Klärschlämmen

Quecksilber besitzt Eigenschaften, die es für den Einsatz in einer Reihe von Prozessen und Produkten geeignet erscheinen lässt. Es leitet elektrische Energie, geht Verbindungen mit anderen Metallen ein und reagiert auf Temperatur- und Druckeinflüsse. Manche Quecksilberverbindungen haben schützende und konservierende Eigenschaften. Viele Produzenten haben in den letzten Jahren den Einsatz von Quecksilber in ihren Produkten und Prozessen z.T. radikal verringert, was sich auch in den sinkenden Quecksilbergehalten des Klärschlammes dokumentiert (Abb. 15).

Trotzdem gibt es noch genügend Produkte / Prozesse, die nach wie vor Quecksilber enthalten. Weltweit gesehen werden durch den gewerblichen Abbau von alluvialen und eluvialen Goldvorkommen, der Herstellung von Batterien und durch die Chloralkaliindustrie rund 75 % der Quecksilberemissionen verursacht (EU-Kommission, 2005). Die Gewinnung von Goldvorkommen hat im europäischen Teil der EU keine Bedeutung¹¹. Batterien und Akkumulatoren, die mehr als 0,0005 Gewichtsprozent Quecksilber enthalten¹², sind in der EU verboten (Richtlinie 91/157/EWG). Pflanzenschutzmittel (Spritzmittel und Beizen) auf Basis von Phenylquecksilber- und andere Organo-Quecksilber-Verbindungen sind in der EU verboten.

¹¹ in Französisch-Guyana spielt die Verwendung von Quecksilber im Goldbergbau eine große Bedeutung. Ein Verbot von Quecksilber wird von den französischen Behörden derzeit erwogen.

¹² ausgenommen sind Knopfzellen mit einem Quecksilbergehalt unter 2 Gewichtsprozent und militärisch und in der Raumfahrt genutzte Batterien und Akkumulatoren

In der EU sind derzeit daher folgende Prozesse in Bezug auf Quecksilber von Bedeutung: als Kathodenmaterial in der Chloralkalielektrolyse, als flüssiges Kontaktmittel in Schaltern und Gleichrichtern, als Katalysator bei der Feuervergoldung, zur Füllung von Barometern und Thermometern, als Sperrflüssigkeit beim Auffangen von Gasen, in Quecksilber-Diffusionspumpen, Manometern, Gasanalyse-Apparaten, Leuchtstoffröhren, Quecksilberdampflampen, Gleichrichtern, Tropfelektroden, zur Herstellung von fungiziden und anti-septischen Quecksilber-Verbindungen, von Dental-Legierungen und zur Herstellung von Knallquecksilber für Zünder. In Infrarotdetektoren werden neuerdings (Hg-Cd)- und (Hg-Zn)-Telluride eingesetzt. Eine weitere Hg-Quelle stellen Leuchtstoffröhren dar, die 5 - 20 mg Quecksilber pro Leuchtstoffröhre enthalten können. Jährlich befindet sich etwa soviel Hg im steiermärkischen Klärschlamm wie österreichweit in den gesammelten 1.420 t Leuchtstofflampen.¹³

In Bezug auf den Klärschlamm hat Quecksilber in der Dentaltechnik eine besondere Bedeutung. Amalgam, welches in der Dentaltechnik Verwendung findet, enthält rund 40 % Quecksilber. Der Rest setzt sich aus anderen Metallen wie Silber, Kupfer, Zinn und Spuren von Zink zusammen (BUWAL, 1988). Pro Jahr und durchschnittlicher Größe einer Zahnarztpraxis fallen vor der technischen Abscheidung rund 250 g Hg im festen Abfall und rund 150 g Hg im Abwasser an (ebenda). Nicht oder ungenügend funktionierende Abscheideeinrichtungen in Zahnarztpraxen können eine bedeutende Quecksilberquelle in Klärschlämmen sein.

5.3.2 Entwicklung der Konzentration von Hg im steirischen kommunalen Klärschlamm

5.3.2.1 Analysedaten der FA 17C

Die FA 17C analysierte als unabhängiges Umweltkontrollamt im Zeitraum von 1974-2003 den Klärschlamm auf Schwermetallkonzentrationen (Zn, Cu, Cr, Pb, Ni, Co, Mo, Cd und

¹³ Parameter zur Berechnung: durchschnittl. Gewicht Leuchtstoffröhre 0,50 kg, durchschnittl. Hg-Gehalt 12 mg, 1.420 t Leuchtstoffröhren lt. Begleitscheinauswertung für BAWPL 2006

Hg). Dabei wurden im Beobachtungszeitraum von 1996-2001 jährlich zwischen 80 und 260 Anlagen analysiert¹⁴.

Vorhandene Analyseergebnissen von Klärschlammproben aus der gesamten Steiermark zeigen beträchtliche Unterschiede in den Quecksilberkonzentrationen, wie in Abb. 14 beispielhaft gezeigt wird.

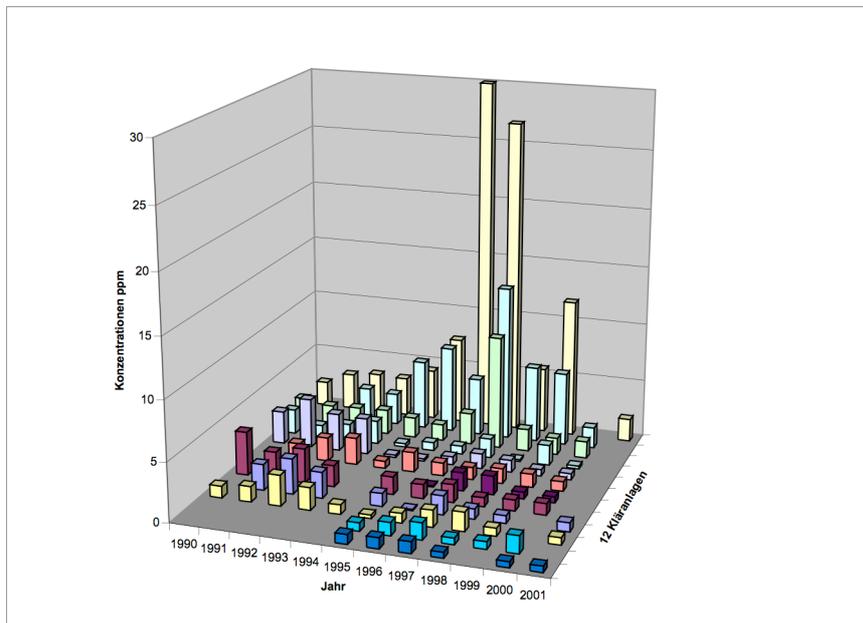


Abb. 14: Gemessene Quecksilberkonzentrationen in mg/kg TS in Klärschlammproben aus 12 Kläranlagen (Datenquelle: FA17C)

Die Entwicklung der Konzentrationen von Hg im Steiermärkischen kommunalen Klärschlamm von 1996-2001 auf Basis der Analysedaten der FA 17C zeigt die folgende Tabelle.

¹⁴ Da im Jahr 2002 nur mehr vier und im Jahr 2003 nur mehr eine Kläranlage analysiert wurden, finden die Analysen aus diesen beiden Jahren keine Berücksichtigung in der Auswertung.

Tab. 10: Entwicklung der Konzentrationen von Hg im steirischen Klärschlamm 1996-2001

[mg/kg TS]	1996	1997	1998	1999	2000	2001	1996-2001
median	1,50	2,20	2,00	1,30	1,00	0,90	1,40
min	0,20	0,50	0,20	0,40	0,20	0,40	0,09
max	12,30	27,10	26,40	43,10	19,40	29,50	43,10
x _{quer}	1,73	3,23	2,67	2,53	1,36	1,89	2,31
s	1,51	3,38	2,66	4,60	1,60	3,56	3,14
Quelle: FA17C							

5.3.2.2 Analysedaten der FA 19A

Von der FA 19A wurden weitere Analysedaten über Schwermetallgehalte (Zn, Cu, Cr, Pb, Ni, Co, Mo, Cd und Hg sowie zusätzlich Fe, Mn) zur Verfügung gestellt. Dabei handelt es sich um eine Sammlung der von den Kläranlagenbetreibern selbst durchgeführten Analysen. Im Beobachtungszeitraum von 1996-2005 übermittelten jährlich zwischen 74 und 114 Kläranlagenbetreiber Analysedaten an die FA 19A.

Die Entwicklung der Konzentrationen von Hg im Steiermärkischen kommunalen Klärschlamm von 1996-2005 auf Basis der Analysedaten der FA 19A zeigt die folgende Tabelle.

Tab. 11: Entwicklung der Konzentrationen von Hg im steirischen Klärschlamm 1996-2005

[mg/kg TS]	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	1996-2005
median	1,20	1,30	1,20	1,16	1,00	0,76	0,97	0,86	0,73	0,60	0,98
min	0,10	0,02	0,01	0,10	0,05	0,07	0,07	0,04	0,08	0,12	0,01
max	10,0	10,0	9,52	6,38	4,70	8,30	8,90	10,0	3,62	9,60	10,0
x _{quer}	1,75	1,77	1,69	1,39	1,23	1,02	1,15	1,30	0,88	0,82	1,35
s	1,93	1,87	1,77	1,01	0,89	1,23	1,16	1,55	0,68	1,24	1,47
Quelle: FA19A											

5.3.2.3 Trend der Konzentrationen von Hg im Steiermärkischen kommunalen Klärschlamm

Die Konzentration von Hg im Klärschlamm im Beobachtungszeitraum 1996-2005 weist eine klar rückläufige Tendenz auf. Lag der Mittelwert im Jahr 1996 noch bei 1,75 mg/kg TS, kommt der Mittelwert im Jahr 2005 auf der Hälfte dieses Wertes - bei 0,82 mg/kg TS - zu liegen.

Für die weiteren Betrachtungen im Rahmen dieser Studie wird ein mittlerer Quecksilbergehalt im Klärschlamm von 1,35 mg.kg⁻¹_{TS} herangezogen (siehe Abbildung 6)¹⁵. Dies entspricht dem Mittelwert aus den Daten der FA19A im Zeitraum von 1996-2005. Der Mittelwert aus den Daten der FA17C beträgt 2,31 mg.kg⁻¹_{TS}. Aufgrund der nachgewiesenermaßen sinkenden Hg-Konzentrationen wird daher der realistischere Mittelwert von 1,35 mg.kg⁻¹_{TS} für die Stoffflussanalyse verwendet. Im Anhang befindet sich zum Vergleich eine Betrachtung mit einem mittleren Quecksilbergehalt im Klärschlamm von 2,31 mg.kg⁻¹_{TS}.

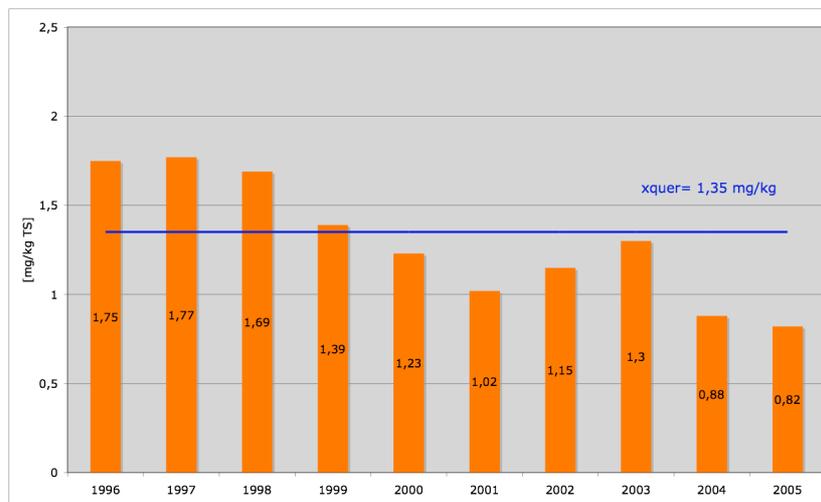


Abb. 15: Mittelwerte der Konzentrationen von Hg im steirischen kommunalen Klärschlamm 1996-2005 (Quelle: FA 19A)

¹⁵ Die Daten zwischen FA17C (Eigenanalysen) und FA19D (Analysen wurden von den Betreibern beigestellt) zeigen hinsichtlich der Quecksilbergehalte z.T. deutliche Unterschiede. Auf mögliche Ursachen dieses Sachverhaltes (saisonale Schwankungen des Quecksilbergehaltes, unterschiedliche Messmethoden etc.) wird hier nicht weiter eingegangen. Zu erkennen ist, dass die Daten der FA17C durchwegs höher ausfallen.

Vergleicht man die Quecksilbergehalte der steirischen Klärschlämme mit jenen anderer Bundesländer, so sind dort ähnliche Belastungsniveaus (mit Ausnahme der generell höheren Daten aus der FA17C) festzustellen (Tab. 12).

Tab. 12: Median und 90%-Perzentile von Klärschlammanalysen verschiedener Bundesländer

[mg/kg TS]	Steiermark		OÖ/NÖ/K/B ¹⁶
	FA17C	FA 19A	
Zeitraum	1996-2001	1996-2005	1995-1999
Median	1,4	0,9	0,8
90%-Perzentil	5,4	2,7	2,9

5.3.3 Aufbringungsmengen von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Böden

Die Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen hat zweifelsohne positive Wirkung auf die Ertragszuwächse landwirtschaftlicher Kulturen, was auch in zahlreichen Arbeiten nachgewiesen wurde (u.a. in SCHAAF, 1986).

Die zusätzliche Belastung von Böden durch Quecksilber kann die Eignung von Böden für den Anbau von Nahrungs- und Futterpflanzen in Frage stellen. Für Quecksilber gilt, dass es zunächst Pflanzenwachstum beeinträchtigt, bevor es zu hohen Gehalten in Pflanzen kommt (siehe Kap. 5.2.5). Daher ist sicherzustellen, dass eine langfristige Applikation von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Böden keine Anreicherung von Schadstoffen im Boden forciert.

Voraussetzung für eine Verwertung ist der Nutzen der Maßnahme und die Erfüllung eines konkreten Zwecks. Die Ausbringung hat zu Düngungszwecken zu erfolgen, d.h. sie muss zeitlich und mengenmäßig auf den Pflanzenbewuchs und die Bodenbeschaffenheit abgestimmt sein. Sowohl im Falle der landwirtschaftlichen als auch der nicht-landwirtschaftlichen Aufbringung liegt nur dann eine Verwertung vor, wenn die Nährstoffe,

¹⁶ Werte repräsentieren ca. 400 Einzelproben in der Zeit von 1995-1999 (zit. in ZESSNER & AICHBERGER, 2003)

die zugeführt werden, den tatsächlich vorhandenen Nährstoffbedarf widerspiegeln. Dabei müssen eine Reihe von Randbedingungen eingehalten werden, die in verschiedenen Richtlinien und Gesetzestexten definiert sind, auf die hier nicht weiter eingegangen wird.

Der Stand der Technik für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm ist im Ö-WAV-Regelblatt 17 „Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm“¹⁷ festgeschrieben.

Allerdings können durch die Verwendung von Klärschlamm als Dünger auch die Schwermetallgehalte im Oberboden z.T. deutlich angehoben werden (u.a. in DIEZ & BIEHLER, 1983; KELLER & DESAULES, 1997; SIEGENTHALER et al. 1999; BUWAL, 2005). Exemplarisch wird dieser Sachverhalt für mehrere Schwermetalle in Abb. 16 dargestellt.

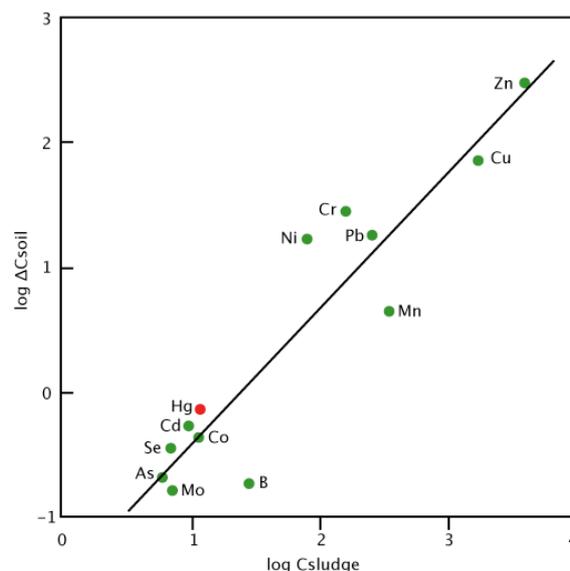


Abb. 16: Verhältnis der Konzentration von Schwermetallen in Klärschlamm (C_{sludge}) und der Zunahme von Schwermetallen im Boden (ΔC_{soil}) bei Aufbringung von Klärschlamm (ANDERSSON & NILSSON, 1972)

Im Vergleich mit organischen Düngern besitzt Klärschlamm i.d.R. deutlich höhere Quecksilbergehalte (Tab. 13). Bezieht man den Quecksilbergehalt auf den jeweiligen Phosphorgehalt der einzelnen Dünger, so zeigt sich ebenfalls, dass der steirische Klärschlamm im

¹⁷ 2. vollständig überarbeitete Auflage, 2004

Verhältnis zu anderen organischen Düngern deutlich höhere Quecksilbergehalte aufweist. Dies gibt auch einen Hinweis auf die Eignung der jeweiligen Dünger als Phosphordünger. Klärschlamm ist im Hinblick auf den Quecksilbereintrag nur suboptimal als Phosphordünger geeignet.

Tab. 13: Hg-Gehalte im Klärschlamm im Vergleich mit verschiedenen organischen Düngern (UBA_{BRD}, 2001; ZEISSNER & AICHBERGER, 2003)

Klär-schlamm ¹⁸	Rinder-gülle	Schweine-gülle	Stall-mist	Bio-kompost
[mg.kg ⁻¹ _{TS}]				
0,9 - 1,4	0,06-0,1	0,02-0,2	0,03-0,05	0,15

Tab. 14: Hg-Gehalte im Klärschlamm im Vergleich mit verschiedenen organischen Düngern bezogen auf den Phosphorgehalt (verändert nach ZEISSNER & AICHBERGER, 2003)

Klär-schlamm	Rinder-gülle	Schweine-gülle	Stall-mist	Bio-kompost
[mg.kg ⁻¹ _{TS} P ₂ O ₅]				
18-28	5	4	2	15

Tab. 15: mittlere Hg-Einträge durch Düngemittel nach durchschnittlichem Pflanzenentzug und einem durchschnittlichen P₂O₅-Bedarf von 50 kg.a⁻¹ (UBA_{BRD},2001)

Klär-schlamm ¹⁹	Rinder-gülle	Schweine-gülle	Stall-mist	Bio-kompost
[g.ha ⁻¹ .a ⁻¹]				
1,03	0,13	0,02	0,04-0,08	0,98

Als Beurteilungsgrundlage für den tolerierten Eintrag von Quecksilber in Böden sind die in Tab. 16 und Tab. 17 angeführten Grenzwerte bindend. Wenn die Schwermetallgehalte der Klärschlämme für den jeweiligen Anwendungsfall über diesen Grenzwerten liegen, kann nicht mehr von einer zulässigen Verwertung ausgegangen werden.

¹⁸ Grundlage sind die Medianwerte der Klärschlamm Daten der Steiermark (FA17C, FA19A)

¹⁹ Grundlage sind die Medianwerte der Klärschlamm Daten der Steiermark (FA17C, FA19A)

Tab. 16: Grenz- und Messwerte für Hg im Falle der landwirtschaftlichen Verwertung von KS

[mg.kg ⁻¹ TS]	Grenzwert	Messwert			Grenzwert EU		
	LGBL. 66/1987	med	90%-Perz.	max	Entwurf	ab 2015	ab 2025
Gehalt	10	1,4/0,9	5,4/2,7	43,1/10	10	5	2

Die in Tab. 16 dargestellten Werte zeigen, dass die 90%-Perzentilgehalte des steirischen Klärschlammes deutlich unter dem derzeit gültigen Grenzwert des LGBL. 66/1987 liegen, der aber nicht mehr dem Stand der aktuellen bodenkundlichen Erkenntnisse in Bezug auf die Gefährdung von Bodenfunktionen bei Eintrag von Quecksilber entspricht.

Tab. 17: Schwermetallfrachten von Quecksilber bei Umsetzung verschiedener Grenz- und Messwerte

[g.ha ⁻¹ .a ⁻¹]	Grenzwert	Messwert			Grenzwert EU			DMV
	LGBL. 66/1987	med	90%-Perz.	max	Entwurf	ab 2015	ab 2025	1998
Menge	2,5 t .a ⁻¹ KS _{TS}				3,0 t .a ⁻¹ KS _{TS}			2,5 t .a ⁻¹ KS _{TS}
Fracht	25	3,5/2,3	13,5/6,8	-	30	15	6	5

Ein ähnliches Bild ergibt die Betrachtung der Quecksilberfrachten, wo die Frachten aus den 90%-Perzentilwerten bei einer Applikation von 2,5 t .a⁻¹ KS_{TS} in etwa den Anforderungen der DMV von 5 g.ha⁻¹.a⁻¹ bzw. den Vorgaben der (noch in Diskussion befindlichen) EU-Bodenschutzrichtlinie in den Jahren 2015 und 2025 entsprechen.

6. Entwicklung von Szenarien

Folgende vier Szenarien zur Stoffflussbetrachtung von Quecksilber wurden gemeinsam mit den Auftraggebern erstellt:

- Szenario 1 - Steiermark
- Szenario 2 - Österreich
- Szenario 3 - Minimierung Landwirtschaft/Landschaftsbau
- Szenario 4 - Maximierung Monoverbrennung

Szenario 1 bildet - umgelegt auf die vier betrachteten Verwertungs- und Beseitigungsschienen - die Situation in der Steiermark ab, **Szenario 2** die Situation in Gesamtösterreich.²⁰ **Szenario 3** geht von einer drastischen Reduktion des Einsatzes von Klärschlamm in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau aus, zugunsten der drei anderen Verwertungswege. **Szenario 4** schließlich unterstellt eine überwiegende Verwertung des Klärschlammes in der Monoverbrennung (eine zentrale Anlage). Zur Vergleichbarkeit der Szenarien wurde die in der Steiermark anfallende Menge an Klärschlamm von 25.000 t.a⁻¹ für die Berechnungen zugrunde gelegt (Basisjahr 2004). Tab. 18 gibt einen Überblick über die vier Szenarien und zeigt die mengen- und prozentmäßige Verteilung des Klärschlammeinsatzes.

Tab. 18: Übersicht Szenarien

Stofffluss	Szenario 1 Steiermark		Szenario 2 Österreich		Szenario 3 Minimierung LW		Szenario 4 Maximierung Mono	
	[t/a]	%	[t/a]	%	[t/a]	%	[t/a]	%
Landwirtschaft	15.000	60	4.500	18	2.500	10	0	0
Zementwerk	4.250	17	12.250	49	12.250	49	2.500	10
Kohlekraftwerk	4.500	18	5.750	23	5.750	23	2.500	10
Monoverbrennung	1.250	5	2.500	10	4.500	18	20.000	80
	25.000	100	25.000	100	25.000	100	25.000	100

²⁰ Die prozentuelle Verteilung widerspiegelt aufgrund der Umlegung auf nur vier in der Stoffflussanalyse betrachteten Verwertungs- und Beseitigungsschienen nicht die tatsächliche Verteilung (vgl. Seite 26 und 30).

7. Stoffflussanalyse für Quecksilber in kommunalen Klärschlämmen

Insgesamt werden - bei einem unterstellten durchschnittlichen Hg-Gehalt von 1,35 mg/kg und der Jahresmenge von 25.000 t - 33,75 kg Quecksilber in das System eingebracht. Nach Verteilung dieser Gesamtfracht auf die vier Verwertungswege nach festgelegten Schlüsseln (siehe Tab. 18) erfolgt die Berechnung für jeden einzelnen Verwertungsweg und wird der Beitrag zur absoluten Hg-Fracht ausgewiesen.

7.1 Absolute Hg-Fracht Szenario 1

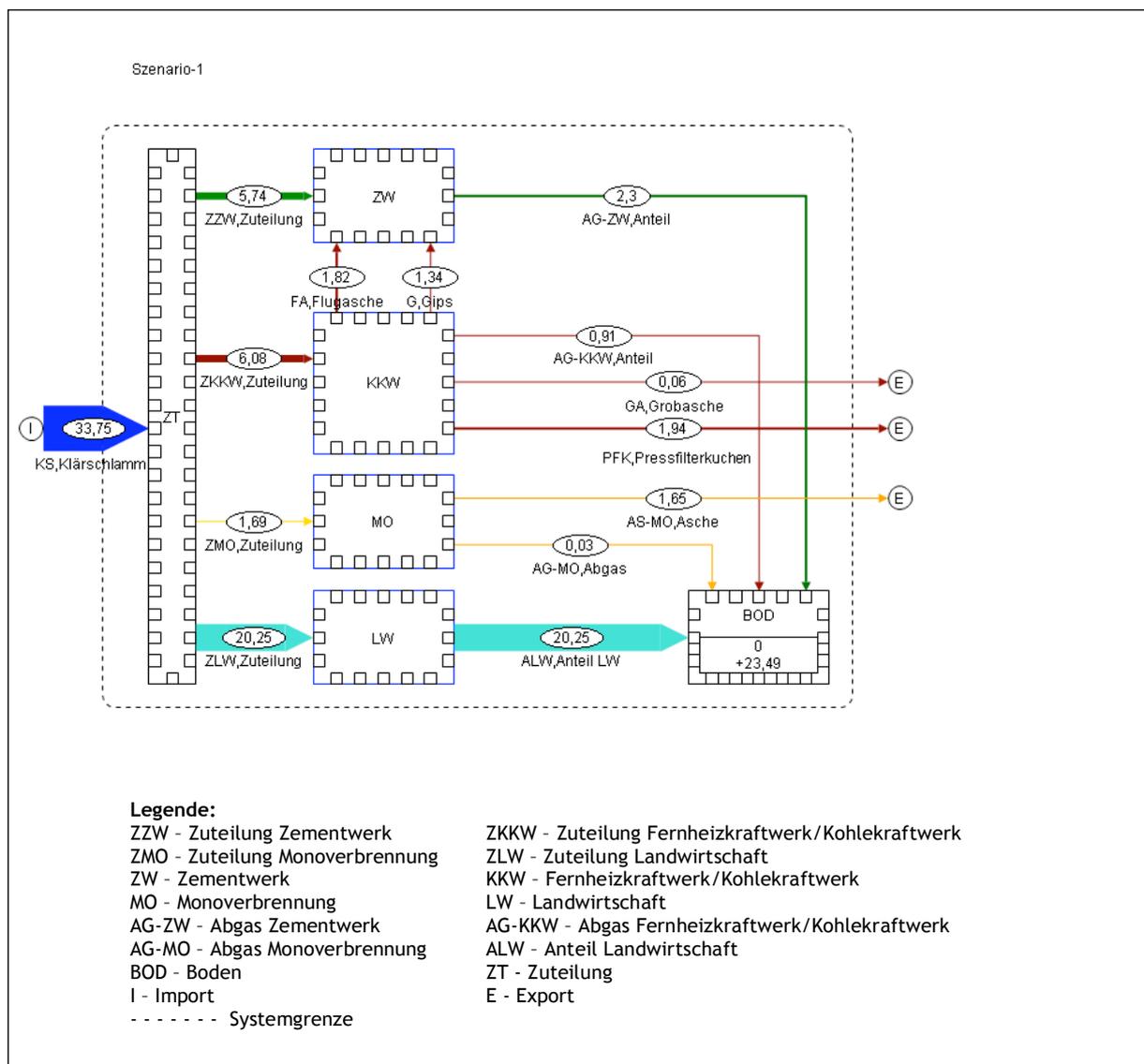


Abb. 17: Stoffflussanalyse, Szenario 1

Aus dem Zementwerk gelangen 2,3 kg Hg-Fracht über das Abgas in die Umwelt, aus dem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk 0,91 kg und aus der Monoverbrennung 0,03 kg. Durch die landwirtschaftliche Verwertung von KS gelangen direkt 20,25 Hg in den Boden. Somit gelangen über diese vier Verwertungswege 23,49 kg der insgesamt 33,75 kg Hg in die Umwelt.

Weitere 3,44 kg Hg aus dem Klinkerbrennprozess des Zementwerks werden in das Produkt Zement/Beton eingetragen. Zusammen mit den 1,82 kg aus der Flugasche und den 1,34 kg aus dem Gips des Fernheizkraftwerks/Kohlekraftwerks, welche dem Zementklinker zuge-mahlen werden, wächst das Lager im Produkt Zement/Beton auf insgesamt 6,6 kg Hg pro Jahr an.

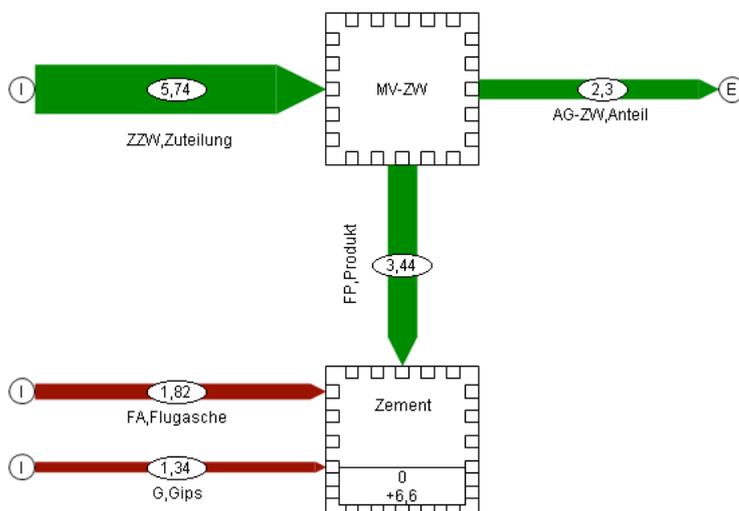


Abb. 18: Subsystem Zementwerk, Szenario 1

3,65 kg Hg werden als Inhaltstoff der Grobasche (0,06 kg) und des Pressfilterkuchens (1,94 kg) aus dem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk und als Inhaltstoff der Asche (1,65) aus der Monoverbrennung einer weiteren Behandlung zugeführt.

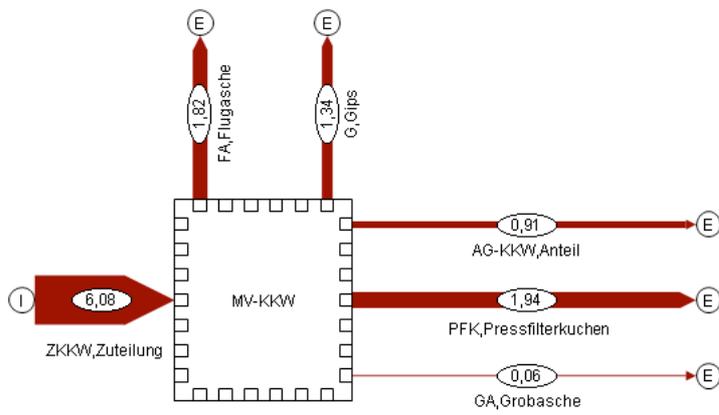


Abb. 19: Subsystem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk, Szenario 1

7.2 Absolute Hg-Fracht Szenario 2

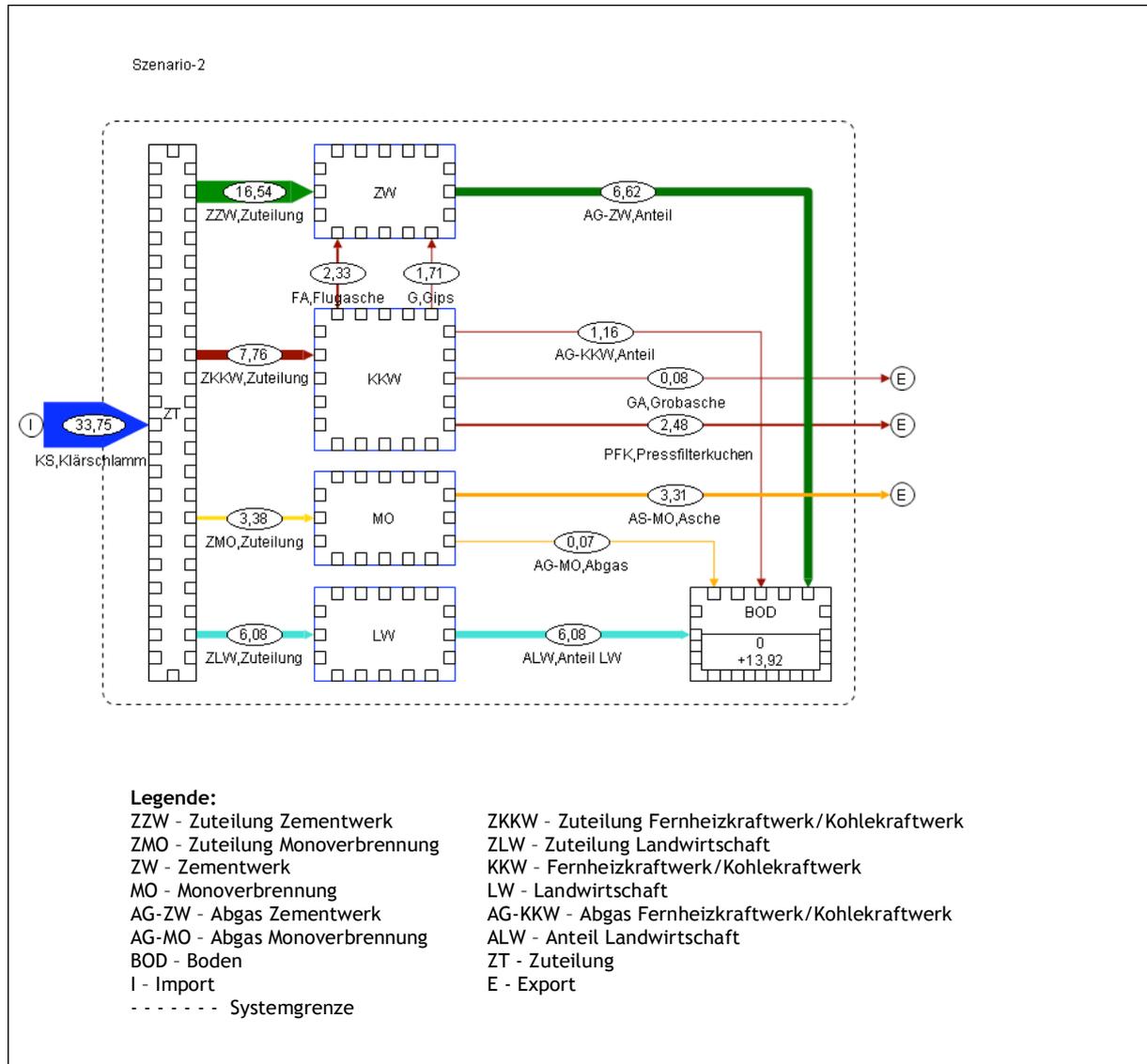


Abb. 20: Stoffflussanalyse, Szenario 2

Von den insgesamt eingebrachten 33,75 kg Quecksilber gelangen im Szenario 2 aus dem Zementwerk 6,62 kg Hg-Fracht über das Abgas in die Umwelt, aus dem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk 1,16 kg und aus der Monoverbrennung 0,07 kg. Durch die landwirtschaftliche Verwertung von KS gelangen direkt 6,08 kg Hg in den Boden. Somit werden über diese vier Verwertungswege 13,92 kg der insgesamt 33,75 kg Hg an die Umwelt abgegeben.

Weitere 9,92 kg Hg aus dem Klinkerbrennprozess des Zementwerks werden in das Produkt Zement/Beton eingetragen. Zusammen mit den 2,33 kg aus der Flugasche und den 1,71 kg aus dem Gips des Fernheizkraftwerks/Kohlekraftwerks, welche dem Zementklinker zuge-mahlen werden, wächst das Lager im Produkt Zement/Beton auf insgesamt 13,96 kg Hg pro Jahr an.

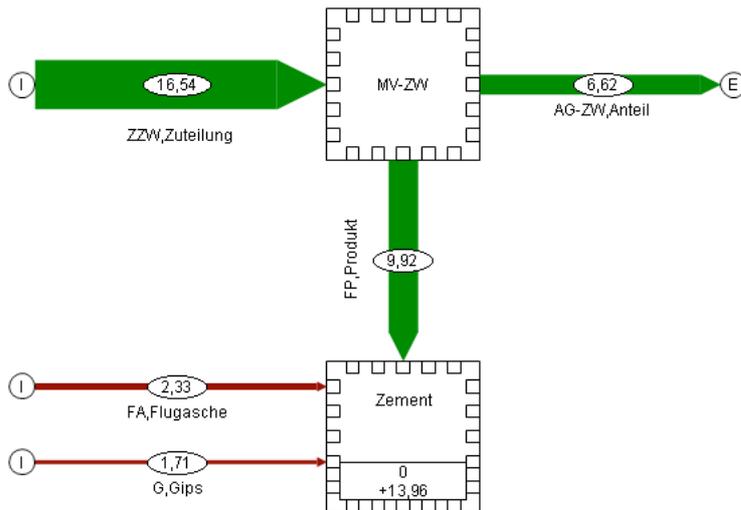


Abb. 21: Subsystem Zementwerk, Szenario 2

5,87 kg Hg werden als Inhaltsstoff der Grobasche (0,08 kg) und des Pressfilterkuchens (2,48 kg) aus dem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk und als Inhaltsstoff der Asche (3,31 kg) aus der Monoverbrennung einer weiteren Behandlung zugeführt.

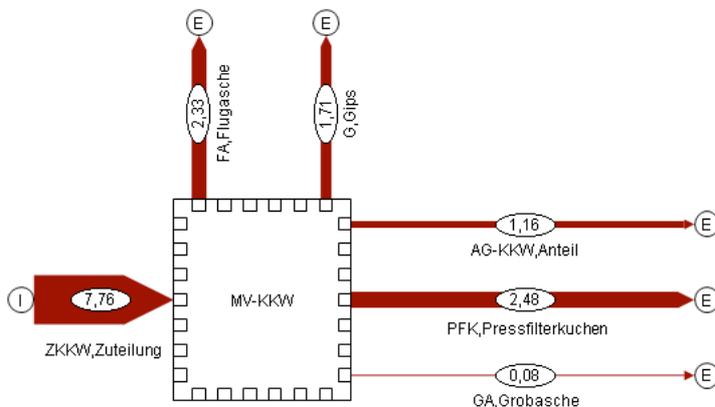


Abb. 22: Subsystem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk, Szenario 2

7.3 Absolute Hg-Fracht Szenario 3

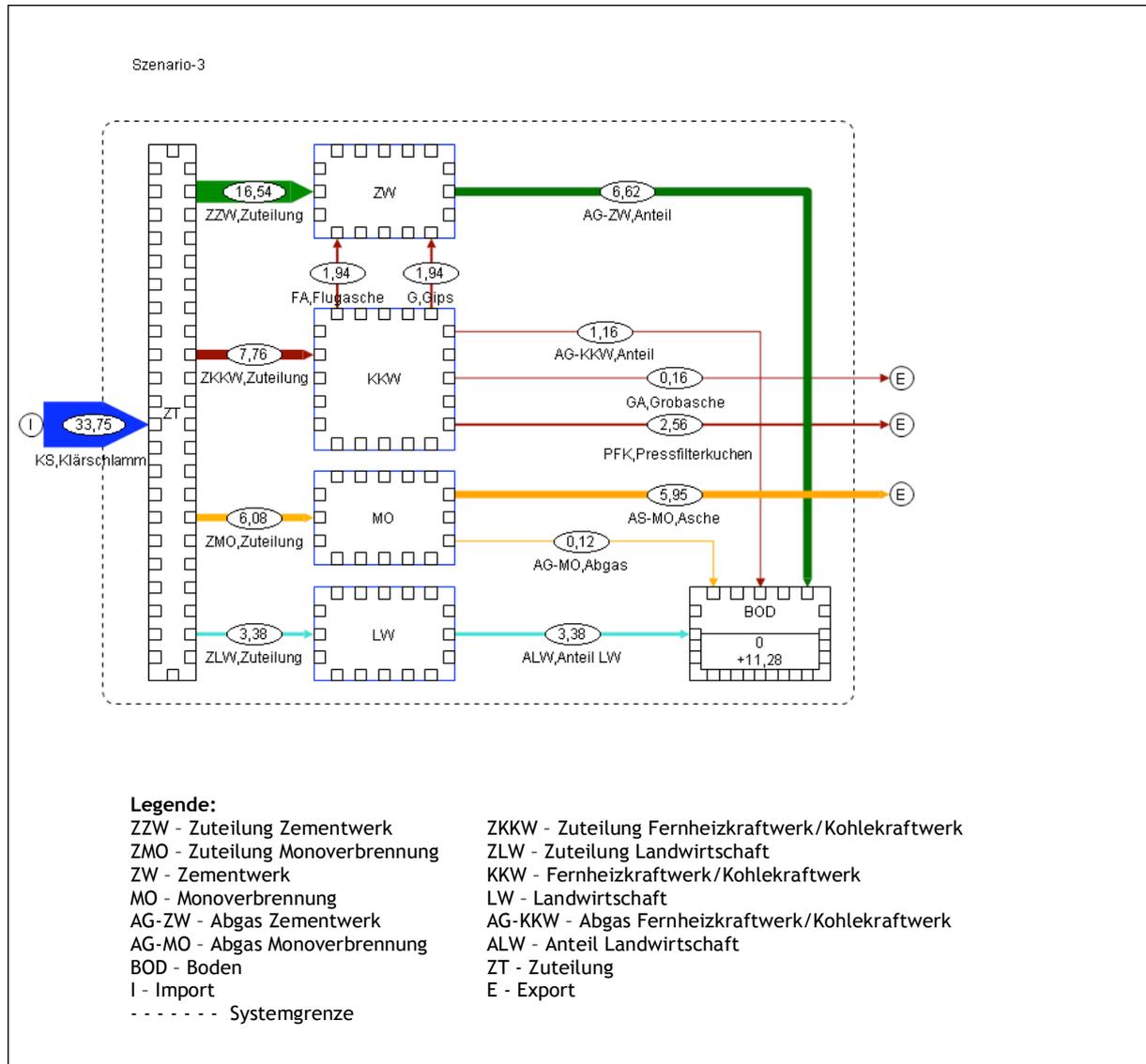


Abb. 23: Stoffflussanalyse, Szenario 3

Von den insgesamt eingebrachten 33,75 kg Quecksilber gelangen im Szenario 3 aus dem Zementwerk 6,62 kg Hg über das Abgas in die Umwelt, aus dem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk 1,16 kg und aus der Monoverbrennung 0,12 kg. Durch die landwirtschaftliche Verwertung von KS gelangen nun nur mehr 3,38 kg Hg direkt in den Boden. Somit gelangen über diese vier Verwertungswege 11,28 kg der insgesamt 33,75 kg Hg in die Umwelt.

Weitere 9,92 kg Hg aus dem Klinkerbrennprozess des Zementwerks werden in das Produkt Zement/Beton eingetragen. Zusammen mit den 1,94 kg aus der Flugasche und den 1,94 kg aus dem Gips des Fernheizkraftwerks/Kohlekraftwerks, welche dem Zementklinker zuge- mahlen werden, wächst das Lager im Produkt Zement/Beton auf insgesamt 13,8 kg Hg an.

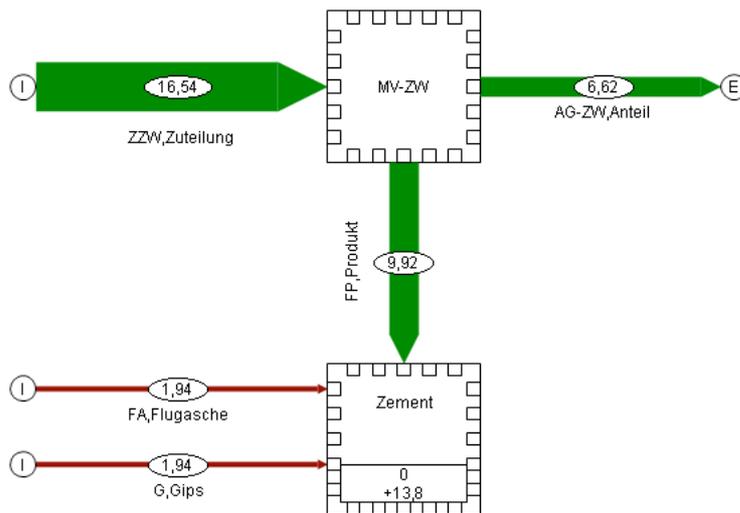


Abb. 24: Subsystem Zementwerk, Szenario 3

8,67 kg Hg werden als Inhaltstoff der Grobasche (0,16 kg) und des Pressfilterkuchens (2,56 kg) aus dem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk und als Inhaltstoff der Asche (5,95 kg) aus der Monoverbrennung einer weiteren Behandlung zugeführt.

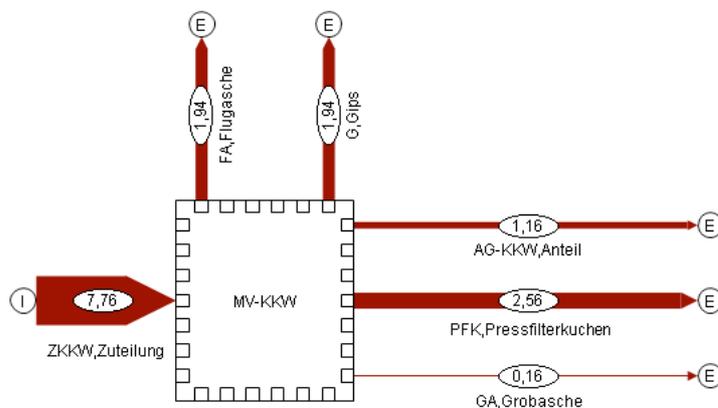


Abb. 25: Subsystem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk, Szenario 3

7.4 Absolute Hg-Fracht Szenario 4

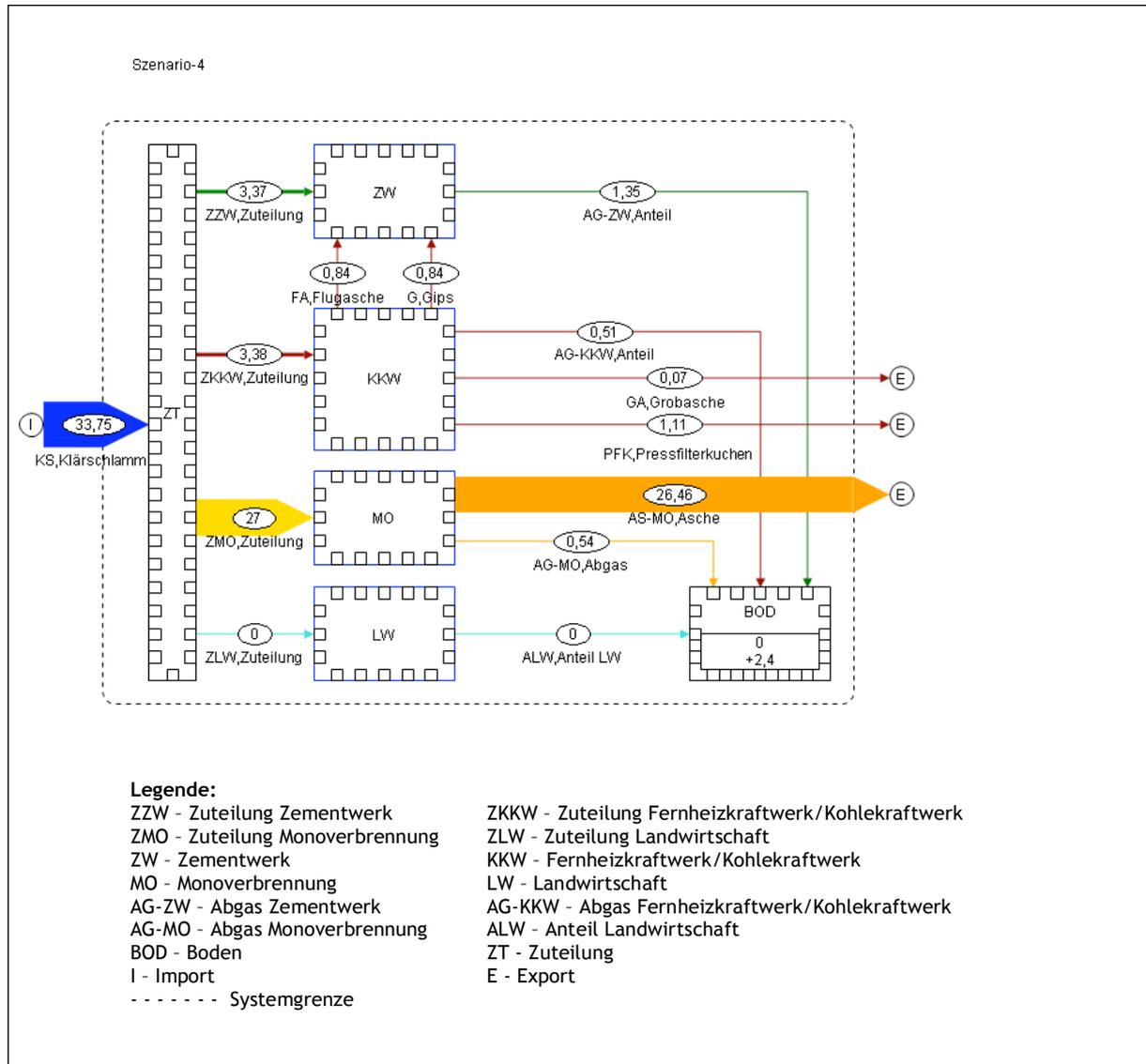


Abb. 26: Stoffflussanalyse, Szenario 4

Von insgesamt eingebrachten 33,75 kg Quecksilber gelangen im Szenario 4 aus dem Zementwerk nur mehr 1,35 kg Hg über das Abgas in die Atmosphäre, aus dem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk 0,51 kg und aus der Monoverbrennung nunmehr 0,54 kg. Somit gelangen über diese drei Verwertungswege 2,4 kg der insgesamt 33,75 kg Hg in den Boden.

Weitere 2,02 kg Hg aus dem Klinkerbrennprozess des Zementwerks werden in das Produkt Zement/Beton eingetragen. Zusammen mit den jeweils 0,84 kg aus der Flugasche und aus

dem Gips des Fernheizkraftwerks/Kohlekraftwerks, welche dem Zementklinker zugemahlen werden, wächst das Lager im Produkt Zement/Beton auf insgesamt 3,71 kg Hg an.

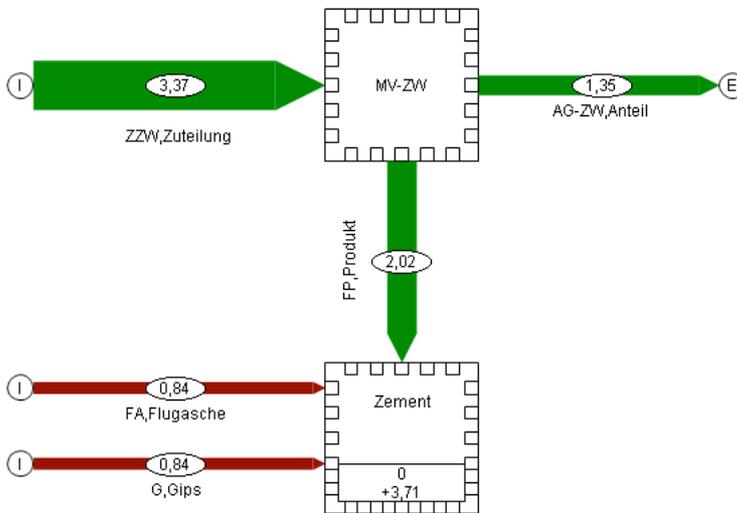


Abb. 27: Subsystem Zementwerk, Szenario 4

27,64 kg Hg werden als Inhaltstoff der Grobasche (0,07 kg) und des Pressfilterkuchens (1,11 kg) aus dem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk und als Inhaltstoff der Asche (26,46 kg) aus der Monoverbrennung einer weiteren Behandlung zugeführt.

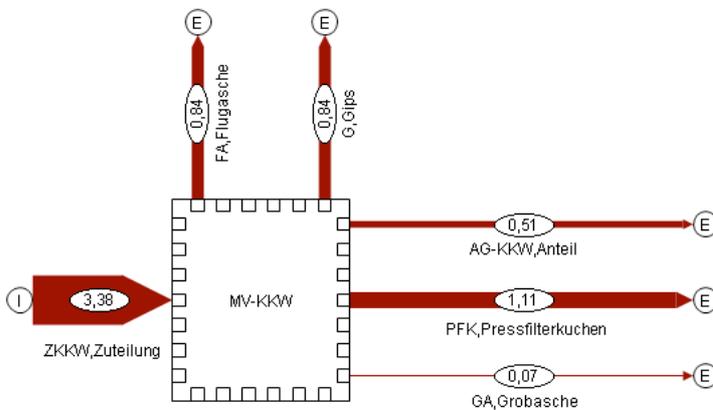


Abb. 28: Subsystem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk, Szenario 4

8. Auswirkungen auf den Boden

Die Auswirkung auf den Boden wird in Form der Deposition von Quecksilber aus den verschiedenen Verwertungsprozessen beurteilt. Dabei wird der Eintrag durch direkte Applikation des Klärschlammes auf landwirtschaftliche Flächen jenen Depositionsraten gegenübergestellt, die sich aus den Emissionen/Immissionen des Zementwerkes, des Fernheizkraftwerks/Kohlekraftwerks bzw. der Monoverbrennung ergeben. Die Grundlage bilden die tatsächlichen durch die meteorologischen Verhältnisse gegebenen Verdünnungsfaktoren an den jeweiligen Standorten und die Berechnung der Deposition anhand der Vorgaben der ÖNORM M 9440.

8.1 Stofffluss landwirtschaftliche Verwertung

Von den rund 25.000 KST_S werden derzeit 60% landwirtschaftlich verwertet. Bei einem durchschnittlichen Hg-Gehalt von 1,35 mg.kg⁻¹ (Daten FA19D) entspricht das einer Hg-Menge von 20,25 kg.a⁻¹, die in die landwirtschaftliche Verwertung kommen. Unterstellt man die maximal erlaubte Ausbringungsmenge von 2,5 t.ha⁻¹.a⁻¹ so ist eine Fläche von 6.000 ha Ackerland bzw. 12.000 ha Grünland dafür erforderlich. Dies entspricht rund 4% des steirischen Ackerlandes und rund 8% des steirischen intensiv bewirtschafteten Grünlandes²¹. De facto sind die prozentuellen Anteile deutlich höher, da die Ausbringung von Klärschlamm auf Acker- und Grünlandflächen in Hanglagen mit Abschwemmungsgefahr verboten ist. Der dadurch verursachte Eintrag an Quecksilber beträgt für Ackerflächen rund 3,4 g.ha⁻¹.a⁻¹ und für Grünland rund 1,7 g.ha⁻¹.a⁻¹.

Tab. 19: Eintrag von Quecksilber bei durchschnittlichen und maximal erlaubten Hg-Gehalten in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen verglichen mit Richt- und Grenzwerten

Ausbringungsmenge [t.ha ⁻¹ .a ⁻¹]	Grenzwerte [g.ha ⁻¹ .a ⁻¹]		Richtwerte [g.ha ⁻¹ .a ⁻¹]	
	Hg-Eintrag	DMVO	ÖWAV ^{Blatt 17}	UBA ^{BRD, 2001}
1,25	1,7	5	6	0,75
2,5	3,8	5	6	0,75

²¹ Quelle der Flächenangaben: STATISTIK AUSTRIA, 2007

Setzt man den oben erwähnten durchschnittlichen Hg-Gehalt von 1,35 mg.kg⁻¹ an, so ist in Tab. 19 zu sehen, dass die Grenzwerte der DMV und die Richtwerte der ÖWAV eingehalten werden. Vorsorgeorientierte Richtwerte²² wie sie das UBA-Berlin definiert werden deutlich überschritten. Unterstellt man die gesetzlich erlaubten Hg-Gehalte von Klärschlamm nach dem steiermärkischen Bodenschutzgesetz von 10 mg.kg⁻¹, so ergeben sich Einträge von 25 bzw. 12,5 g.ha⁻¹.a⁻¹. Diese Werte liegen deutlich über den gesetzlichen Vorgaben.

8.2 Szenario 1 - Status quo der steirischen Klärschlammverwertung

8.2.1 Hg-Frachten Szenario 1

Die jährliche Klärschlammmenge von 25.000 t verursacht eine Hg-Fracht von 33,75 kg pro Jahr die durch die gewählten Szenarien in verschiedene Verwertungsschienen aufgeteilt wird. Das Szenario 1 bildet den derzeitigen Zustand der Klärschlammverwertung in der Steiermark ab, wo 60% des Klärschlammes in die landwirtschaftliche Verwertung fließen. Tab. 20 zeigt die absoluten Einträge an Quecksilber durch Szenario 1 in die verschiedenen Verwertungsvarianten.

Tab. 20: Eintrag von Quecksilber bei durchschnittlichen Hg-Gehalten des Klärschlammes in verschiedene Verwertungsprozesse bei Szenario 1

Landwirtschaft	Zementwerk	Kohlekraftwerk	Monoverbrennung
[kg.a ⁻¹]			
20,3	5,7	6,1	1,7

In Abb. 29 sind die absoluten Hg-Frachten in zwei getrennte Ströme geteilt, die sich durch die verschiedenen Transferfaktoren der jeweiligen Anlagen ergeben. In der Landwirtschaft/Landschaftsbau kommen 100% des eingetragenen Quecksilbers am Boden zur Wirkung, während im Zementwerk 2,3 kg.a⁻¹, im Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk 0,9 kg.a⁻¹ und in der Monoverbrennung 0,03 kg.a⁻¹ umweltrelevant wirksam werden. Somit gelangen

²² zu erwähnen ist, dass der vorsorgeorientierte Ansatz unter Experten nicht strittig ist, aber die konkrete Umlegung durchaus kontrovers diskutiert wird (u.a. in SCHAAF, 2003).

über diese vier Verwertungswege 23,49 kg.a⁻¹ der insgesamt 33,75 kg Hg pro Jahr in den Boden. Im gesamten gesehen werden durch das Szenario 1 daher rund 30% des Quecksilbers fixiert bzw. den kurzläufigen umweltrelevanten Kreisläufen entzogen.

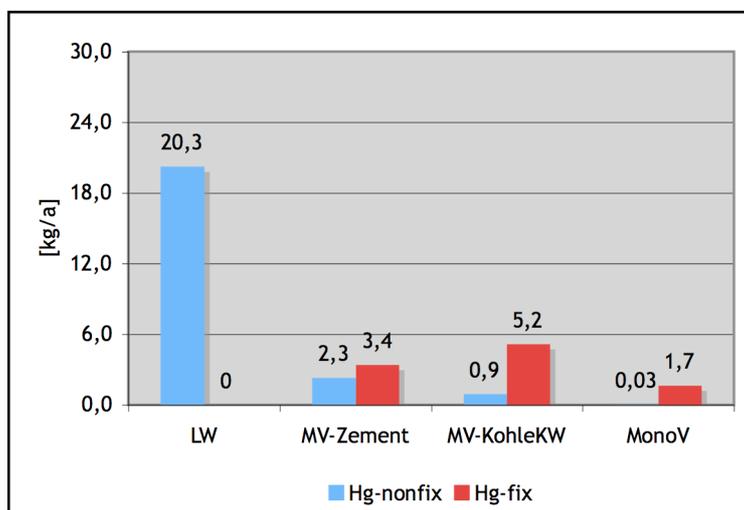


Abb. 29: Vergleich zwischen der umweltrelevanten Hg-Fracht (Hg-nonfix) und der durch den Verwertungsprozess fixierten Hg-Menge (Hg-fix) bei Szenario 1

8.2.2 Deposition Szenario 1

Berechnet man für die aus der Verwertung des Klärschlammes resultierenden Hg-Depositionen²³, so zeigt sich, dass es bei einer Depositionsrate von 0,015 µg.m⁻².d⁻¹ es 13.270 Jahre dauern würde, bis sich der durchschnittliche Hg-Gehalt in steirischen Ackerböden²⁴ von 0,25 mg.kg⁻¹ auf 0,5 mg.kg⁻¹ (das entspricht dem BW I nach EIKMANN-KLOKE für multifunktionale Nutzung eines Bodens bzw. den Vorgaben der ÖNORM L 1075) erhöhen würde. 39.810 Jahre braucht es, bis der in verschiedenen Richtlinien vorgesehene Hg-Vorsorgewert von 1 mg.kg⁻¹ erreicht werden würde. Diese Betrachtung unterstellt ausschließlich Hg-Depositionen, die durch den Einsatz von Klärschlamm bedingt sind. Es werden auch keine sonstigen Eintragsquellen berücksichtigt, die zweifellos vorhanden sind und zu einer Reduktion dieser Jahresangaben führen.

²³ Es werden nur die aus dem Einsatz von Klärschlamm resultierenden Hg-Anteile betrachtet. Andere Quecksilberanteile an der Hg-Emission wie beispielsweise jene aus konventionellen- und/oder Ersatzbrennstoffen sind nicht berücksichtigt.

²⁴ Betrachtete Bodentiefe 0-20cm

Tab. 21: Deposition Szenario 1 - Anzahl der Jahre bis zur Erreichung von Hg-Vorsorge- bzw. Grenzwerten

Bodenwert	Deposition [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$]	Dauer [a]	Anmerkung
BW $I_{\text{multifunktional}}$ 0,5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,015	13.270	EIKMANN/KLOKE ÖNORM L1075
Vorsorgewert 1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,015	39.810	LGBL. 89/1987 LGBL. 51/2000
KS-Aufbringung auf landwirtschaftlichen Flächen			
BW $I_{\text{multifunktional}}$ 0,5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,92	222	Hg-Gehalt 1,35 mg/kg
Vorsorgewert 1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,92	667	
BW $I_{\text{multifunktional}}$ 0,5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	6,85	30	Hg-Gehalt 10 mg/kg
Vorsorgewert 1 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	6,85	90	

Die durch die unterstellten Ausbringungsmengen von Klärschlamm verursachten Einträge liegen bei durchschnittlichen Klärschlämmen bei $3,4 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und liegen somit unter den gesetzlichen Vorgaben von $5 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Würden die dabei verwendeten Klärschlämme den lt. steirischem Bodenschutzgesetz derzeit erlaubten Hg-Gehalt von $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ausschöpfen, würde der oben erwähnte Grenzwert rund um den Faktor 5 überschritten werden ($25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

8.3 Szenario 2 - Maximierung Mitverbrennung

8.3.1 Hg-Frachten Szenario 2

Das Szenario 2 unterstellt, dass die VerwertungsKapazitäten der Mitverbrennungsanlagen zulasten der landwirtschaftlichen Verwertung ausgeschöpft werden. Die genaue prozentuelle Aufteilung der KS-Mengen kann Tab. 19 entnommen werden. Tab. 22 zeigt die absoluten Einträge an Quecksilber durch Szenario 2 in die verschiedenen Verwertungsvarianten.

Tab. 22: Eintrag von Quecksilber bei durchschnittlichen Hg-Gehalten des Klärschlammes in verschiedene Verwertungsprozesse bei Szenario 2

Landwirtschaft	Zementwerk	Kohlekraftwerk	Monoverbrennung
[kg.a ⁻¹]			
6,1	16,5	7,8	3,4

In Abb. 30 sind die absoluten Hg-Frachten in zwei getrennte Ströme geteilt, die sich durch die verschiedenen Transferfaktoren der jeweiligen Anlagen ergeben. In der Landwirtschaft/Landschaftsbau kommen 100% des eingetragenen Quecksilbers, nämlich 6,1 kg.a⁻¹ am Boden zur Wirkung, während der Anteil des Zementwerkes durch die Maximierung der KS-Einsatzmenge auf 12.250 t.a⁻¹ sich gegenüber Szenario 1 auf 6,6 kg.a⁻¹ erhöht. Durch das Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk werden im Szenario 2 beim Einsatz der KS-Maximalmenge 1,2 kg.a⁻¹ umweltrelevant wirksam. Die Monoverbrennung verursacht einen Hg-Beitrag von rund 0,1 kg.a⁻¹. Somit gelangen über diese vier Verwertungswege 14 kg der insgesamt 33,75 kg Quecksilber in den Boden. Im gesamten gesehen werden durch das Szenario 2 daher rund 59% des Quecksilbers fixiert bzw. den kurzläufigen umweltrelevanten Kreisläufen entzogen.

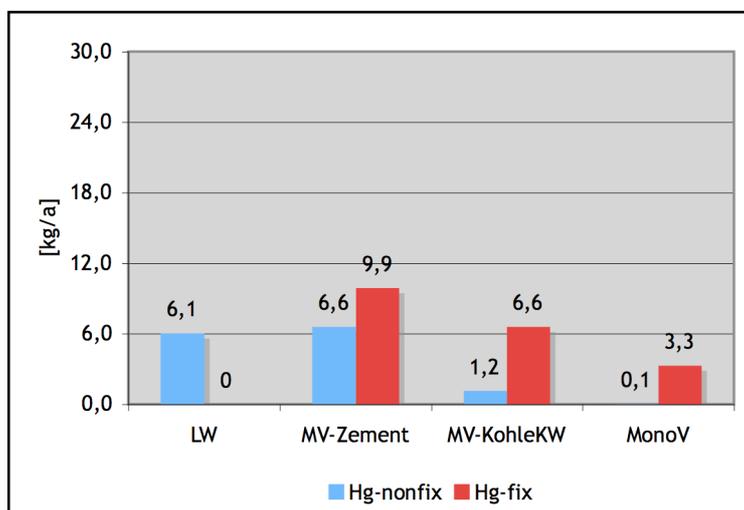


Abb. 30: Vergleich zwischen der umweltrelevanten Hg-Fracht (Hg-nonfix) und der durch den Verwertungsvorgang fixierten Hg-Menge (Hg-fix) bei Szenario 2

8.3.2 Deposition Szenario 2

Berechnet man für die aus der Verwertung des Klärschlammes resultierenden Hg-Depositionen²⁵, so zeigt sich, dass es bei einer Depositionsrate von $0,042 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ es 4.847 Jahre dauern würde, bis sich der durchschnittliche Hg-Gehalt in steirischen Ackerböden²⁶ von $0,25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ auf $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (das entspricht dem BW I nach EIKMANN-KLOKE für multifunktionale Nutzung eines Bodens bzw. den Vorgaben der ÖNORM L 1075) erhöhen würde. 14.542 Jahre braucht es, bis der in verschiedenen Richtlinien vorgesehene Hg-Vorsorgewert von $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ erreicht werden würde. Diese Betrachtung unterstellt ausschließlich Hg-Depositionen, die durch den Einsatz von Klärschlamm bedingt sind. Es werden auch keine sonstigen Eintragsquellen berücksichtigt, die zweifellos vorhanden sind und zu einer Verringerung dieser Jahresangaben führen.

Tab. 23: Deposition Szenario 2 - Anzahl der Jahre bis zur Erreichung von Hg-Vorsorge- bzw. Grenzwerten

Bodenwert	Deposition [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$]	Dauer [a]	Anmerkung
BW I _{multifunktional} $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,042	4.847	EIKMANN/KLOKE ÖNORM L1075
Vorsorgewert $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,042	14.542	LGBL. 89/1987 LGBL. 51/2000
KS-Aufbringung auf landwirtschaftlichen Flächen			
BW I _{multifunktional} $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,92	222	Hg-Gehalt $1,35 \text{ mg/kg}$
Vorsorgewert $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,92	667	
BW I _{multifunktional} $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	6,85	30	Hg-Gehalt 10 mg/kg
Vorsorgewert $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	6,85	90	

Die in Tab. 23 dargestellten KS-Ausbringungsmengen verursachten Einträge liegen bei durchschnittlichen Hg-Gehalten bei $3,4 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und liegen somit unter den gesetzlichen

²⁵ Es werden nur die aus dem Einsatz von Klärschlamm resultierenden Hg-Anteile betrachtet. Andere Quecksilberanteile an der Hg-Emission wie beispielsweise jene aus konventionellen- und/oder Ersatzbrennstoffen sind nicht berücksichtigt.

²⁶ Betrachtete Bodentiefe 0-20cm

Vorgaben von $5 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Würden die dabei verwendeten Klärschlämme den lt. steirischem Bodenschutzgesetz derzeit erlaubten Hg-Gehalt von $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ausschöpfen, würde der oben erwähnte Grenzwert rund um den Faktor 5 überschritten werden ($25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

8.4 Szenario 3 - Maximierung Mitverbrennung / starke Reduktion Landwirtschaft

8.4.1 Hg-Frachten Szenario 3

Die jährliche Klärschlammmenge von 25.000 t verursacht eine Hg-Fracht von 33,75 kg pro Jahr die durch die gewählten Szenarien in verschiedene Verwertungsschienen aufgeteilt wird. Das Szenario 3 bringt eine weitere Reduzierung (auf 10%) der KS-Menge in die landwirtschaftliche Verwertung. Die Mitverbrennung schöpft gleich wie in Szenario 2 ihre Kapazitäten aus, während der Anteil der Monoverbrennung sich auf 18% der verfügbaren KS-Menge erhöht. Tab. 26 zeigt die absoluten Einträge an Quecksilber durch Szenario 3 in die verschiedenen Verwertungsvarianten.

Tab. 24: Eintrag von Quecksilber bei durchschnittlichen Hg-Gehalten des Klärschlammes in verschiedene Verwertungsprozesse bei Szenario 3

Landwirtschaft	Zementwerk	Kohlekraftwerk	Monoverbrennung
[kg.a ⁻¹]			
3,4	16,5	7,8	6,2

In Abb. 31 sind die absoluten Hg-Frachten in zwei getrennte Ströme geteilt, die sich durch die verschiedenen Transferfaktoren der jeweiligen Anlagen ergeben. In der Landwirtschaft/Landschaftsbau kommen 100% des eingetragenen Quecksilbers, nämlich $3,4 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$ am Boden zur Wirkung, während im Zementwerk $6,6 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$, im Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk $1,2 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$ und in der Monoverbrennung $0,2 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$ umweltrelevant wirksam werden. Somit gelangen über diese vier Verwertungswege $11,4 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$ der insgesamt $33,75 \text{ kg Hg}$ pro Jahr in den Boden. Im gesamten gesehen werden durch das Szenario 3 daher rund 66 % des Quecksilbers fixiert bzw. den kurzläufigen umweltrelevanten Kreisläufen entzogen.

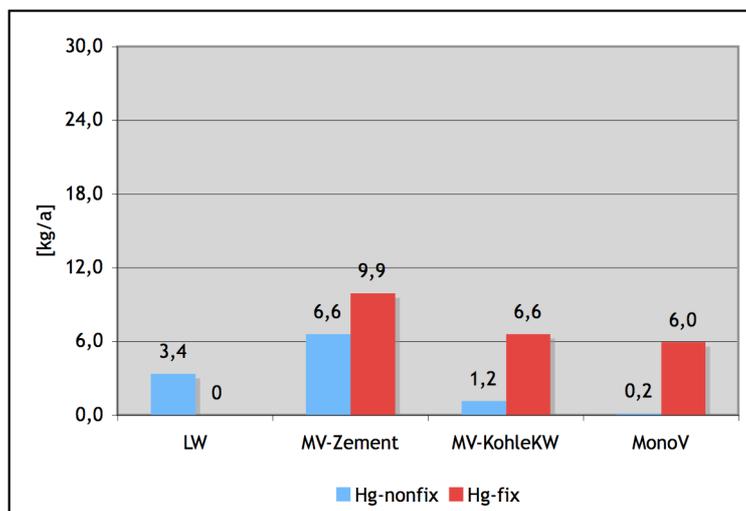


Abb. 31: Vergleich zwischen der umweltrelevanten Hg-Fracht (Hg-nonfix) und der durch den Verwertungsvorgang fixierten Hg-Menge (Hg-fix) bei Szenario 3

8.4.2 Deposition Szenario 3

Die aus der Verwertung des Klärschlammes resultierenden Hg-Depositionen²⁷ im Szenario 3, das sind $0,043 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ entspricht de facto jener wie sie schon im Szenario 2 errechnet wurde. Bei dieser Depositionsrate dauert es 4.825 Jahre, bis sich der durchschnittliche Hg-Gehalt in steirischen Ackerböden²⁸ von $0,25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ auf $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (das entspricht dem BW I nach EIKMANN-KLOKE für multifunktionale Nutzung eines Bodens bzw. den Vorgaben der ÖNORM L 1075) erhöhen würde. 14.476 Jahre braucht es, bis der in verschiedenen Richtlinien vorgesehene Hg-Vorsorgewert von $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ erreicht werden würde. Diese Betrachtung unterstellt ausschließlich Hg-Depositionen, die durch den Einsatz von Klärschlamm bedingt sind. Es werden auch keine sonstigen Eintragsquellen berücksichtigt, die zweifellos vorhanden sind und zu einer Verringerung dieser Jahresangaben führen.

²⁷ Es werden nur die aus dem Einsatz von Klärschlamm resultierenden Hg-Anteile betrachtet. Andere Quecksilberanteile an der Hg-Emission wie beispielsweise jene aus konventionellen- und/oder Ersatzbrennstoffen sind nicht berücksichtigt.

²⁸ Betrachtete Bodentiefe 0-20cm

Tab. 25: Deposition Szenario 3 - Anzahl der Jahre bis zur Erreichung von Hg-Vorsorge- bzw. Grenzwerten

Bodenwert	Deposition [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$]	Dauer [a]	Anmerkung
BW $I_{\text{multifunktional}} 0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,043	4.825	EIKMANN/KLOKE ÖNORM L1075
Vorsorgewert $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,043	14.476	LGBL. 89/1987 LGBL. 51/2000
KS-Aufbringung auf landwirtschaftlichen Flächen			
BW $I_{\text{multifunktional}} 0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,92	222	Hg-Gehalt $1,35 \text{ mg/kg}$
Vorsorgewert $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,92	667	
BW $I_{\text{multifunktional}} 0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	6,85	30	Hg-Gehalt 10 mg/kg
Vorsorgewert $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	6,85	90	

Die in Tab. 25 dargestellten KS-Ausbringungsmengen verursachten Einträge liegen bei durchschnittlichen Hg-Gehalten bei $3,4 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und liegen somit unter den gesetzlichen Vorgaben von $5 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Würden die dabei verwendeten Klärschlämme den lt. steirischem Bodenschutzgesetz derzeit erlaubten Hg-Gehalt von $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ausschöpfen, würde der oben erwähnte Grenzwert rund um den Faktor 5 überschritten werden ($25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

8.5 Szenario 4 - Maximierung Monoverbrennung

8.5.1 Hg-Frachten Szenario 4

Das Szenario 4 bringt eine Maximierung des Einsatzes von Klärschlamm in der Monoverbrennung auf 80% der jährlich verfügbaren KS-Menge. Die Mitverbrennungsvarianten werden auf je 10% der KS-Menge reduziert und die landwirtschaftliche Verwertung entfällt gänzlich. Tab. 26 zeigt die absoluten Einträge an Quecksilber durch Szenario 4 in die verschiedenen Verwertungsvarianten.

Tab. 26: Eintrag von Quecksilber bei durchschnittlichen Hg-Gehalten des Klärschlammes in verschiedene Verwertungsprozesse bei Szenario 4

Landwirtschaft	Zementwerk	Kohlekraftwerk	Monoverbrennung
[kg.a ⁻¹]			
0	3,4	3,4	27,0

In Abb. 31 sind die absoluten Hg-Frachten in zwei getrennte Ströme geteilt, die sich durch die verschiedenen Transferfaktoren der jeweiligen Anlagen ergeben. Durch den Entfall der landwirtschaftlichen Verwertung kommt dadurch kein Quecksilbers auf Böden, während im Zementwerk 1,4 kg.a⁻¹, im Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk 0,5 kg.a⁻¹ und in der Monoverbrennung ebenfalls 0,5 kg.a⁻¹ umweltrelevant wirksam werden. Somit gelangen über diese vier Verwertungswege 2,4 kg.a⁻¹ der insgesamt 33,75 kg Hg pro Jahr in den Boden. Im gesamten gesehen werden durch das Szenario 4 daher rund 93 % des Quecksilbers fixiert bzw. den kurzläufigen umweltrelevanten Kreisläufen entzogen.

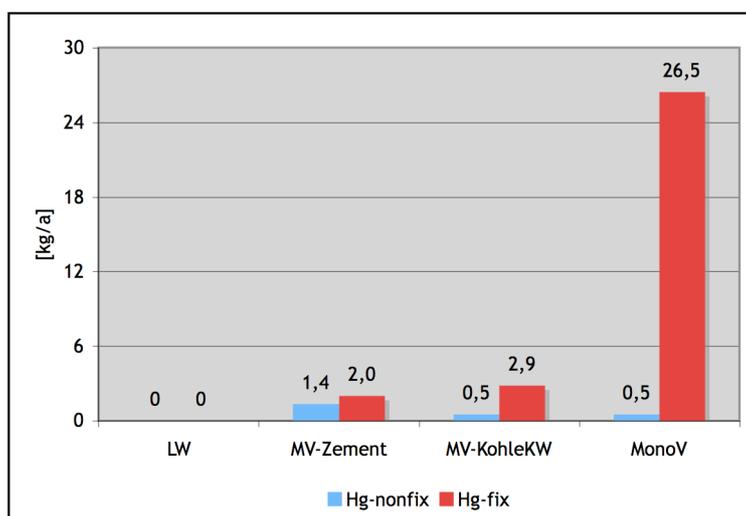


Abb. 32: Vergleich zwischen der umweltrelevanten Hg-Fracht (Hg-nonfix) und der durch den Verwertungsvorgang fixierten Hg-Menge (Hg-fix) bei Szenario 4

8.5.2 Deposition Szenario 4

Die aus der Verwertung des Klärschlammes resultierenden Hg-Depositionen²⁹ im Szenario 4, beträgt $0,011 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Bei dieser Depositionsrate dauert es 18.552 Jahre, bis sich der durchschnittliche Hg-Gehalt in steirischen Ackerböden³⁰ von $0,25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ auf $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (das entspricht dem BW I nach EIKMANN-KLOKE für multifunktionale Nutzung eines Bodens bzw. den Vorgaben der ÖNORM L 1075) erhöhen würde. 55.656 Jahre braucht es, bis der in verschiedenen Richtlinien vorgesehene Hg-Vorsorgewert von $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ erreicht werden würde. Diese Betrachtung unterstellt ausschließlich Hg-Depositionen, die durch den Einsatz von Klärschlamm bedingt sind. Es werden auch keine sonstigen Eintragsquellen berücksichtigt, die zweifellos vorhanden sind und zu einer Verringerung dieser Jahresangaben führen.

Tab. 27: Deposition Szenario 4 - Anzahl der Jahre bis zur Erreichung von Hg-Vorsorge- bzw. Grenzwerten

Bodenwert	Deposition [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$]	Dauer [a]	Anmerkung
BW I _{multifunktional} $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,011	18.552	EIKMANN/KLOKE ÖNORM L1075
Vorsorgewert $1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0,011	55.656	LGBL. 89/1987 LGBL. 51/2000

Die in Tab. 27 dargestellten KS-Ausbringungsmengen verursachten Einträge liegen bei durchschnittlichen Hg-Gehalten bei $3,4 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und liegen somit unter den gesetzlichen Vorgaben von $5 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Würden die dabei verwendeten Klärschlämme den lt. steirischem Bodenschutzgesetz derzeit erlaubten Hg-Gehalt von $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ausschöpfen, würde der oben erwähnte Grenzwert rund um den Faktor 5 überschritten werden ($25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

²⁹ Es werden nur die aus dem Einsatz von Klärschlamm resultierenden Hg-Anteile betrachtet. Andere Quecksilberanteile an der Hg-Emission wie beispielsweise jene aus konventionellen- und/oder Ersatzbrennstoffen sind nicht berücksichtigt.

³⁰ Betrachtete Bodentiefe 0-20cm

8.6 Gesamtdeposition samt Grundbelastung

Die in den Kapiteln 8.2 - 8.5 dargestellten Depositionsraten beziehen sich nur auf jene Hg-Einträge, die ausschließlich klärschlammbürtig sind. Für eine allfällige ökotoxikologische Beurteilung ist aber die Gesamtdeposition von Bedeutung. Insofern wird nachfolgend anhand einer Bezugsfläche von einem Hektar eine realistische tatsächliche Hg-Deposition abgeschätzt. Unterstellt wird, dass diese Fläche sowohl der Applikation von Klärschlämmen als auch eines Eintrages aus einer Verbrennungsanlage und der Grundbelastung ausgesetzt ist³¹.

Für die Steiermark wurde für den industriell überprägten Großraum Leoben-Niklasdorf ein integrales Messnetz eingerichtet (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 2006), bei dem auch die Hg-Deposition erfasst wird. Die durchschnittlichen Hg-Einträge für die Jahre 2004 und 2005 sind in Tab. 28 dargestellt.

Tab. 28: Mittelwert und Median der Quecksilberdeposition für den Großraum Leoben-Niklasdorf

[g.ha ⁻¹ .a ⁻¹]	2004	2005
Mittelwert	0,28	0,51
Median	0,20	0,34

Als Grundbelastung wird abgeleitet von den obigen Werten ein Eintrag von 0,1 µg.m⁻².a⁻¹ (entspricht rund 0,37 g.ha⁻¹.a⁻¹) unterstellt. Dies berücksichtigt sowohl den durch eine integrale Messung gegebenen Minderbefund als auch die Tatsache, dass durch den industriell überprägten Großraum Leoben im Vergleich zu ländlichen Gegenden ein Mehrbefund zu erwarten ist. Typische Hg-Depositionsraten in ländlichen Gebieten liegen typischerweise unter diesem Wert (vgl. u.a. AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG, 2006).

³¹ Streng genommen ist in der Grundbelastung bereits der luftbürtige Anteil aus einer Verbrennungsanlage enthalten. Im Sinne einer konservativen Betrachtungsweise wird dieser Anteil zusätzlich in Ansatz gebracht.

Tab. 29: Gesamtdeposition bei Ausbringung von Klärschlamm mit einem Hg-Gehalt von 1,35 mg.kg⁻¹

Deposition [g.ha ⁻¹ .a ⁻¹]	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
Grundbelastung	0,37	0,37	0,37	0,37
Hg-Verbrennung _{luftbürtig}	0,05	0,15	0,16	0,04
Hg-KS-Ausbringung	3,36	3,36	3,36	3,36
Gesamtdeposition	3,78	3,88	3,89	3,77

Tab. 30: Gesamtdeposition bei Ausbringung von Klärschlamm mit einem Hg-Gehalt von 10 mg.kg⁻¹

Deposition [g.ha ⁻¹ .a ⁻¹]	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
Grundbelastung	0,37	0,37	0,37	0,37
Hg-Verbrennung _{luftbürtig}	0,05	0,15	0,16	0,04
Hg-KS-Ausbringung	25,00	25,00	25,00	25,00
Gesamtdeposition	25,42	25,52	25,53	25,41

Tab. 29 zeigt, dass die errechnete Gesamtdeposition die Grenzwerte von 5 g.ha⁻¹.a⁻¹ - bei Einsatz eines Klärschlammes von < 1,35 mg.kg⁻¹ - unterschreitet. Ebenfalls zeigt sich aber auch, dass der überwiegende Teil durch die direkte Ausbringung von Klärschlamm auf Felder verursacht wird. Unterstellt man die in der Steiermark derzeit noch erlaubten Hg-Gehalte im Klärschlamm von 10 mg.kg⁻¹, so ergibt sich eine Gesamtbelastung, die um den Faktor 5 über den Grenzwerten liegt (Tab. 30). Dies zeigt auf, dass der Hg-Wert im steiermärkischen Bodenschutzgesetz aus der Sicht eines vorsorgenden Bodenschutzes dringend einer Dynamisierung unterzogen werden sollte. Es ist zu fordern, dass der derzeit erlaubte Gehalt einer deutlichen Reduktion unterzogen werden sollte. Eine bloße Senkung der erlaubten Ausbringungsmenge wird als nicht ziel führend betrachtet.

9. Schlussfolgerungen

9.1 Hg-Fracht

Pro Jahr werden durch die gegenwärtige Verwertung von Klärschlämmen 33,75 kg Hg in umweltrelevante Kreisläufe eingebracht.

Die gesamte in den Boden eingetragene Hg-Fracht in kg/a nimmt von Szenario 1 bis Szenario 4 kontinuierlich ab (23,5 - 14 - 10 - 2,5).

Der Eintrag von Hg in kg/a über die landwirtschaftliche Verwertung nimmt von Szenario 1 bis Szenario 4 ebenfalls kontinuierlich ab (20,3 - 6,1 - 3,4 - 0). Der Eintrag von Hg in kg/a über die Monoverbrennung nimmt von Szenario 1 bis Szenario 4 kontinuierlich zu (1,7 - 3,4 - 6,2 - 27). Der Eintrag von Hg in kg/a über die Mitverbrennung in Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk und Zementwerk zeigt sich bei den Szenarien 1 und 4 geringer als bei Szenarien 2 und 3 (11,8 - 24,3 - 24,3 - 6,8).

Im gesamten gesehen werden - ansteigend von Szenario 1 bis Szenario 4 - 30 bis 93 Prozent des Quecksilbers fixiert bzw. den kurzläufigen umweltrelevanten Kreisläufen entzogen (30% - 59% - 66% - 93%).

Durch das Szenario 1 werden rund 30% des Quecksilbers gebunden bzw. steht den kurzläufigen umweltrelevanten Kreisläufen nicht mehr zur Verfügung. (10,26 : 23,49). Dieser Wert liegt bei Szenario 2 bei rund 59% (14 : 19,75). Bei Szenario 3 werden rund 66 % des Quecksilbers fixiert (11,4 : 22,35), während im Szenario 4 rund 93 % des Quecksilbers fix gebunden wird (2,4 : 31,35).

9.2 Deposition

9.2.1 Klärschlammbürtige Hg-Einträge in den Boden

Bei Berechnung der aus der Verwertung des Klärschlammes resultierenden Hg-Depositionen, zeigt sich, dass es in den verschiedenen Szenarien unterschiedlich viele Jahre dauern würde, bis sich der Normalgehalt in steirischen Ackerböden von $0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$ auf $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ (das entspricht dem BW I nach EIKMANN-KLOKE für multifunktionale Nutzung

eines Bodens bzw. den Vorgaben der ÖNORM L 1075) erhöht bzw. der in verschiedenen Richtlinien vorgesehene Hg-Vorsorgewert von 1 mg.kg^{-1} erreicht wird³². Tab. 31 gibt einen Überblick.

Tab. 31: Dauer bis zur Erreichung von BW I bzw. Vorsorgewert

	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
Deposition [$\mu\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$]	0,015	0,042	0,043	0,011
BW I (Dauer [a])	13.270	4.847	4.825	18.552
Vorsorgewert (Dauer [a])	39.810	14.542	14.476	55.656

KS-Aufbringung auf landwirtschaftlichen Flächen				
BW I _{multifunktional} $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$	0,92	222	Hg-Gehalt $1,35 \text{ mg/kg}$	
Vorsorgewert 1 mg.kg^{-1}	0,92	667		
BW I _{multifunktional} $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$	6,85	30	Hg-Gehalt 10 mg/kg	
Vorsorgewert 1 mg.kg^{-1}	6,85	90		

Betrachtet man eine KS-Aufbringung (mit durchschnittlichem Hg-Gehalt von $1,35 \text{ mg.kg}^{-1}$) ausschließlich auf landwirtschaftlichen Flächen dauert es bis zur Erreichung des BW I 222 Jahre und bis zur Erreichung des Vorsorgewertes 667 Jahre.

Bei einem durchschnittlichen Hg-Gehalt von 10 mg.kg^{-1} und der ausschließlichen Aufbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen ist der BW I bereits in 30 Jahren und der Vorsorgewert bereits in 90 Jahren erreicht.

9.2.2 Gesamtdeposition

Bei Einsatz von Klärschlamm mit einem Hg-Gehalt von $< 1,35 \text{ mg.kg}^{-1}$ unterschreitet die errechnete Gesamtdeposition den Grenzwert von $5 \text{ g.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}$ ($3,78 - 3,88 - 3,89 - 3,72$).

³² Diese Betrachtung unterstellt ausschließlich Hg-Depositionen, die durch den Einsatz von Klärschlamm bedingt sind. Es werden auch keine sonstigen Eintragsquellen berücksichtigt, die zweifellos vorhanden sind und zu einer Reduktion dieser Jahresangaben führen.

Den größten Beitrag zur Gesamtdeposition liefert die direkte Ausbringung von Klärschlamm auf Feldern ($3,36 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$).

Unterstellt man die in der Steiermark derzeit noch erlaubten Hg-Gehalte im Klärschlamm von $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, so ergibt sich eine Gesamtbelastung in $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, die um den Faktor 5 über dem Grenzwert liegt (25,42 - 25,52 - 25,53 - 25,41).

Daraus folgt, dass der Hg-Wert für Klärschlamm im Steiermärkischen Bodenschutzgesetz aus der Sicht eines vorsorgenden Bodenschutzes dringend einer Dynamisierung und der derzeit erlaubte Gehalt einer deutlichen Reduktion unterzogen werden sollte. Eine bloße Senkung der erlaubten Ausbringungsmenge von Klärschlamm wird als nicht ziel führend betrachtet.

10. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Ablaufschema einer Stoffflussanalyse lt. ÖNORM S 2096	9
Abb. 2: Angewendetes Stoffflussanalyse-System	10
Abb. 3: Subsystem Zementwerk des Stoffflussanalyse-Systems	11
Abb. 4: Subsystem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk des Stoffflussanalyse-Systems	12
Abb. 5: Schema der Quecksilberpfade im Zementwerk	15
Abb. 6: Schema der Quecksilberpfade im Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk	18
Abb. 7: Schema der Quecksilberpfade in einer Monoverbrennung	20
Abb. 8: Entwicklung der Klärschlammengen in der Steiermark, 1996 - 2004 (Quelle: FA 19A)	24
Abb. 9: Klärschlammverwertung und -beseitigung in Österreich, 2006 (Quelle: BAWPL, 2006)	26
Abb. 10: Klärschlammverwertung und -beseitigung in der Steiermark, 2004 (Quelle: FA 19D)	30
Abb. 11: Biogeochemischer Kreislauf in agrarischen Ökosystemen (n. HODGSON, 1963)	32
Abb. 12: Wirkungspfade von Quecksilber (LAI, 1995)	34
Abb. 13: Prozentuelle Häufigkeitsverteilung von Hg in steirischen landwirtschaftlich genutzten Böden (Bereich von 0 - 0,5 mg/kg, Normalwert rot gekennzeichnet)	37
Abb. 14: Gemessene Quecksilberkonzentrationen in mg/kg TS in Klärschlammproben aus 12 Kläranlagen (Datenquelle: FA17C)	40
Abb. 15: Mittelwerte der Konzentrationen von Hg im steirischen kommunalen Klärschlamm 1996-2005 (Quelle: FA 19A)	42
Abb. 16: Verhältnis der Konzentration von Schwermetallen in Klärschlamm (C_{sludge}) und der Zunahme von Schwermetallen im Boden (ΔC_{soil}) bei Aufbringung von Klärschlamm (ANDERSSON & NILSSON, 1972)	44
Abb. 17: Stoffflussanalyse, Szenario 1	48
Abb. 18: Subsystem Zementwerk, Szenario 1	49
Abb. 19: Subsystem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk, Szenario 1	50
Abb. 20: Stoffflussanalyse, Szenario 2	51
Abb. 21: Subsystem Zementwerk, Szenario 2	52
Abb. 22: Subsystem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk, Szenario 2	52
Abb. 23: Stoffflussanalyse, Szenario 3	53
Abb. 24: Subsystem Zementwerk, Szenario 3	54
Abb. 25: Subsystem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk, Szenario 3	54
Abb. 26: Stoffflussanalyse, Szenario 4	55
Abb. 27: Subsystem Zementwerk, Szenario 4	56
Abb. 28: Subsystem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk, Szenario 4	56
Abb. 29: Vergleich zwischen der umweltrelevanten Hg-Fracht (Hg-nonfix) und der durch den Verwertungsvorgang fixierten Hg-Menge (Hg-fix) bei Szenario 1	59
Abb. 30: Vergleich zwischen der umweltrelevanten Hg-Fracht (Hg-nonfix) und der durch den Verwertungsvorgang fixierten Hg-Menge (Hg-fix) bei Szenario 2	61
Abb. 31: Vergleich zwischen der umweltrelevanten Hg-Fracht (Hg-nonfix) und der durch den Verwertungsvorgang fixierten Hg-Menge (Hg-fix) bei Szenario 3	64
Abb. 32: Vergleich zwischen der umweltrelevanten Hg-Fracht (Hg-nonfix) und der durch den Verwertungsvorgang fixierten Hg-Menge (Hg-fix) bei Szenario 4	66

11. Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Randbedingungen für die Mitverbrennung von Klärschlamm in einem Zementwerk.....	14
Tab. 2: Randbedingungen für die Mitverbrennung von Klärschlamm in einem Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk	17
Tab. 3: Austragspfade und Transferfaktoren für Quecksilber im Fernheizkraftwerk/Kohlekraftwerk.....	18
Tab. 4: Randbedingungen für die Beseitigung von Klärschlamm in einer Monoverbrennung.....	20
Tab. 5: Gegenüberstellung der Klärschlamm- und Bodengrenzwerte der RL-86/278 und des derzeitigen Entwurfes (3. Entwurf).....	21
Tab. 6: Grenz- und Richtwerte für Hg-Frachtbegrenzungen.....	23
Tab. 7: Anlagen zur Klärschlammbehandlung in der Steiermark - 2004	31
Tab. 8: Quellen von Quecksilbereinträgen auf Pflanzen (verändert nach JENKINS, 1981)	35
Tab. 9: Statistik der steirischen Quecksilbergehalte in Acker- und Grünlandböden	36
Tab. 10: Entwicklung der Konzentrationen von Hg im steirischen Klärschlamm 1996-2001.....	41
Tab. 11: Entwicklung der Konzentrationen von Hg im steirischen Klärschlamm 1996-2005.....	41
Tab. 12: Median und 90%-Perzentile von Klärschlammanalysen verschiedener Bundesländer.....	43
Tab. 13: Hg-Gehalte im Klärschlamm im Vergleich mit verschiedenen organischen Düngern (UBA _{BRD} , 2001; ZESSNER & AICHBERGER, 2003)	45
Tab. 14: Hg-Gehalte im Klärschlamm im Vergleich mit verschiedenen organischen Düngern bezogen auf den Phosphorgehalt (verändert nach ZESSNER & AICHBERGER, 2003)	45
Tab. 15: mittlere Hg-Einträge durch Düngemittel nach durchschnittlichem Pflanzenentzug und einem durchschnittlichen P ₂ O ₅ -Bedarf von 50 kg·a ⁻¹ (UBA _{BRD} ,2001).....	45
Tab. 16: Grenz- und Messwerte für Hg im Falle der landwirtschaftlichen Verwertung von KS	46
Tab. 17: Schwermetallfrachten von Quecksilber bei Umsetzung verschiedener Grenz- und Messwerte	46
Tab. 18: Übersicht Szenarien	47
Tab. 19: Eintrag von Quecksilber bei durchschnittlichen und maximal erlaubten Hg-Gehalten in landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen verglichen mit Richt- und Grenzwerten	57
Tab. 20: Eintrag von Quecksilber bei durchschnittlichen Hg-Gehalten des Klärschlammes in verschiedene Verwertungsprozesse bei Szenario 1	58
Tab. 21: Deposition Szenario 1 - Anzahl der Jahre bis zur Erreichung von Hg-Vorsorge- bzw. Grenzwerten.....	60
Tab. 22: Eintrag von Quecksilber bei durchschnittlichen Hg-Gehalten des Klärschlammes in verschiedene Verwertungsprozesse bei Szenario 2	60
Tab. 23: Deposition Szenario 2 - Anzahl der Jahre bis zur Erreichung von Hg-Vorsorge- bzw. Grenzwerten.....	62
Tab. 24: Eintrag von Quecksilber bei durchschnittlichen Hg-Gehalten des Klärschlammes in verschiedene Verwertungsprozesse bei Szenario 3	63
Tab. 25: Deposition Szenario 3 - Anzahl der Jahre bis zur Erreichung von Hg-Vorsorge- bzw. Grenzwerten.....	65
Tab. 26: Eintrag von Quecksilber bei durchschnittlichen Hg-Gehalten des Klärschlammes in verschiedene Verwertungsprozesse bei Szenario 4	66
Tab. 27: Deposition Szenario 4 - Anzahl der Jahre bis zur Erreichung von Hg-Vorsorge- bzw. Grenzwerten.....	67
Tab. 28: Mittelwert und Median der Quecksilberdeposition für den Großraum Leoben-Niklasdorf	68
Tab. 29: Gesamtdeposition bei Ausbringung von Klärschlamm mit einem Hg-Gehalt von 1,35 mg·kg ⁻¹	69
Tab. 30: Gesamtdeposition bei Ausbringung von Klärschlamm mit einem Hg-Gehalt von 10 mg·kg ⁻¹	69
Tab. 31: Dauer bis zur Erreichung von BW I bzw. Vorsorgewert	71

12. Literatur

- ADRIANO, D.C. (1986): Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer-Verlag, N.Y., 533S.
- AICHBERGER, K. (1977): Untersuchungen zum Quecksilbergehalt österreichischer Speisepilze und seine Beziehung zum Rohproteingehalt der Pilze. Zeitschr. f. Lebensmittel.-Unters.-Forsch. 163, S35-38.
- AICHBERGER, K. et al. (1993): Oberösterreichischer Bodenkataster Bodenzustandsinventur 1993. Amt der o.ö. Landesregierung. 268S.
- AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (2006): Staubniederschlag und Schwermetalle in Oberösterreich 2005.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (2006): Luftgütemessung in der Steiermark - Jahresbericht 2005.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (2005): Landes-Abfallwirtschaftsplan Steiermark, Fachabteilung 19D, Abfall- und Stoffflusswirtschaft.
- ANDERSSON. A. & K.O. NILSSON (1972): Ambio. Vol1, S176-179.
- AWG (2002): Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002), i. d. F. BGBl. I Nr. 181/2004
- BAWPL (2006): Bundesabfallwirtschaftsplan 2006. BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT.
- BGBl I (1992): Klärschlammverordnung AbfKlärV, BGBl I 1992, 912.
- BÖHMER, S., A. RUMPLMAYR, K. RAPP, A. BAUMGARTNER (2001): Mitverbrennung von Klärschlamm in kalorischen Kraftwerken. UBA-Bericht BE-194, Wien.
- BOTH, G., H. FEHRENBACH (2005): Stoff- und Energiebilanzen von Abfallverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen Berliner Abfallwirtschaftskonferenz März 2005.
- BRUNNER, P. H. (2004): Von der Abfallwirtschaft zum Ressourcenmanagement - Synthesebericht über vier Projekte zur Ausrichtung der österreichischen Abfallwirtschaft nach stofflichen Gesichtspunkten (ABASG II).
- BUCK, P. & W. TRIEBEL (2000): Betriebserfahrungen bei der Mitverbrennung von Klärschlämmen im Steinkohlekraftwerk Heilbronn. VGB Kraftwerkstechnik, Nr. 12, S 84-87.
- BUWAL (1988): Empfehlungen für die Entsorgung von quecksilberhaltigen Abwässern und Abfällen aus Zahnarztpraxen. Bundesamt für Umweltschutz.
- BUWAL (2005): Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftsparzellen der Nationalen Bodenbeobachtung. Schriftenreihe der FAL 54.
- CARPI, A., S.E. LINDBERG, E.M PRESTO, N.S BLOOM (1997): Methyl Mercury Contamination and Emission to the Atmosphere from Soil Amended with Municipal Sewage Sludge. Jour. Env. Quality 26(6), S1650-1655.
- DIEZ, T., & D. BIEHLER (1983): Schwermetallgehalte bayrischer Ackerböden nach mehrjähriger Klärschlammbehandlung im Vergleich zu unbeschlammten Böden. Heft 7, Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau.
- EPA (1997): Mercury Study - Report to Congress. United States Environmental Protection Agency Air EPA-452/R-97-003 December 1997, Volume I: Executive Summary.
- EC Working Document 3rd draft (2000): CEC, 2000c.
- EU-KOMMISSION (2005): Gemeinschaftsstrategie für Quecksilber. Mitteilung der Kommission vom 28. Januar 2005, Amtsblatt C 52 vom 2. März 2005.

- HODGSON, J.F. (1963): Adv Agron Vol.15, S119-158.
- JENKINS, D.W. (1981): Biological Monitoring of toxic trace Elements. EPA-600/S3-80-090. US-EPA, Cincinnati.
- KELLER, Th. & A. DESAULES (1997): Flächenbezogene Bodenbelastung mit Schwermetallen durch Klärschlamm. Schriftenreihe der FAL 23. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz.
- KRAINER, W. et al. (1998): Bodenschutzbericht 1998. RA8, Landwirtschaftliches Versuchszentrum Steiermark, 149S.
- KÜGLER, I., A. ÖHLINGER, B. WALTER (2004): Dezentrale Klärschlammverbrennung. UBA-Bericht BE-260, Wien.
- LAI (1995): Immissionswerte für Quecksilber/Quecksilberverbindungen. Schriftenreihe LAI Nr. 10.
- LINDQVIST, O., K. JOHANSSON, M. AASTRUP, A. ANDERSSON, L. BRINGMARK, G. HOVSENIUS, L. HAKANSON (1991): Mercury in the Swedish Environment - Recent Research on Causes, Consequences and Corrective Methods. Water, Air and Soil Poll. 55.
- NRW (2003): Leitfaden zur energetischen Verwertung von Abfällen in Zement-, Kalk- und Kraftwerken in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- MACNICOL, R.D. & P.H.T. BECKETT (1985): Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. Plant and Soil, 85, S107ff.
- MAIER, H., H. WALDHAUSER, W. TRIEBL, P. BUCK (1999): Auswirkungen der versuchsweisen Mitverbrennung von thermisch getrocknetem Klärschlamm in einem Steinkohlekraftwerk. VGB KraftwerksTechnik 3/99.
- MOSBAEK, H.J., C. TJELL, and T. SEVEL (1988): Plant Uptake of Mercury in Background Areas. Chemosphere 17(6):1227-1236.
- OBERNBERGER, I., K. SUPANCIC, A. POLZER (2006): Untersuchung der Stoffflüsse und sinnvollen Verwertung von sowie Reststoffnutzung aus Klärschlamm in der Steiermark (Zwischenbericht).
- ÖWAV (2004): Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm. 2. vollst. überarb. Auflage, 51S.
- ÖWAV (2007): Stoffflussanalyse mit Freeware STAN. Tagungsband zum Workshop, TU Wien, 28.02.2007, in Zusammenarbeit mit Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft.
- POELSTRA et al. (1974): In: Comparative Studies in Food and Environmental Contamination. S281-292, Proc Series IAEA-SM-175/46, Wien.
- PRINZ, B. (1999): Ableitung niederschlagsbezogener Werte zum Schutz des Bodens. In: ROSENKRANZ et al. (2005): Bodenschutz. Erich Schmidt Verlag, Bd.2.
- RICHTLINIE DES RATES vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG).
- SALZBURGER KLÄRSCHLAMMKONZEPT (2001): Materialienband zum Salzburger Klärschlamm-Konzept 2001. Land Salzburg.
- SAUERBECK, D. & P. STYPEREK (1985): Evaluation of chemical methods for assessing the cadmium and zinc availability from different soils and sources. In: LESCHBER, R., R.D. DAVIS and P.L. HERMITE: Chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soils. Comm. Europ. Commun., Elsevier Appl. Sci. Brüssel.
- SCHAAF, H. (1986): Untersuchungen über Akkumulation und Verlagerung von Schwermetallen nach langjähriger Anwendung von Klärschlamm verschiedener Aufbereitung im Landbau. Vlg. Fleck, Diss.

Univ. Gießen.

SCHAAF, H. (2003): Klärschlamm - ein Schadstoffgemisch oder nutzbringende Ressource für eine nachhaltige Landwirtschaft. In: Wiener Mitteilungen, Bd. 184.

SCHARF, S., M. SCHNEIDER, G. ZETHNER (1997): Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich. UBA-Monographien Band 095, Wien.

SCHLÜTER, K., S. GÄTH (1998): Evaporation von Quecksilber aus kontaminierten Böden und deren Bedeutung für die Hg-Aufnahme von Kulturpflanzen. In: Überprüfung und Fortentwicklung der Bodenwerte für den Boden-Pflanze-Pfad. Teilbericht II, UBA Texte, Forschungsbericht 296 71 005, UBA-FB 98-114, Berlin.

SCHUSTER, E. (1991): The Behavior of Mercury in the Soil with special emphasis on Complexation and Adsorption processes - A Review of the Literature. Water, Air and Soil Poll. 56:667-680.

SIEGENTHALER A., HHÄNI und W. STAUFFER (1999): Auswirkungen hoher Gaben von Klärschlamm und Schweinegülle. Agrarforschung. 6 (1): 25-28.

STATISTIK AUSTRIA (2007): Statistisches Jahrbuch 2007. Kap. 17, Struktur und Produktionsgrundlagen der Landwirtschaft.

STEIERMÄRKISCHES KLÄRSCHLAMMVERWERTUNGS- UND ENTSORGUNGSKONZEPT (2000): Bestandsaufnahme und Analyse 1996, 1997, 1998.

STEIER, K. (2003a): Ist die thermische Entsorgung aller Klärschlämme in der BRD kurzfristig gewährleistet?, in: DOHMANN, M. (Hrsg.): Gewässerschutz - Wasser - Abwasser 190, Handbuch zur 36. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen, 26. - 28. März 2003 S. 67/1- 67/12.

STEIER, K. (2003b): Thermische Klärschlammverwertung - Möglichkeiten und Erfahrungen aus Sicht eines Kraftwerkbetreibers, in: Hans Huber AG (Hrsg.): Handbuch zur 1. Fachtagung „Klärschlamm“, Berching, 9. September 2003, S. 135-153.

SZEDNYJ, I. und I. SCHINDLER (2004): Aktuelle Entwicklungen hinsichtlich Abfalleinsatz und Emissionsminderungstechniken in der Zementindustrie. UBA-Bericht, BE-237, Wien.

UBA_{BRD} (2001): Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzten Böden. Texte 59/01, 126S, Berlin.

UBA_{BRD} (2004): Daten zur Anlagentechnik und zu den Standorten der thermischen Klärschlamm-entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. 3. überarbeitete Auflage. Berlin.

WHITBY, L.M., GAYNOR, J., McLEAN, A.J. (1978): Metals in soils of some agricultural watersheds in Ontario. Canadian Journal of Soil Science, Jhrg. 58, S 325-330.

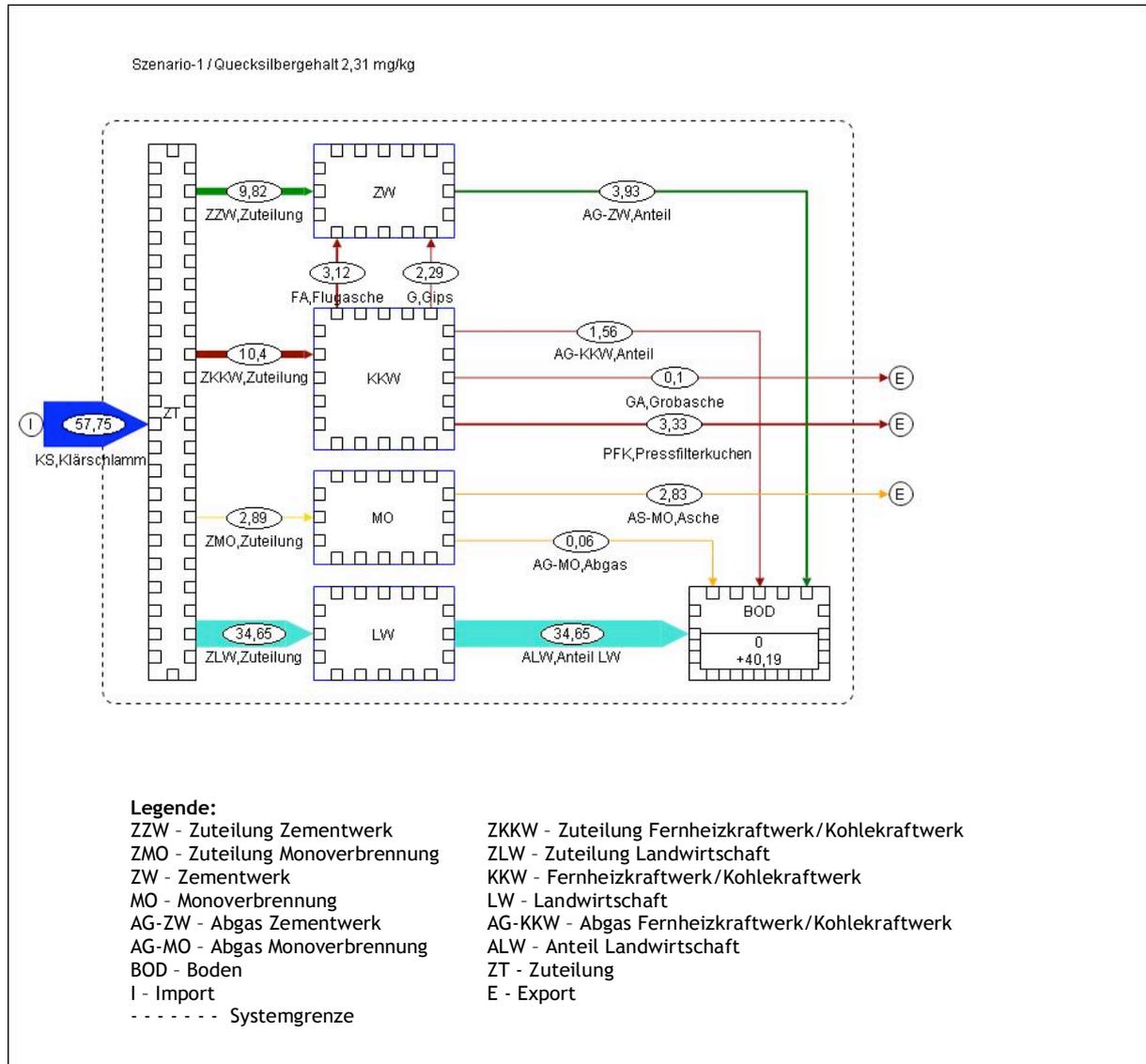
WIERICK, H.G., T. BRUNNE, S. RICHTER, D. HEINZE, F. MIELKE (2001): Erfahrungen bei der Mitverbrennung von Klärschlamm im VEAG-Braunkohlekraftwerk Boxberg, VGB PowerTech, Nr. 7, S43-46.

ZESCHMAR-LAHL, B. (2004): Stoffflussanalyse als Planungsinstrument für den Einsatz von Ersatzbrennstoffen. VDI-Seminar 438305: Aufbereitung und Verwertung von Sekundärbrennstoffen nach 2005. Hamm/Westfalen, 29./30.3.2004.

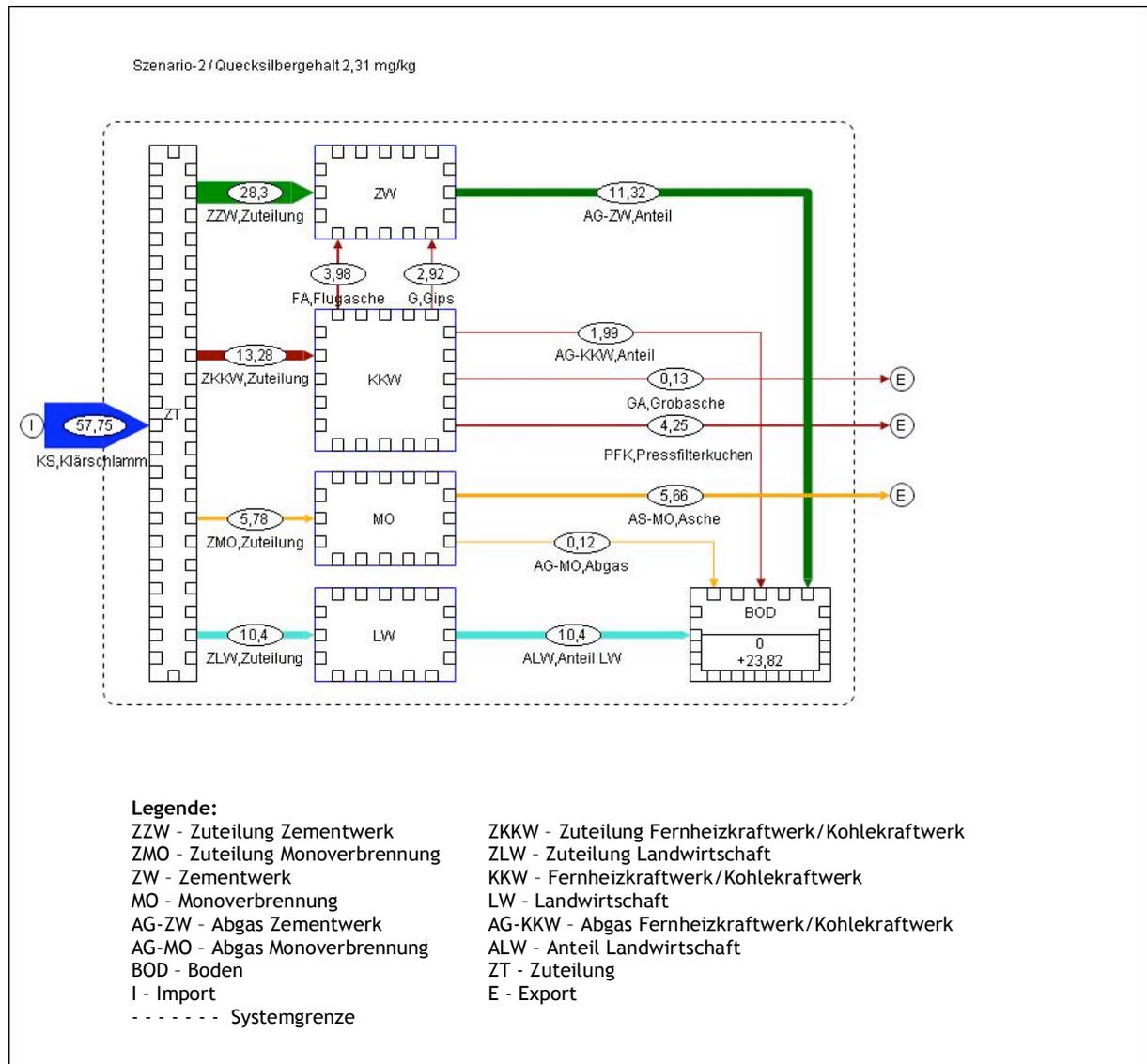
ZESSNER, M., K. AICHBERGER (2003): Wertstoffe und Schwermetalle im Klärschlamm. Wiener Mitteilungen Bd. 184, S109-138.

13. Anhang

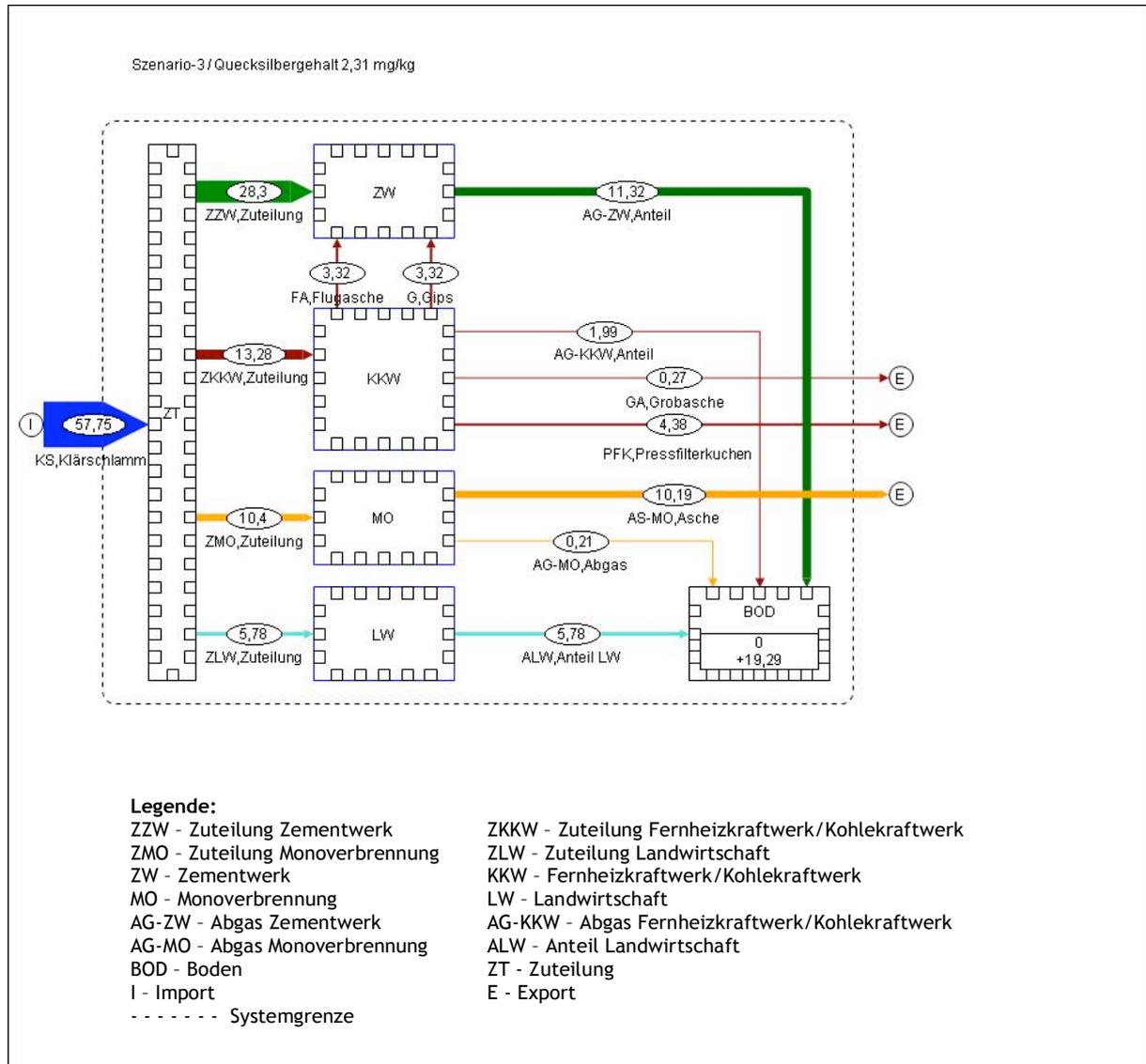
13.1 Absolute Hg-Fracht Szenario 1 mit $2,31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}_{\text{TS}}$



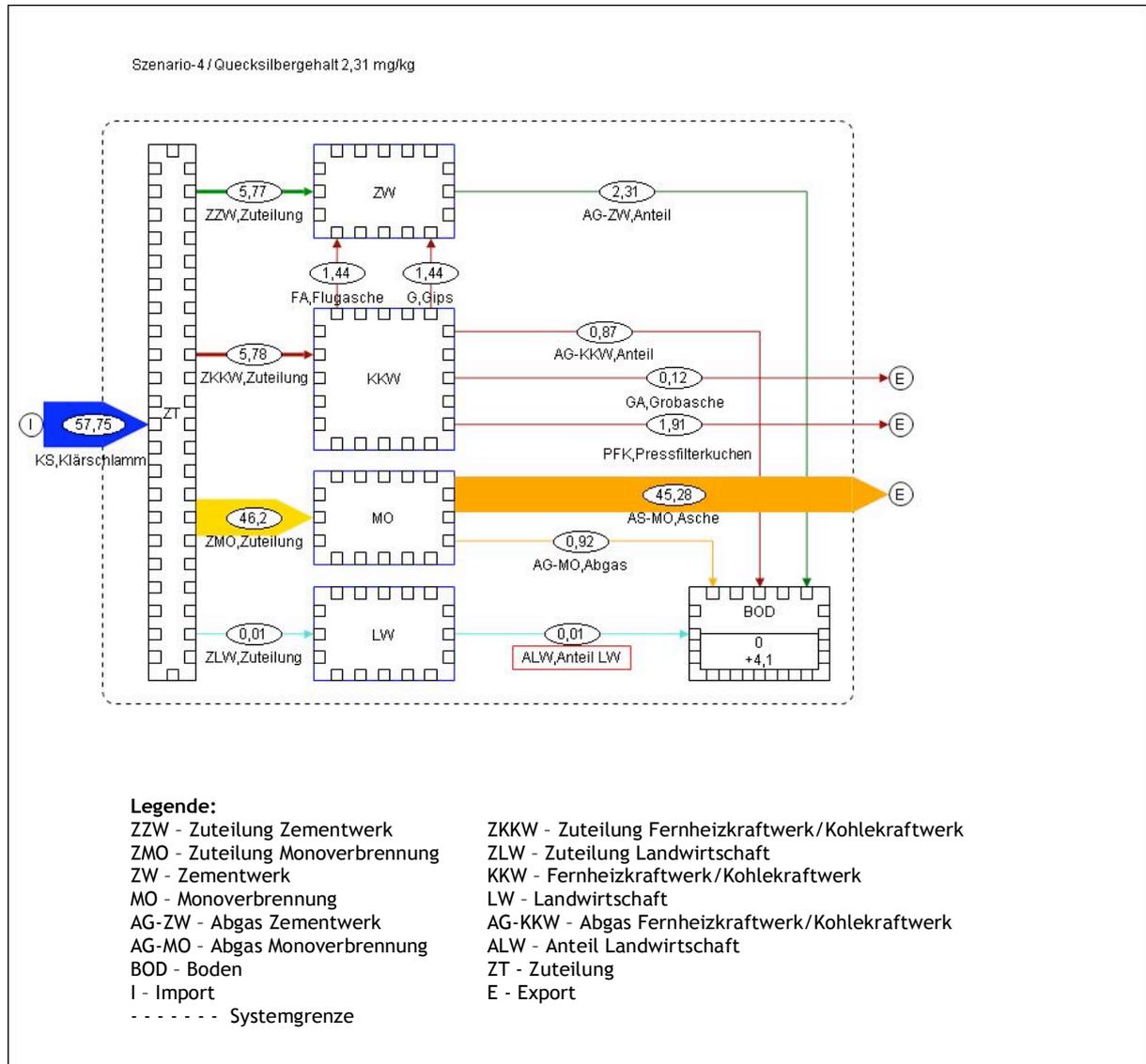
13.2 Absolute Hg-Fracht Szenario 2 mit $2,31 \text{ mg.kg}^{-1}_{\text{TS}}$



13.3 Absolute Hg-Fracht Szenario 3 mit 2,31 mg.kg⁻¹_{TS}



13.4 Absolute Hg-Fracht Szenario 4 mit 2,31 mg.kg⁻¹_{TS}



www.abfallwirtschaft.steiermark.at

Medieninhaber und Herausgeber:
Amt der Steiermärkischen Landesregierung
Fachabteilung 19D
Abfall- und Stoffflusswirtschaft
Fachabteilungsleiter:
Hofrat Dipl.-Ing. Dr. Wilhelm Himmel
Bürgergasse 5a, 8010 Graz.

Telefon: (0316) 877-4328
Fax: (0316) 877-2416
E-Mail: fa19d@stmk.gv.at
Internet: www.abfallwirtschaft.steiermark.at
Druck: FA19D
Version: 1.3
Datum: Juli 2007
GZ: FA19D 49.02-92/2007-013



www.abfallwirtschaft.steiermark.at
www.nachhaltigkeit.steiermark.at
www.oeko.at
www.qsicherheit.at