

LEA III

Neubearbeitung des Projektes "LEA – Emissionsfaktoren aus der Abfallverwertung"

Zürich, 18. November 2021

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

Impressum

Auftragsgeber: Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Luftreinhaltung und Chemikalien, CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Auftragnehmer: TBF + Partner AG

Autor/Autorin:

Sandra Laubis (Projektleitung)
Sophia Ly
Manuel Luck
Heinz-Ulrich Singer
Markus Wieduwilt

Begleitung BAFU:

Daiana Leuenberger
Rainer Kegel

Begleitung VBSA:

Robin Quartier, Geschäftsführer

Hinweis: Diese Studie/dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
1. Einleitung	4
2. Grundlagen	5
2.1 Thermische Behandlung von Abfällen	5
2.2 Luftreinhalte-Verordnung (LRV)	6
2.3 Anlagentechnik Rauchgasreinigung	7
2.3.2 Kehrichtverwertungsanlagen (KVA)	9
2.3.3 Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA)	10
2.3.4 SAVA (Sonderabfallverbrennungsanlagen)	11
2.4 Messberichte und Schadstoffkonzentrationen	11
2.5 Rauchgasvolumenströme	12
2.6 Verwertete Abfallmenge	12
2.7 Betriebsstunden und Definition der Sonderzustände	13
3. Methodik und Annahmen	14
3.1 Berechnung der Emissionsfaktoren für den Normalbetrieb	14
3.2 Vergleichswert nach LRV	15
3.3 Sonderzustände	15
3.4 Unsicherheit bezüglich Abfallmenge	17
3.5 Unsicherheitsabschätzung	17
4. Emissionsfaktoren	18
4.1 Emissionsfaktoren der Kehrichtverwertungsanlagen	18
4.1.2 Vergleich mit LEA I und LEA II	24
4.1.3 Sonderzustände der KVA	26
4.1.4 Unsicherheitsabschätzung	28
4.2 Emissionsfaktoren der Klärschlammverbrennungsanlagen	30
4.2.2 Unsicherheitsabschätzung	35
4.3 Emissionsfaktoren der Sonderabfall-Verbrennungsanlagen	36
4.4 Plausibilität der Emissionsfaktoren	38
4.4.1 Streuung der Emissionsfaktoren	39

5.	Zusammenfassung der Ergebnisse	44
5.1	Emissionsfaktoren der KVA	44
5.2	Emissionsfaktoren der Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA)	44
5.3	Emissionsfaktoren SAVA	45
5.4	Gegenüberstellung der Emissionsfaktoren	46
6.	Treibhausgasemissionen	47
6.1	Vergleich internationale Berichterstattung	47
6.2	Lachgasemissionen bei KVA	48
6.3	Lachgasemissionen bei Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA)	49
6.4	Fazit Überprüfung Treibhausgasemissionen	51
7.	Empfehlungen	52
8.	Anhang	55

Verzeichnisse

Literaturverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Total Seiten (inkl. Verzeichnisse)	63
------------------------------------	----

Zusammenfassung

Ausgangslage

In den Jahren 2004 und 2015 wurde TBF + Partner AG vom BAFU mit der Abwicklung der Projekte «LEA bzw. LEA II Emissionsfaktoren aus der Abfallverwertung» beauftragt.

Resultate der Studien waren die Berechnungen von Emissionsfaktoren für Luftschadstoffe für die Basisjahre 2003 bzw. 2014. Diese Emissionsfaktoren wurden sowohl für den Normalbetrieb als auch für sogenannte Sonderzustände von Kehrrichtverwertungsanlagen (KVA) erhoben. Unter Sonderzuständen sind die An- und Abfahrphasen sowie die Verwendung von Umfahungsleitungen der Rauchgasreinigungsanlagen zu verstehen. In LEA II wurden auch für Sonderabfallverbrennungsanlagen (SAVA) Emissionsfaktoren bestimmt.

Aufgrund der Notwendigkeit in regelmässigen Zeitabständen und insbesondere nach Anpassungen der Vorschriften in der LRV die Emissionsfaktoren neu zu bestimmen, hat das BAFU die TBF + Partner AG beauftragt, eine Aktualisierung der Studie LEA vorzunehmen. Anders als in den Studien von 2004 und 2015 wurden in der hier vorliegenden Studie auch Daten der Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA) und zum Treibhausgas Lachgas ausgewertet.

Datengrundlage

Als Grundlage wurden im Auftrag des BAFU von den kantonalen Luftreinhaltefachstellen verschiedene Berichte der Schweizer KVA, SAVA und SVA zur Verfügung gestellt: Messberichte nach Luftreinhalte-Verordnung (LRV), Firmenberichte und kantonspezifische Zusammenstellungen von Abfallverbunden.

Für die Ermittlung der Emissionsfaktoren für den Normalbetrieb wurden nur Daten von offiziellen Messungen nach der Empfehlung für Emissionsmessungen an stationären Anlagen des BAFU verwendet, bei denen der Einsatz genau kalibrierter Messgeräte garantiert ist. Diese Messdaten lagen in erster Linie in Form von LRV-Messberichten vor, teilweise waren auch Messungen im Auftrag vom Kanton vorhanden.

Methodik

Die Berechnung der Emissionsfaktoren erfolgte anhand der Schadstoffkonzentrationen¹, der Rauchgasvolumenströme (im Normzustand, trocken) und der jeweils während der Dauer der Messung verwerteten Abfallmenge.

$$\text{Emissionsfaktor} \left[\frac{g}{t} \right] = \frac{\text{Schadstoffkonzentration} \left[\frac{g}{m^3} \right] * \text{Rauchgasvolumenstrom} \left[\frac{m^3}{h} \right]}{\text{Abfalldurchsatz} \left[\frac{t}{h} \right]}$$

¹ normiert auf die Volumenkonzentrationen des Sauerstoffbezugs von 11 % bzw. 3 % sowie trockenes Rauchgas im Normzustand (0 °C / 1013 mbar)

Resultate

Zur Bestimmung der in der Tabelle 1 und Tabelle 2 ausgewiesenen gesamtschweizerischen Emissionsfaktoren für den Normalbetrieb wurden die Emissionsfaktoren der einzelnen Kehrichtverwertungsanlagen (KVA) und Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA) berechnet und anschliessend mit der jährlich verwerteten Abfallmenge gewichtet. Zusätzlich wurden gesamtschweizerische Emissionsfaktoren inklusive Sonderzustände eruiert. Um diese Werte mit den LRV-Grenzwerten vergleichen zu können, wurde jeweils ein LRV-Vergleichswert (LRV-VW) als Emissionsfaktor auf der Basis eines schweizweiten Durchschnitts der Rauchgasvolumenströme sowie der verwerteten Abfallmengen berechnet.

Tabelle 1 Emissionsfaktoren von KVA für den Normalbetrieb, zusätzlich inkl. Sonderzustand und der Unsicherheitsbereich der Emissionsfaktoren während des Normalbetriebs

KVA		Normal- betrieb	Inklusive Sonderzustand	Unsicherheit, p=0.95, kp=2	rel. Unsi- cherheit, p=0.95, kp=2	LRV-VW
CO	[g/t]	71	71–72	±15	20.7 %	350
NO _x als NO ₂	[g/t]	364	368–376	±78	21.5 %	560
VOC als C	[g/t]	9.6	-	±2.1	22.1 %	140
Staub	[g/t]	8.2	-	±1.9	22.9 %	70
HCl	[g/t]	8.5	8.5–8.6	±2.5	30.1 %	140
HF	[g/t]	0.92	0.93–0.94	±0.40	43.2 %	14
SO _x als SO ₂	[g/t]	50	51–52	±13	25.7 %	350
NH ₃	[g/t]	4.6	-	±1.1	23.3 %	35
N ₂ O	[g/t]	17	-	±4.6	27.6 %	-
Σ Pb + Zn	[mg/t]	787	-	±233	29.7 %	7'000
Hg	[mg/t]	69	-	±20	29.5 %	350
Cd	[mg/t]	27	-	±6.2	22.8%	350
PCDD/F	[µg/t]	0.22	-	±0.06	25.5 %	0.7

Tabelle 2 Emissionsfaktoren von Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA) für den Normalbetrieb

SVA		Normal- betrieb	Unsicherheit, p=0.95, kp=2	rel. Unsicherheit, p=0.95, kp=2	LRV-VW
CO	[g/t]	97	±31	31.6%	400
NO _x als NO ₂	[g/t]	400	±123	30.7 %	640
VOC als C	[g/t]	63	±42	67.8 %	160
Staub	[g/t]	40	±8.7	21.6 %	80
HCl	[g/t]	16	±5.4	33.4 %	160
HF	[g/t]	1.4	±0.4	28.7 %	16

SVA		Normal- betrieb	Unsicherheit, p=0.95, kp=2	rel. Unsicherheit, p=0.95, kp=2	LRV-VW
SO _x als SO ₂	[g/t]	162	±44	27.1 %	400
NH ₃	[g/t]	19	±6.2	32.9 %	40
N ₂ O	[g/t]	980	±261	26.6 %	-
Σ Pb + Zn	[mg/t]	835	±313	37.5 %	8'000
Hg	[mg/t]	153	±66	43.4 %	400
Cd	[mg/t]	33	±11	32.4 %	400
PCDD/F	[µg/t]	0.14	±0.05	35.12 %	0.8

In der Tabelle 3 sind die Emissionsfaktoren für den Normalbetrieb der SAVA aufgeführt. Da bei den Anlagen die verwertete Abfallmenge pro Verbrennungslinie stark variiert, wurde die Gewichtung mit der verwerteten Abfallmenge pro Linie ausgeführt. Auch für die SAVA wurde der LRV-VW berechnet. Da jedoch deren Rauchgasvolumenströme pro Tonne Abfall, im Unterschied zu den KVA, stark variieren können, unterliegen die Vergleichswerte grösseren Unsicherheiten.

Tabelle 3 Emissionsfaktoren von Sondermüllverbrennungsanlagen (SAVA) für den Normalbetrieb

SAVA		Normal- betrieb	Unsicherheit, p=0.95, kp=2	rel. Unsicherheit, p=0.95, kp=2	LRV-VW
CO	[g/t]	229	±64	27.9 %	700
NO _x als NO ₂	[g/t]	745	±281	37.7 %	1'120
VOC als C	[g/t]	50	±26	53.3 %	280
Staub	[g/t]	33	±13	39.7 %	140
HCl	[g/t]	19	±6.1	31.6 %	280
HF	[g/t]	2.5	±1.2	49.3 %	28
SO _x als SO ₂	[g/t]	24	±9.3	38.4 %	700
NH ₃	[g/t]	16	±7.0	43.3 %	70
N ₂ O	[g/t]	359	±40	11.2 %	-
Σ Pb + Zn	[mg/t]	4'150	±1'410	34.0 %	14'000
Hg	[mg/t]	42	±22	52.2 %	700
Cd	[mg/t]	124	±58	46.6 %	700
PCDD/F	[µg/t]	0.25	± 0.14	56.6 %	1.4

1. Einleitung

Das BAFU erhebt und modelliert Emissionsdaten der Luftschadstoffe und Treibhausgase aus allen stationären und mobilen Quellengruppen zur Führung des Luftschadstoff- und Treibhausgasemissionsinventars EMIS (nach Art. 10e und 44 USG sowie Art. 36 Abs. 4 und Art. 39 LRV). Diese dienen den jährlichen Datensubmissionen für das Übereinkommen über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (CLRTAP) und des Rahmenübereinkommens der UNO über Klimaveränderungen (UNFCCC). Der Verband der Betreiber Schweizerischer Abfallverwertungsanlagen (VBSA) aktualisiert das Schadstoffregister SwissPRTR regelmässig mit den Emissionsfaktoren aus LEA. Zusätzlich werden diese Daten als Kontrollinstrument der schweizerischen Luftreinhalte- und Klimapolitik eingesetzt und stellen die Grundlage für Emissionsübersichten dar, welche von Kantonen, Instituten, Ingenieurbüros und Privaten genutzt werden.

Für Kehrichtverwertung- und Sondermüllverbrennungsanlagen (KVA und SAVA) hat das BAFU in den Jahren 2003 und 2015 derartige Modellierungen unter dem Projektnamen «LEA bzw. LEA II Emissionsfaktoren aus der Abfallverbrennung» durchführen lassen und zu diesem Zweck die kantonalen Lufthygienefachstellen um LRV-Messberichte ihrer Kehrichtverwertungsanlagen gebeten.

Mit der LRV-Revision vom 14.10.2015 wurde der Emissionsgrenzwert für KVA, SAVA und SVA für Quecksilber und Cadmium halbiert. Die daraus resultierende, wie auch die allgemeine Entwicklung der Emissionsfaktoren in den Jahren 2015 bis 2020 soll 2021 anhand einer weiteren Auflage des Projektes (LEA III) neu erfasst werden.

2. Grundlagen

2.1 Thermische Behandlung von Abfällen

Die thermische Behandlung von stofflich nicht verwertbaren, brennbaren Siedlungsabfällen und brennbaren Abfällen aus Industrie und Gewerbe sowie Klärschlamm ist in der Schweiz schon lange unbestritten und ist mit der Schaffung der entsprechenden Behandlungskapazitäten umgesetzt. Artikel 10 der Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (VVEA) sieht den Grundsatz der thermischen Behandlungspflicht für brennbare und stofflich nicht verwertbare Abfälle vor.

Die thermische Behandlung stellt einen komplexen chemischen Prozess dar. Die Hauptreaktion der Verbrennung ist die Oxidation mit den typischen Verbrennungsprodukten Kohlenmonoxid (CO), Kohlendioxid (CO₂), Schwefeldioxid (SO₂) und Stickoxide (NO_x). Bei der Verbrennung entstehen weitere Stoffe, die auf die Zusammensetzung des Abfalls zurückzuführen sind. Dies sind insbesondere Chlorwasserstoff (HCl), Fluorwasserstoff (HF), Staub, Schwermetalle wie z.B. Quecksilber (Hg), Stickoxide (NO_x), sowie Dioxine und Furane.

2.2 Luftreinhalte-Verordnung (LRV)

Die Luftreinhalte-Verordnung (LRV) dient zum Schutz von Lebewesen, ihrer Lebensgemeinschaften und Lebensräumen sowie dem Boden vor schädlichen oder lästigen Luftverunreinigungen (gestützt auf die Artikel 12, 13, 16 und 39 des Bundesgesetzes über den Umweltschutz). Unter anderem regelt sie die vorsorgliche Emissionsbegrenzung bei Anlagen, welche die Luft verunreinigen. Bei Emissionen, für welche die LRV keine Emissionsbegrenzung festlegt, legt die Behörde eine vorsorgliche Begrenzung fest, welche technisch und betrieblich möglich und wirtschaftlich tragbar ist. Die vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerte sind in der folgenden Tabelle 4 aufgeführt:

Tabelle 4 Emissionsgrenzwerte für Anlagen zur Verbrennung von Siedlungs- und Sonderabfällen nach LRV (Anhang 2, Ziffer 714)

Schadstoff	Konzentration [mg/m ³]
Staub	10
Summe von Blei und Zink sowie deren Verbindungen, angegeben als Metalle	1
Quecksilber und deren Verbindungen	0.05
Cadmium und deren Verbindungen	0.05
Schwefeloxide, angegeben als Schwefeldioxid	50
Stickoxide, angegeben als Stickstoffdioxid (bei einem Massenstrom > 2.5 kg/h)	80
Gasförmige anorganische Chlorverbindungen, angegeben als Chlorwasserstoff	20
Gasförmige anorganische Fluorverbindungen, angegeben als Fluorwasserstoff	2
Ammoniak und Ammoniumverbindungen, angegeben als Ammoniak	5
Gasförmige organische Stoffe, angegeben als Gesamtkohlenstoff	20
Kohlenmonoxid	50
Schadstoff	Konzentration [ng/m ³]
Dioxine und Furane, angegeben als Summenwert der Toxizitätsäquivalente (EN 1948-1)	0.1

Die Beurteilung der Luftschadstoffe erfolgt bei kontinuierlichen Messungen gemäss folgenden Kriterien (LRV, Art, 15 Abs. 4 Bst. a – c):

- a) keiner der Tagesmittelwerte darf den Emissionsgrenzwert überschreiten;
- b) 97 Prozent aller Stundenmittelwerte dürfen das 1.2-fache des Grenzwertes nicht überschreiten; und
- c) keiner der Stundenmittelwerte darf das Zweifache des Grenzwertes überschreiten.

Für die Beurteilung der Emissionen während den An- und Abfahrtzeiten besteht keine vereinheitlichte Regelung in der Schweiz.

2.3 Anlagentechnik Rauchgasreinigung

In den Schweizer KVA werden verschiedene Technologien für die Entstaubung, Entstickung und die weitergehende Rauchgasreinigung eingesetzt. Diese können folgendermassen unterteilt werden:

Rauchgasentstickung (DeNOx)

Bei der Entstickung wird zwischen selektiver katalytischer Reduktion (SCR) und selektiver nicht katalytischer Reduktion (SNCR) unterschieden.

Selektive katalytische Reduktion SCR

Bei den katalytischen Verfahren werden die Stickoxide unter Zugabe von Ammoniakwasser an einem Katalysator zu Stickstoff und Wasserstoff umgesetzt. Die Betriebstemperaturen betragen 165 °C – 350 °C. Parallel werden auch Dioxine und Furane abgebaut, wobei für eine sichere Einhaltung des Grenzwertes eine entsprechende Dimensionierung des Katalysatorvolumens erforderlich ist.

Für die Platzierung der Katalysatoren innerhalb der Rauchgasreinigungsanlage bestehen folgende Möglichkeiten:

- Einsatz im Rohgas nach der Rauchgasentstaubung (low-dust)
- Einsatz nach einer nassen oder trockenen Rauchgasreinigung (tail-end)

Der Einsatz des Katalysators im Rohgas hat den Vorteil, dass das Rauchgas bereits die notwendige Temperatur besitzt und nicht wieder aufgeheizt werden muss.

Der Einsatz des Katalysators nach einer Rauchgasreinigung erfordert entweder eine energieaufwändige Wiederaufheizung oder im Fall eines Niedertemperaturverfahrens, eine periodische thermische Regeneration des Katalysators. Diese Schaltung hat aber immer den Vorteil, dass der Katalysator im weitestgehend gereinigten Rauchgas betrieben werden kann. Dadurch ist die Gefahr der Katalysatorvergiftung oder Blockierung durch Staub, Schwermetalle oder Ammonium(bi)sulfate minimiert.

Selektive nicht katalytische Reduktion SNCR

Bei Anlagen mit SNCR erfolgt die Rauchgasentstickung bei Temperaturen zwischen 900 °C und 1'100 °C. Dabei werden Harnstoff ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) oder Ammoniak (NH_3) als wässrige Lösungen direkt in den Feuerraum überstöchiometrisch eingespritzt und Stickoxide (NO , NO_2) zu Stickstoff (N_2) reduziert. Falls die untere Grenze des Temperaturfensters unterschritten wird, entsteht Ammoniak-Schlupf. Bei der Pyrolyse als Teilschritt der Entstickung mit Harnstoff entsteht zudem Lachgas (N_2O). Um diese unerwünschten Emissionen zu minimieren, erfolgt die Einspritzung der Harnstofflösung oder des Ammoniakwassers durch eine Vielzahl von Düsen auf mehreren Ebenen, um damit den optimalen Temperaturfeldern im Reaktionsraum folgen zu können.

Entstaubung

Zur primären Entstaubung der Rauchgase werden in der Regel Elektrofilter eingesetzt. In Einzelfällen, insbesondere wenn gleichzeitig Reagenzien zur Vorabscheidung von Schadstoffen eingesetzt werden, kommen auch Gewebefilter zum Einsatz.

Im Elektrofilter werden die Flugstäube elektrostatisch aufgeladen und anschliessend an den sogenannten Niederschlagselektroden abgeschieden. Klopfwerke lösen den Staub von den Elektroden, der dann über Sammeltrichter ausgeschleust wird.

Im Gewebefilter werden die Stäube mittels textilen Filtermaterialien aus dem Rauchgas abgeschieden. Der sich an der Oberfläche dieser Gewebe bildende Filterkuchen wird in geregelten Zeiträumen mit Druckluftstössen gelöst und dann über Sammeltrichter ausgeschleust. Prinzipiell können mit einem Gewebefilter höhere Abscheidegrade erzielt werden. Mit den üblicherweise eingesetzten Filtermaterialien ist jedoch die maximale Betriebstemperatur auf 250 °C begrenzt.

Absorptionsverfahren

Die Absorptionsverfahren werden unterteilt in:

Nasse Verfahren oder Wäscher: Eine Waschlösung, mit oder ohne Neutralisationsmittel, wird über Sprühnebel oder Einbauten im Rauchgasstrom fein verteilt. Die abzuscheidenden Schadstoffe werden von der Waschflüssigkeit absorbiert. Die Reaktionsprodukte liegen, je nach Neutralisationsmittel, in gelöster Form oder als Suspension vor. Da Quecksilber (Hg) nach der Feuerung einer KVA bei typischen HCl -Konzentrationen im Rauchgas hauptsächlich als wasserlösliches Quecksilber(II)chlorid (HgCl_2) vorliegt, kann dieses mit einer stark sauren Waschstufe ausgewaschen werden. Für eine sichere Abscheidung muss dabei eine Reduktion des absorbierten HgCl_2 zum leicht flüchtigen elementaren $\text{Hg}(0)$ unterdrückt sowie die wichtige Komplexbildung des Hg unterstützt werden. Dazu sind u. a. höhere Halogenid- respektive ausreichende Sauerstoffkonzentrationen in der Waschflüssigkeit erforderlich.

Quasi-trocken Verfahren: Eine wässrige Lösung mit Neutralisationsmittel wird im Rauchgasstrom mittels Zerstäuber fein verteilt. Die abzuscheidenden Schadstoffe werden von der Lösung absorbiert, wobei die Reaktionsprodukte mit Hilfe des heissen Rauchgases gleichzeitig eingedampft werden und somit in trockener Form anfallen. Diese Produkte werden anschliessend in einem nachgeschalteten Filter aus dem Rauchgas abgeschieden.

In der Schweiz wird dieses Verfahren zurzeit nur zur Eindampfung von Reaktionsprodukten aus Wäschern angewendet (KVA St. Gallen).

Trockene Verfahren oder Flugstromverfahren: Ein pulverförmiges Absorptionsmittel, in der Regel Kalkhydrat oder Natriumbicarbonat, wird dosiert in den Rauchgasstrom eingedüst. Erste Reaktionen zwischen Schadstoffen und Absorbens finden bereits im Rauchgaskanal statt, wobei aufgrund der resultierenden Verweilzeit der wesentliche Umsatz im Gewebefilter im sogenannten Filterkuchen passiert.

Beim Einsatz von kalkbasierten Absorptionsmitteln ist es förderlich, wenn die Rauchgastemperaturen abgesenkt und die Rauchgasfeuchte erhöht wird. Dazu kann vor der Dosierung des Absorptionsmittels Wasser in den Rauchgasstrom eingedüst werden (konditioniert trockenes Verfahren).

Verbunden mit dem trockenen Verfahren zur Abscheidung der sauren Schadstoffe, wie HCl, SO_x u. a. werden häufig Adsorptionsmittel mit grossen inneren Oberflächen wie Aktivkohle oder Herdofenkoks mit zudosiert. Damit können Schwermetalle (insbesondere Quecksilber) sowie Dioxine und Furane abgeschieden werden.

Bei Verwendung eines sogenannten Polzeifilters am Ende einer vorgängigen Rauchgasreinigungsanlage werden häufig fertige Gemische von Kalkhydrat mit kohlenstoffbasierten Adsorptionsmitteln eingesetzt. Neben der Abscheidung von flüchtigen Schwermetallen wie Quecksilber sowie Dioxinen und Furanen erfolgt eine Feinabscheidung von verbleibenden sauren Schadstoffen wie HCl, HF und SO_x.

Weitere Massnahmen zur Rauchgasreinigung

Sind keine geeigneten Filter für einen trockenen Einsatz von Aktivkohle- oder Herdofenkoks verfügbar, können durch eine Dosierung dieser Adsorptionsmittel in eine (saure) Waschstufe flüchtige Schwermetalle sowie Dioxine und Furane aus dem Rauchgas abgeschieden werden. Nachteilig ist dabei, dass das Waschwasser stark verschmutzt und die Einbauten sowie die Umwälzpumpen kontaminiert werden.

2.3.2 Kehrrechtverwertungsanlagen (KVA)

Schweizweit sind momentan 30 KVA im Betrieb. Die verschiedenen Verfahren zur Entstaubung, Entstickung und Rauchgasreinigung können in unterschiedlicher Reihenfolge angeordnet werden; es existiert eine Vielzahl unterschiedlicher Schaltungen in den Schweizer KVA. Es ist deshalb nicht möglich, die Schweizer KVA in eine sinnvolle Anzahl Kategorien bezüglich

Anordnung und Art der eingesetzten Verfahren einzuteilen. Folgende Zusammenfassung kann aber bezüglich der eingesetzten Verfahren gemacht werden:

In der Abbildung 1 ist ersichtlich, dass momentan mehr Anlagen ohne als mit einer Aktivkohlenstufe betrieben werden und dass die Aktivkohle öfters im Gewebefilter eingesetzt wird als im Wäscher.



Abbildung 1: Schweizer KVA Anlagentechniken – Aktivkohle/ Gewebefilter

In der Abbildung 2 erkennt man, dass fünfmal mehr Anlagen die SCR als die SNCR einsetzen. Insgesamt sind 27 Anlagen mit einer Nasswäsche im Betrieb und 3 mit einem Trockenverfahren.

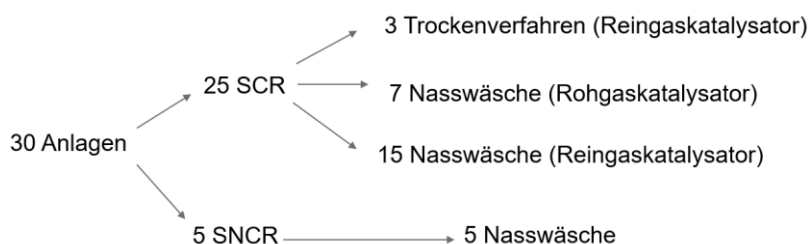


Abbildung 2 Schweizer KVA Anlagentechniken – SCR/SNCR/Trockenverfahren/Nasswäsche

2.3.3 Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA)

Bei LEA III werden bei der Klärschlammverbrennung neu neben den Luftschadstoffemissionen auch das Treibhausgas N_2O betrachtet.

Da die Lachgasemissionen in Abhängigkeit von den Verbrennungstemperaturen stark variieren, wurden die Anlagen im Hinblick auf ihre Verbrennungstechnologien untersucht. Von den 11 Schweizer SVA sind 7 Anlagen mit einem Wirbelschichtofen sowie jeweils 2 Anlagen mit einem Drehrohrföfen respektive mit einem Etagenwirbelschichtofen ausgestattet, wie in der Tabelle 5 ersichtlich ist. Die Rauchgase der beiden Drehrohrföfen werden in der Rauchgasreinigung der jeweiligen KVA gereinigt. Bei einer Anlage, die mit einem Wirbelschichtofen ausgerüstet ist, werden die Rauchgase der SVA und der KVA über denselben Kamin abgeführt, die Rauchgasreinigung erfolgt jedoch getrennt.

Tabelle 5 SVA Anlagentechniken – Drehrohröfen/Wirbelschichtöfen/Etagenwirbelschichtöfen

	Verbrennungstechnologien		
	Drehrohröfen	Wirbelschichtöfen	Etagenwirbelschichtöfen
SVA gesamt	2	7	2
SVA mit eigenem Kamin	0	6	2

Die Rauchgasreinigungen der elf SVA wurde gemäss Tabelle 6 aufgeschlüsselt. Bei drei dieser Anlagen wird der Klärschlamm getrennt verbrannt, die Rauchgase jedoch mit denjenigen der KVA zusammengeführt. Alle Verfahren sind mit einem nassen Rauchgasreinigungsverfahren (RGR) ausgerüstet (8 Anlagen). Dabei sind verschiedene Kombinationen möglich.

Tabelle 6 SVA-Rauchgasreinigungs-Techniken

Anlage	Rauchgasreinigung							RGR der KVA
	SNCR	SCR	keine DeNOx	E-Filter	Gewebe-filter	Zyklon	Wäscher	
1								x
2			x			x	x	
3	x					x	x	
4			x	x	x		x	
5			x	x			x	
6								x
7		x		x			x	
8			x				x	
9								x
10	x				x		x	
11	x			x	x		x	
	3	1	4	4	3	2	8	3

2.3.4 SAVA (Sonderabfallverbrennungsanlagen)

Die Sonderabfallverbrennungsanlagen sind auf eine spezifische Abfallpalette und damit die eingesetzte Technik jeweils auf diese Kategorie Sonderabfall ausgerichtet. Aufgrund der Heterogenität der Anforderungen und der daraus resultierenden Prozessführung wurde auf einen Vergleich verzichtet.

2.4 Messberichte und Schadstoffkonzentrationen

Kontinuierliche Messungen der Emissionswerte standen nur von einzelnen Anlagen zur Verfügung. Diese waren nicht vollständig und liessen damit eine belastbare Auswertung der zu betrachtenden Schadstoffe in Verbindung mit den dazugehörigen Rauchgasvolumenströmen nicht zu. Deshalb eigneten sie sich sowohl für die Bestimmung der einzelnen Emissionsfakto-

ren wie auch für den Vergleich zwischen Anlagen nicht. Als Konsequenz wurden für die Ermittlung der Emissionsfaktoren (EF) für den normalen Anlagenbetrieb nur die Daten von den offiziellen Kontrollmessungen gemäss Art. 13 LRV zugrunde gelegt.

Weitere Unterlagen, wie die Berichte zu kontinuierlichen Messungen, Dioxin-Messungen, Klassenhäufigkeitsverteilungen, Firmenberichte und Zusammenstellungen der Kantone wurden zur Plausibilisierung und Verständniserweiterung beigezogen. Die Datengrundlage bezieht sich auf die Messjahre 2015–2020.

2.5 Rauchgasvolumenströme

In den Grundlagendaten (LRV-Kontrollmessungen) werden die Rauchgasvolumenströme im trockenen Zustand unter Normbedingungen angegeben (0 °C/1013 mbar). Um die Messwerte der verschiedenen Anlagen für die Berechnung der Emissionsfaktoren zu nutzen und vergleichbar zu machen, mussten diese auf einen bestimmten Bezugssauerstoffgehalt umgerechnet werden. Als Bezugssauerstoffgehalt gelten für feste Brennstoffe 11 % vol. tr. und für flüssige oder gasförmige Brennstoffe 3 % vol. tr. (vergl. Anhang 2 Ziffer 713 LRV).

2.6 Verwertete Abfallmenge

Um aus den Messwerten die Emissionsfaktoren bestimmen zu können, wird die verwertete Abfallmenge während der Dauer der Messung benötigt. Diese stand jedoch nicht immer zur Verfügung. Deshalb musste bei manchen Anlagen eine Annäherung mit dem jährlichen Durchschnitt des Abfalldurchsatzes gemacht werden. Dieser berechnet sich mit der verbrannten Abfalljahresmenge, dividiert durch die Jahresbetriebsstunden.

Die Messberichte, bei denen die verbrannte Abfallmenge während der Messung angegeben ist, wurden mit der Datenqualität A bewertet. Diejenigen, bei denen eine Annäherung notwendig war, wurden mit der Datenqualität B gekennzeichnet.

Für die Berechnung der Emissionsfaktoren bei den KVA entsprechen 64 % der Datengrundlagen der Datenqualität A und 36 % der Datenqualität B.

Die Datengrundlagen für die Berechnung der Emissionsfaktoren der SVA entsprechen zu 78 % der Datenqualität A und zu 22 % der Datenqualität B.

Für die Berechnungen der Emissionsfaktoren der SAVA dienten Datengrundlagen, welche aus 38 % der Datenqualität A und aus 62 % der Datenqualität B bestehen.

2.7 Betriebsstunden und Definition der Sonderzustände

Als Betriebsstunden einer Anlage wird die Produktionszeit mit einem Sauerstoffgehalt im Rauchgas unter 16 % definiert. Während dieser Zeit verbrennt die Anlage den Abfall ohne signifikante Störungen.

Da Sonderzustände – auch wenn sie von kurzer Dauer sind – die Emissionsfaktoren stark prägen können, wurden sie im Rahmen dieses Projektes näher untersucht.

Es gibt keine einheitliche Definition der Sonderzustände in der Schweiz. Für den vorliegenden Bericht wurden sie folgendermassen definiert:

- Die Sonderzustände setzen sich zusammen aus An- und Abfahrten, ungeplanten Stillständen und Störungen. Als Störung wird beispielsweise der Ausfall oder Umfahrbetrieb des Feststoffabscheiders, eines Wäschers, der Entstickung oder des Emissionswerterechners betrachtet.

3. Methodik und Annahmen

3.1 Berechnung der Emissionsfaktoren für den Normalbetrieb

Die Bestimmung der Emissionsfaktoren erfolgte in erster Linie über die Messwerte aus den offiziellen LRV-Messberichten. Bei ungenügender Datengrundlage wurden zusätzlich offizielle Messberichte vom Kanton mitberücksichtigt.

Die Schadstoffkonzentrationen waren in den Messberichten folgendermassen normiert (nach LRV Anhang 1 Ziffer 23):

- CO, NO_x, SO₂, VOC, HCl, HF, NH₃, Staub, Schwermetalle: Konzentration in mg/m³ (mg Schadstoff pro m³ Rauchgas)
- Dioxine und Furane: Konzentration in ng I-TEQ/m³ (ng PCDD/F pro m³ Rauchgas)
- Bezugssauerstoffgehalt von 11 % vol tr. für feste Abfälle
- Bezugssauerstoffgehalt von 3 % vol tr. für flüssige oder gasförmige Abfälle
- Trockenes Rauchgas im Normzustand (0 °C/1013 mbar)

Die in den LRV-Messberichten ausgewiesenen Rauchgasvolumenströme (Normzustand, trocken) wurden auf die o. g. Bezugssauerstoffgehalte umgerechnet.

Die Berechnung der Emissionsfaktoren erfolgte anhand der Schadstoffkonzentrationen, der Rauchgasvolumenströme (im Normzustand, trocken, Bezugssauerstoffgehalt) und der jeweils verbrannten Abfallmenge:

$$\text{Emissionsfaktor} \left[\frac{g}{t} \right] = \frac{\text{Schadstoffkonzentration} \left[\frac{g}{m^3} \right] * \text{Rauchgasvolumenstrom} \left[\frac{Nm^3}{h} \right]}{\text{Abfalldurchsatz} \left[\frac{t}{h} \right]}$$

Für die KVA und SVA wurde folgende Berechnungsschritte durchgeführt:

- Die Berechnung der Emissionsfaktoren erfolgte im ersten Schritt für die einzelnen Berichtsjahre und Ofenlinien der betrachteten Anlagen. Wurden mehrere Ofenlinien auf eine Rauchgasreinigungslinie oder einen Kamin zusammengeführt, so erfolgte die Auswertung für diesen summarischen Rauchgas- und Abfallstrom.
- Anschliessend erfolgte für jede Anlage eine Mittelwertbildung über sämtliche Linien und Messjahre.
- Um den schweizweiten Emissionsfaktor zu bestimmen, wurde eine gewichtete Mittelung aller Anlagen vollzogen. Diese Mittelung basiert auf der jeweiligen durchschnittlichen jährlich verbrannten Abfallmenge.

Da bei den SAVA innerhalb einer Anlage die verbrannte Abfallmenge pro Verbrennungslinie stark variiert, wurden die Emissionsfaktoren pro Linie berechnet und mit der entsprechenden verbrannten Abfallmenge gewichtet.

3.2 Vergleichswert nach LRV

Zur besseren Übersicht und als Vergleichswert (VW) zur Einschätzung der ermittelten Emissionsfaktoren wurden die einzelnen LRV-Emissionsgrenzwerte auf Emissionsfaktoren umgerechnet. Dies erfolgte folgendermassen:

$$EF \text{ nach LRV } \left[\frac{g}{t} \right] = \text{max. Schadstoffkonz. nach LRV} \left[\frac{g}{m^3} \right] * \frac{\text{Rauchgasvolumenstrom} \left[\frac{m^3}{h} \right]}{\text{verbrannte Abfallmenge} \left[\frac{t}{h} \right]}$$

- Die maximalen Schadstoffkonzentrationen wurden der LRV (Anhang 2 Ziffer 714) entnommen (siehe auch Tabelle 4).
- Der Rauchgasvolumenstrom und die verbrannte Menge an Abfall werden als gewichtete Mittelwerte aller Anlagen angenommen.

Durch diese Berechnung wurde ermittelt, wie hoch die Emissionsfaktoren einer Anlage wären, wenn bei der Verbrennung von einer Tonne Abfall die Schadstoffkonzentrationen im Rauchgas den Grenzwerten der LRV entsprechen würden.

3.3 Sonderzustände

Die Sonderzustände umfassen die An- und Abfahrtzeiten sowie die LRV-Grenzwertüberschreitungen während dem Betrieb.

Da die Technologie der Rauchgasreinigung bezüglich der klassischen Luftschadstoffe auf einem hohen Reinigungsniveau ist, erlangen die Luftschadstoff-Emissionsfrachten während den Sonderzuständen eine hohe Bedeutung.

Für das LEA III Projekt wurden die Emissionsfaktoren während den Sonderzuständen anders bestimmt als im LEA II Projekt. Der Grund dafür ist die unterschiedliche Datengrundlage, welche zur Verfügung stand. In LEA II waren genaue Emissions-Messprotokolle zweier Anlagen während An- und Abfahrten vorhanden. Für die Ausfallzeiten der Entstickung wurden Annahmen getroffen. Für die Schadstoffe, bei denen keine Messwerte vorlagen, wurde der jeweilige Emissionsfaktor während der Sonderzustände aufgrund des erwarteten Anlageverhaltens abgeschätzt.

Da für das LEA III Projekt keine eigenen Emissionsmessprotokolle von An- und Abfahrtphasen vorhanden waren, wurden diese anhand von Kontrollberichten oder mit den Angaben zu Grenzwertüberschreitungen zu Handen der Vollzugsbehörde bestimmt. Dabei wurden nur die jeweils jüngsten Versionen dieser Berichte der betrachteten Anlagen berücksichtigt, um einen aktuellen Stand der jeweiligen Anlagentechnik und des Betriebsregimes darzustellen.

Die Überschreitungen der Stundenmittelwerte (h-MW) und Tagesmittelwerte (T-MW) wurden unabhängig voneinander ausgewertet. Prinzipiell wäre eine gesamtheitliche Betrachtung gefragt, da ein Sonderzustand sowohl zu h-MW- als auch zu T-MW-Überschreitungen führen

kann. Stattdessen wurde, auch unter Berücksichtigung der groben Angaben der Überschreitungszeiträume, beschlossen, die Emissionsfaktoren der Sonderzustände sowohl für eine untere Schwelle (Best Case), wie auch für eine obere Schwelle (Worst Case) der Schadstoffkonzentrationen zu bestimmen (siehe unten).

Folgende Grenzwertüberschreitungen wurden untersucht:

- $h\text{-MW} > 1.2 \times \text{EGW}$
- $h\text{-MW} > 2.0 \times \text{EGW}$
- $T\text{-MW} > 1.0 \times \text{EGW} + \text{VB}$ (Vertrauensbereich $\text{VB} = 0.2 \times \text{EGW}$)

Diese Grenzwerte wurden ausgewählt, da gemäss LRV die Emissionswerte als eingehalten gelten, wenn innerhalb des Kalenderjahrs 97 % aller h-MW das 1.2-fache des EGW nicht überschreiten, keine der h-MW das 2-fache des EGW überschreiten und keines der T-MW den EGW überschreitet.

Da die eingesetzten Techniken der Rauchgasreinigungsanlagen zwischen den einzelnen KVA stark variieren, können die Schadstofffrachten aus den Sonderzuständen nicht per se auf die anderen Schweizer Anlagen übertragen werden. Auch eine Abschätzung des Emissionsgeschehens nicht gemessener Schadstoffe wurde nicht durchgeführt. Auch wenn gewisse Leitkomponenten auf die Bildung anderer Schadstoffe hinweisen können, so ist eine auch nur näherungsweise Quantifizierung nicht möglich.

Um den Emissionsfaktor einer Anlage während den Sonderzuständen abschätzen zu können, wurde folgende Berechnung gemacht:²

EF (inkl. Sonderzustände)

$$\begin{aligned} &= EF_{h\text{-MW} > 1.2 \times} * t_{h\text{-MW} > 1.2 \times} + EF_{h\text{-MW} > 2 \times} \\ &* t_{h\text{-MW} > 2 \times} + EF_{T\text{-MW} > \text{EGW} + \text{VB}} * t_{T\text{-MW} > \text{EGW} + \text{VB}} \end{aligned}$$

Die untere Schwelle für die Emissionsfaktoren beträgt:

- $EF_{h\text{-MW} > 1.2 \times} = 1.2 * \text{EGW} * \text{Volumenstrom} / \text{Abfallstrom}$
- $EF_{h\text{-MW} > 2 \times} = 2 * \text{EGW} * \text{Volumenstrom} / \text{Abfallstrom}$
- $EF_{T\text{-MW} > \text{EGW} + \text{VB}} = 1.2 * \text{EGW} * \text{Volumenstrom} / \text{Abfallstrom}$

² z. B.: Steigen die CO-Konzentrationen, so steigen auch die VOC- und Dioxine/Furane Konzentrationen↑

Für die obere Schwelle der Spannweite wurden folgende Werte eingesetzt:

- $EF_{h-MW>1.2x} = 2 * EGW * \text{Volumenstrom} / \text{Abfallstrom}$
- $EF_{h-MW>2x} = 4 * EGW * \text{Volumenstrom} / \text{Abfallstrom}$
- $EF_{T-MW>EGW+V} = 2 * EGW * \text{Volumenstrom} / \text{Abfallstrom}$

3.4 Unsicherheit bezüglich Abfallmenge

Als mögliche Unsicherheiten gelten eine falsche Zählung der Kranspiele pro Messperiode basierend auf unterschiedlichen Trichterfüllungen beziehungsweise unregelmässigen Beschickungen sowie Messunsicherheiten der Kranwaage. Der Heizwert des Abfalls beeinflusst bei konstanter Kesselleistung indirekt proportional die durchgesetzte Abfallmenge. Da der Heizwert stark schwanken kann, muss die Variierung um den Mittelwert auch als Fehlerquelle betrachtet werden. Insgesamt wird deshalb mit einer relativen Unsicherheit von 14 % bei der angegebenen verwerteten Abfallmenge gerechnet. Dieser Wert wurde Anhand von folgenden Annahmen bestimmt:

- Anzahl Kranspiele pro Messperiode: $10 \pm 1 \equiv 10 \%$
- Messunsicherheit Kranwaage: ca. 1 %
- Schwankung Heizwert um Mittelwert: ca. 10 %

3.5 Unsicherheitsabschätzung

Um die Unsicherheit der berechneten Emissionsfaktoren bestimmen zu können, wurde die Gausssche Fehlerfortpflanzung verwendet. Dafür wurden die relativen Messunsicherheiten der Emissionen, des Rauchgasvolumenstroms und des Abfallstroms eruiert.

Die relativen Messunsicherheiten der Emissionen und des Rauchgasvolumenstroms waren jeweils in den LRV-Messberichten angegeben und wurden anteilmässig gewichtet. Die Unsicherheit bezüglich der verbrannten Abfallmenge ist im Kapitel 3.4 näher beschrieben.

Wie bereits in im Kapitel 3.1 erwähnt, lautet die Formel für die Berechnung des Emissionsfaktors:

$$EF = \frac{C \cdot V}{1000 \cdot A}$$

- $C = \text{gemessene Schadstoffkonzentration [mg/m}^3 \text{ n. tr. 11\%O}_2\text{]}$
- $V = \text{Rauchgasvolumenstrom } \left[\frac{\text{m}^3}{\text{h}} \text{ n. tr. } \right] \text{ bei 11\%O}_2$
- $A = \text{verbrannte Abfallmenge } \left[\frac{\text{t}}{\text{h}} \right]$

Die Gaussche Fehlerfortpflanzung für die Bestimmung der Emissionsfaktoren berechnet sich wie folgt:

$$\text{Fehlerfortpflanzung} = \sqrt{\left(\frac{\partial f}{\partial C} \cdot \sigma_{\bar{C}}\right)^2 + \left(\frac{\partial f}{\partial V} \cdot \sigma_{\bar{V}}\right)^2 + \left(\frac{\partial f}{\partial A} \cdot \sigma_{\bar{A}}\right)^2}$$

$$\text{Ableitungsterme: } \frac{\partial f}{\partial C} = \frac{\bar{V}}{1000\bar{A}}; \frac{\partial f}{\partial V} = \frac{\bar{C}}{1000\bar{A}}; \frac{\partial f}{\partial A} = \frac{\bar{C} \cdot \bar{V}}{1000\bar{A}^2}$$

4. Emissionsfaktoren

4.1 Emissionsfaktoren der Kehrichtverwertungsanlagen

In den folgenden Kapiteln werden die einzelnen Resultate aus den Berechnungen der Emissionsfaktoren, basierend auf den 30 Schweizer Kehrichtverbrennungsanlagen (KVA) vorgestellt.

In der Tabelle 7 sind die Emissionsfaktoren der Schadstoffe abgebildet. Gezeigt werden sowohl der jeweils kleinste wie auch der grösste gefundene Wert einer einzelnen Anlagenlinie sowie zwei Mittelwerte über alle Anlagenlinien, ungewichtet und gewichtet.

Tabelle 7 Emissionsfaktor pro Tonne Abfall von NO_x, SO₂, HCl, HF, NH₃, C, CO, Staub, Σ Pb + Zn, Hg, Cd, Σ PCDD/F, N₂O für KVA

		Arithmetischer Durchschnitt	Minimum	Maximum	Gewichtet mit Abfallmenge
NO _x (NO ₂)	[g/t]	377	103	671	364
SO ₂	[g/t]	48	1.1	229.21	50
HCl	[g/t]	9.7	0.72	42.22	8.5
HF	[g/t]	0.98	0.10	4.2	0.92
NH ₃	[g/t]	6.9	0.42	75	4.6
VOC (C)	[g/t]	10	1.6	70	9.6
CO	[g/t]	78	22	274	71
Staub	[g/t]	11	2	63	8.2
Σ Pb + Zn	[mg/t]	890	72	4132	787
Hg	[mg/t]	68	2.4	281	69
Cd	[mg/t]	30	2.3	135	27
Σ PCDD/F	[µg/t]	0.26	0.01	2.3	0.22
N ₂ O	[g/t]	19	5.6	46	17

In den folgenden Abbildungen sind die Emissionsfaktoren, gewichtet mit der Abfallmenge der entsprechenden Anlage, ersichtlich. Der vertikale schwarze Balken stellt jeweils die Wertebereiche der Emissionsfaktoren über alle Anlagen dar. Die Schadstoffe wurden bezüglich der Rauchgasreinigungstechniken, welche einen signifikanten Einfluss auf die Schadstoffkonzentration haben, unterteilt. Diese Anlagentechniken sind im Kapitel 2.3 beschrieben. Zu beachten

ist, dass hier nicht eine Bewertung der Technologien vorgenommen, sondern lediglich eine Momentaufnahme der Schweizer Anlagentechnik dargestellt wird.

KVA mit SCR oder SNCR

In der Abbildung 3 sind die Emissionsfaktoren von NO_x , NH_3 und N_2O dargestellt. Die blauen Balken geben die Anlagen mit einer SCR wieder. Für die Schadstoffe NO_x und NH_3 lassen sich dabei schweizweit insgesamt 7 Anlagen mit einem Rohgaskatalysator vor einer Nasswäsche und 15 Anlagen mit einem Katalysator nach einer RGR aufschlüsseln. Grün dargestellt sind die Daten der Anlagen mit einer SNCR, welche insgesamt 5 Anlagen umfassen.

Die Datengrundlage für N_2O ist dünn, nur bei 7 von 30 Anlagen sind Daten vorhanden. Die Werte bei den Anlagen mit SNCR liegen höher, verglichen mit den Anlagen, die mit einer SCR ausgerüstet sind. Dabei sind Daten zu zwei Anlagen mit SNCR und Daten zu fünf Anlagen mit SCR Verfahren vorhanden.

Der gewichtete NO_x Emissionsfaktor von den Anlagen mit SNCR liegt nahe am berechneten LRV-Vergleichswert. Dies ist in der Abbildung 3 ersichtlich.

Eine Anlage mit SCR nach Nasswäsche konnte gemäss Messbericht den LRV-Grenzwert von NH_3 nicht einhalten und weist dementsprechend einen hohen Emissionsfaktor auf. Gemäss Messbericht hängt diese Überschreitung mit der Betriebsmessung der Stickoxide zusammen, welche höhere Werte anzeigte, als es der tatsächlichen Konzentration im Rauchgas entsprach. Da die Regelung der Ammoniak einspritzung an die Konzentration der Stickoxide im Rauchgas gekoppelt ist, führt dies zu überhöhten Ammoniakzugaben und damit zu erhöhtem Schlupf.

Unter Einbezug dieser Anlage wird der durchschnittliche Wert des Emissionsfaktors für NH_3 auf ein entsprechend ähnliches Niveau, wie das der SNCR-Anlagen erhöht (s. Abbildung 3). Unter Ausklammerung dieser Anlage läge der Emissionsfaktor der Anlagen mit SCR nach Nasswäschen auf einem ähnlichen Niveau wie SCR-Anlagen nach Trockenverfahren, wie in der Abbildung 4 ersichtlich ist.

Bei den Resultaten von N_2O ist kein Vergleichswert eingezeichnet, da N_2O nicht der LRV unterliegt.

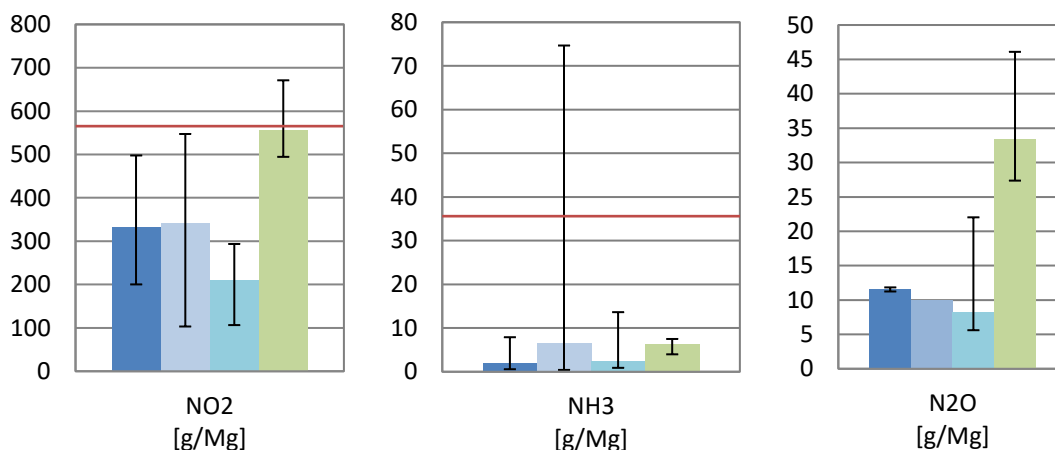
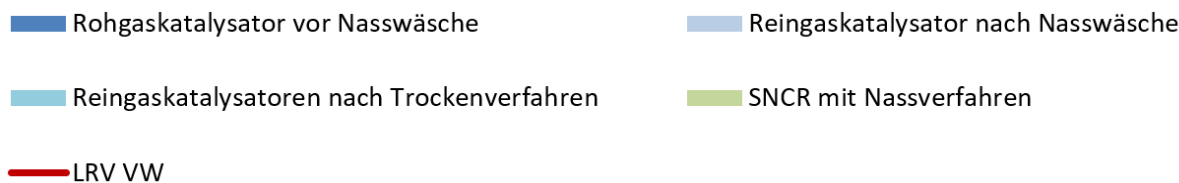


Abbildung 3 Emissionsfaktor von NO_x, NH₃ und N₂O bezüglich SCR/SNCR

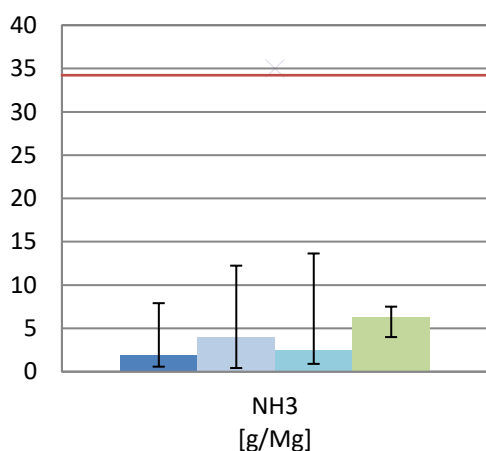


Abbildung 4 Emissionsfaktor von NH₃ bezüglich SCR/SNCR, ohne «Ausreisser»

KVA mit Trocken- oder Nassverfahren

Die Emissionsfaktoren der sauren Schadstoffe SO₂, HCl und HF sind in der Abbildung 5, nach Trocken- und Nassverfahren aufgeschlüsselt, dargestellt. Von allen KVA sind 3 mit dem Trockenverfahren und 27 KVA mit dem Nassverfahren ausgestattet. Alle Emissionsfaktoren liegen deutlich unter dem LRV-Vergleichswert.

Die relativen Unterschiede zwischen den verschiedenen Verfahren sind weniger prinzipieller Natur, sondern dürften hauptsächlich durch die jeweilige Auslegung und damit indirekt auch durch das Alter der Anlage bestimmt werden. Neuere Anlagen unterliegen in der Regel strenger Emissionsauflagen, was sich unmittelbar auf die Unsicherheit der Emissionsfaktoren auswirkt. 5 der 27 KVA mit Nassverfahren sind ältere Anlagen und weisen z. B. Emissionsfaktoren für SO₂ von >100 g/Mg aus, was den Mittelwert deutlich prägt.

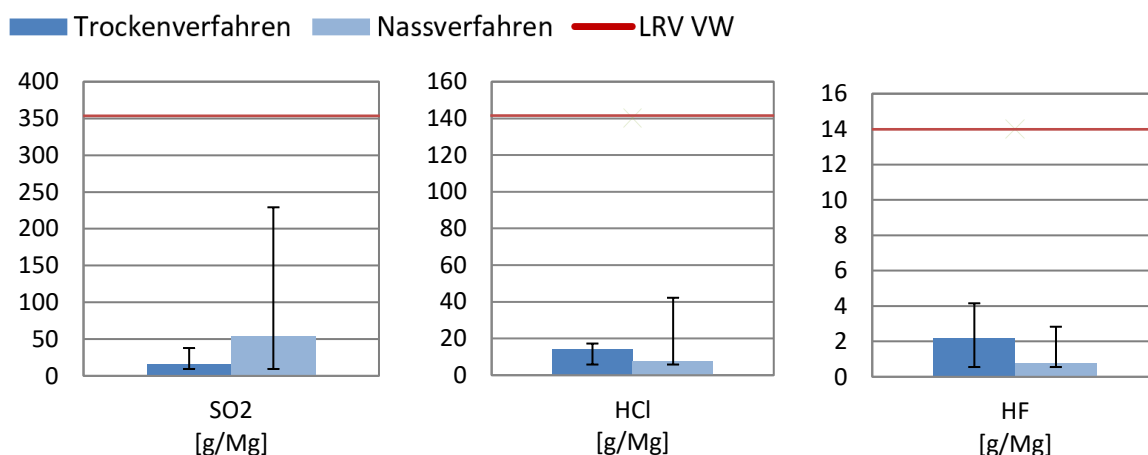


Abbildung 5 Emissionsfaktor von SO₂, HCl und HF bezüglich Trocken-/Nassverfahren

KVA mit Einsatz von Aktivkohle mit Abscheidung an einem Gewebefilter

In diesem Kapitel wird der Begriff Aktivkohle als Synonym für kohlenstoffhaltige Adsorbentien verwendet. Der Einsatz eines Gewebefilters beinhaltet immer eine Aktivkohledosierung. Statt im Gewebefilter kann die Aktivkohle auch im Wäscher hinzugegeben werden.

Insgesamt sind schweizweit 4 Anlagen mit einem Wäscher inklusive Aktivkohledosierung ausgerüstet. 4 weitere sind mit einem Nassverfahren und Gewebefilter inklusive Aktivkohledosierung in Betrieb. 4 Anlagen fahren im Trockenverfahren mit Gewebefilter inklusive Aktivkohledosierung und 18 Anlagen besitzen weder einen Gewebefilter noch eine andere Art der Aktivkohleverwendung. Zu einer Anlage waren keine Daten vorhanden.

Bezüglich des Schadstoffs VOC als C liegen alle Emissionsfaktoren unter dem LRV-VW.

Beim ΣPCDD/F (I-TEQ) überschreiten die Emissionen einer Anlage, ausgerüstet mit Wäschern, den LRV Grenzwert von 0.1 ng I-TEQ/m³ deutlich. Zwischenzeitlich wurde eine Aktivkohledosierung vor den Wäschern nachgerüstet, womit der LRV Grenzwert eingehalten wird.

Wird dieser «Ausreisser» nicht berücksichtigt, würde der gewichtete Emissionsfaktor der Anlagen ohne Gewebefilter beziehungsweise ohne Aktivkohle-Stufe von 0.200 [µg/t] auf 0.148 [µg/t] sinken, wie in der Abbildung 7 dargestellt.

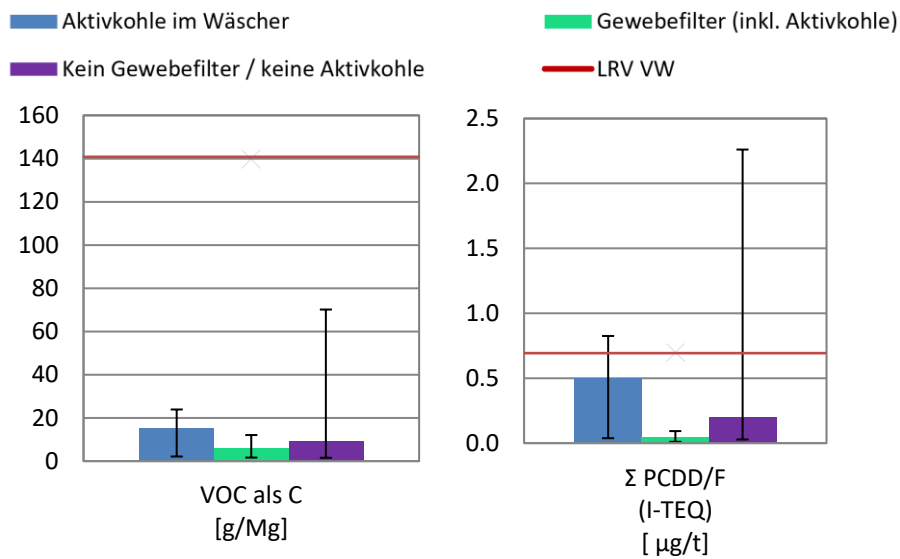


Abbildung 6 Emissionsfaktor von VOC als C und Σ PCDD/F (I-TEQ), von der Verwendung von Aktivkohle abhängig.

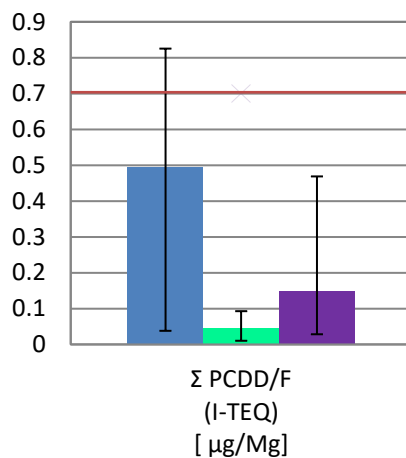


Abbildung 7 Emissionsfaktor von Σ PCDD/F (I-TEQ) bezüglich Gewebefilter/Aktivkohle, ohne «Ausreisser».

Bezüglich des Schadstoffs Hg liegen alle Emissionsfaktoren unter dem LRV-VW, wie es in der Abbildung 8 ersichtlich ist.

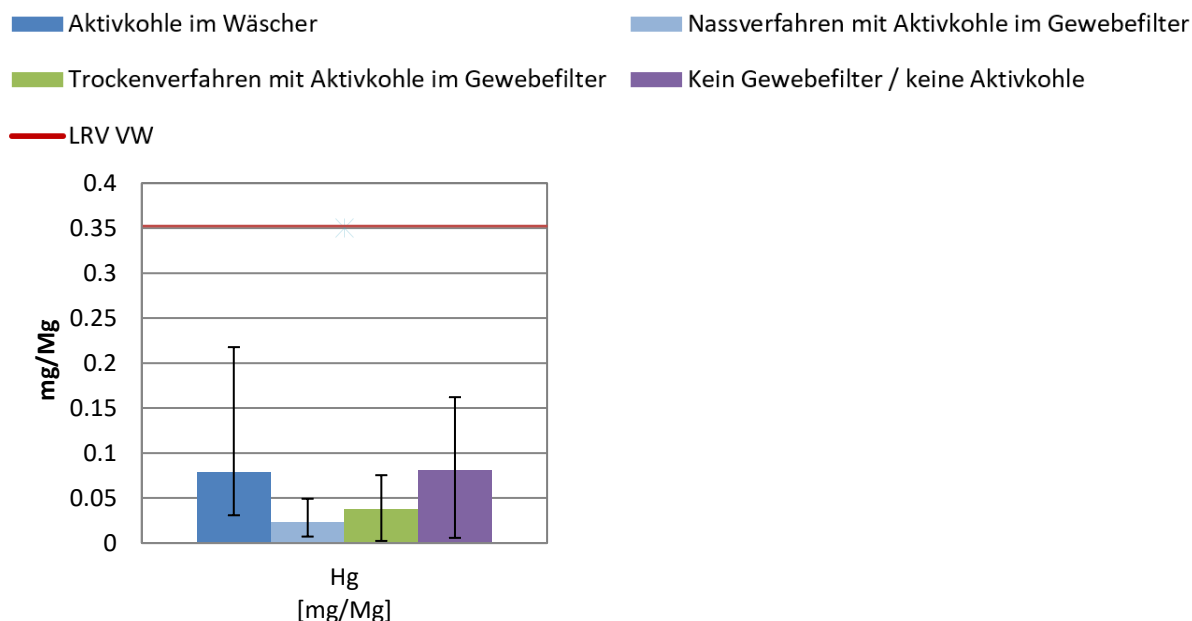


Abbildung 8 Emissionsfaktor von Hg bezüglich Nassverfahren/Aktivkohle

Weitere Schadstoffe

Die unterschiedlichen Emissionsfaktoren der Anlagen von CO, Staub sowie den Schwermetallen Cd, Blei und Zink lassen sich nicht sinnvoll den Anlagentechnologien zuordnen und werden deshalb nicht weiter aufgeschlüsselt.

Im Gegensatz zum Hg sind die genannten Schwermetalle bei den üblichen Temperaturen der Entstaubung nahezu quantitativ am Flugstaub gebunden. Damit sind die Emissionen dieser Schwermetalle von der Güte der Flugstaubabscheidung abhängig. Werden jedoch in den Verfahren der Rauchgasreinigung weitere staubförmige Ab- oder Adsorbentien eingesetzt, sind die Staubkonzentrationen an der Emissionsmessstrecke kein Indikator für die Emissionen von Cd, Pb, Zn und anderen Schwermetallen.

Die gewichteten Emissionsfaktoren für alle KVA der Schweiz sind in der Abbildung 9 dargestellt.

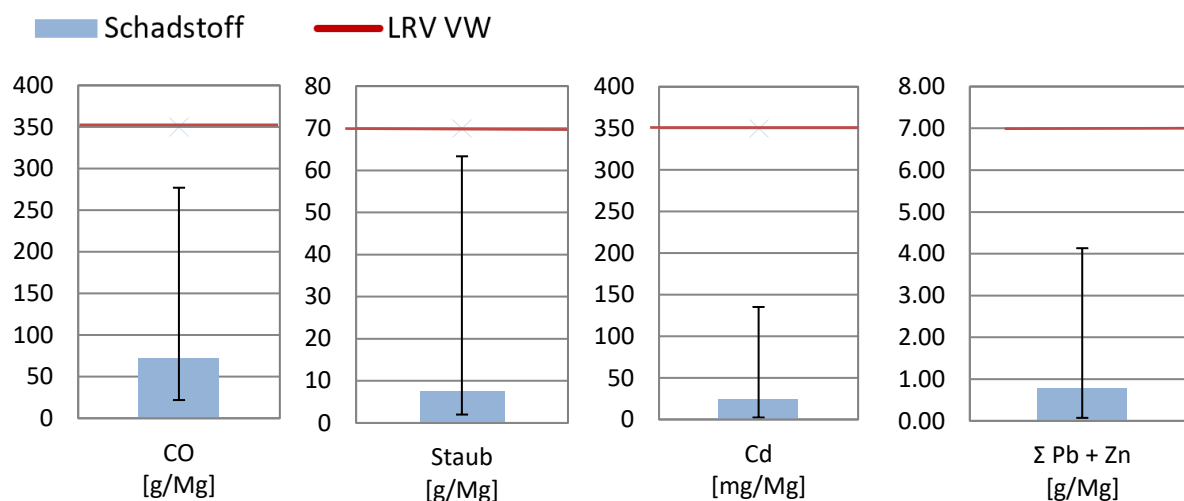


Abbildung 9 Emissionsfaktor von CO, Staub, Cd und Σ Pb + Zn

Die Analyse der Emissionsfaktoren der einzelnen KVA zeigte, dass grosse Streubreiten vorliegen (siehe auch Kapitel 4.4.1). Die geltenden LRV-Grenzwerte können aber grundsätzlich mit allen Verfahren eingehalten werden.

4.1.2 Vergleich mit LEA I und LEA II

Um den zeitlichen Verlauf der Schadstoffemissionen verfolgen zu können, wurden die Emissionsfaktoren aus LEA III mit den vorherigen zwei Projekten verglichen. Dabei konnten nur die Normalbetriebe gegenübergestellt werden, da die Sonderzustände mit einer anderen Datengrundlage und Rechnungsweise eruiert wurden. In LEA I sind die Daten von 2005 bis 2010 und in LEA II die Daten von 2010 bis 2015 analysiert worden. Verglichen mit LEA I haben die Emissionsfaktoren aus LEA II und LEA III generell abgenommen, zum Teil deutlich.

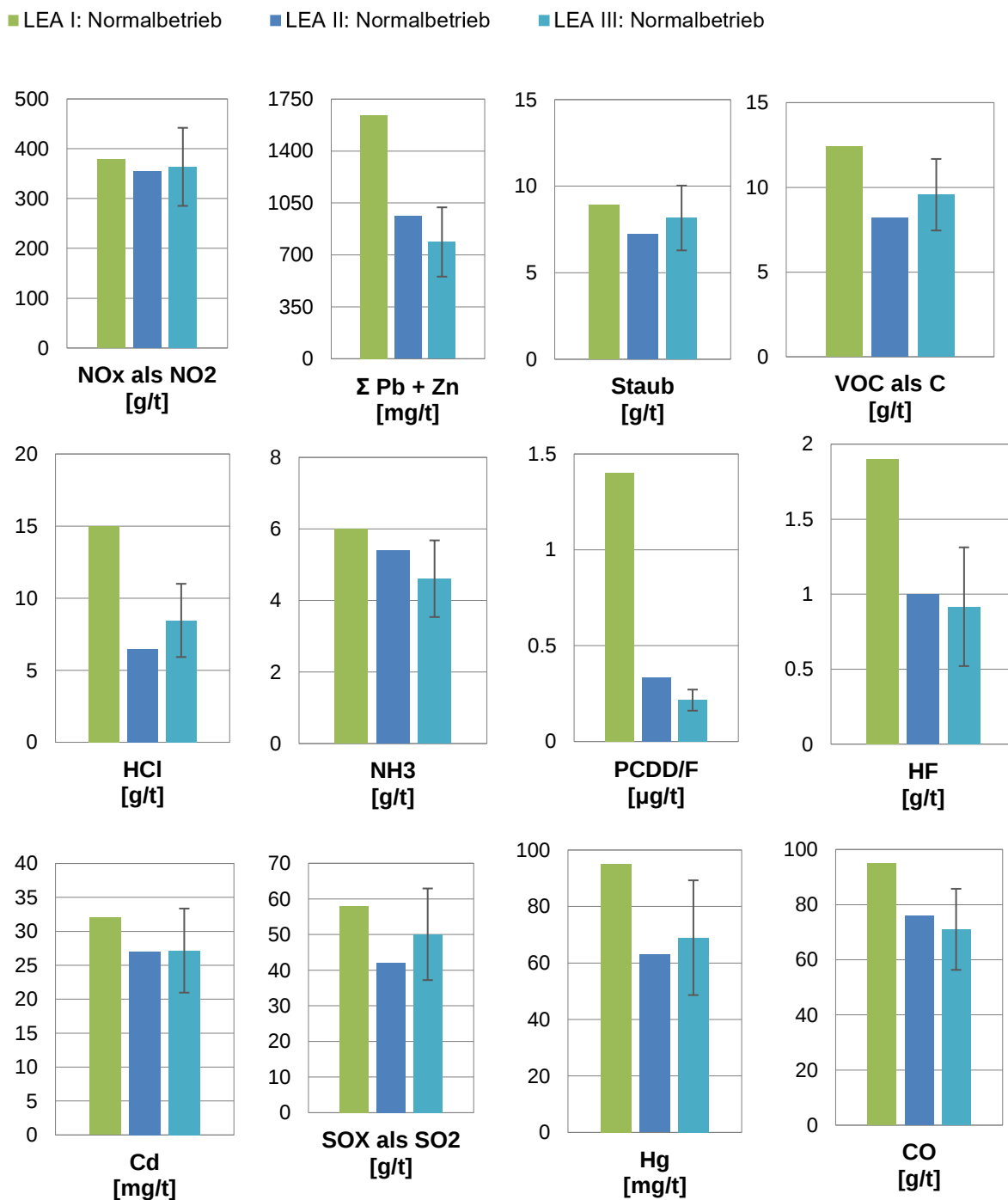


Abbildung 10 Vergleich der Schadstoffe – Emissionsfaktoren von LEA I, LEA II und LEA III
LEAIII inkl. Unsicherheitsbereich

Eine spezielle Rolle spielen hierbei die Stickoxide. Da die NO_x-Emissionen sowohl bei den SNCR wie auch bei den SCR-Anlagen mit Hilfe der kontinuierlichen Emissionsmessungen geregelt werden können, spiegeln sich in den Emissionsfaktoren die aktuellen Grenzwerte für die einzelnen Anlagen. Der LRV-Grenzwert blieb über den betrachteten Zeitraum konstant, was sich entsprechend bei den NO_x-Emissionsfaktoren von LEA I bis III zeigt.

Insgesamt haben sich die Emissionen der überwachten Luftschadstoffe mittlerweile auf einem sehr niedrigen Niveau stabilisiert. Die Abweichungen zwischen den Emissionsfaktoren von LEA II und LEA III können durch die gegebenen Unsicherheiten bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren und durch zufällige zeitliche Schwankungen der gemessenen Emissionswerte erklärt werden. Dies wird allein durch den Vergleich der Differenzen der Emissionsfaktoren zwischen LEA II und LEA III mit dem jeweiligen Unsicherheitsbereich deutlich. Wie in der Tabelle 9 ersichtlich ist, halten die Emissionsfaktoren im jährlichen Durchschnitt den umgerechneten LRV-VW ein.

4.1.3 Sonderzustände der KVA

Die erarbeitete Datengrundlage bestand aus Angaben zu Grenzwertüberschreitungen von 7 KVA während des An- und Abfahrens und von 20 KVA während Bypassbetrieb respektive Störungen. Die untersuchten KVA wurden zwischen ein- bis achtmal pro Jahr an- und abgefahren, wobei dies im statistischen Mittel für eine Linie dreimal pro Jahr zutrifft.

In der Tabelle 8 ist die durchschnittliche Anzahl an Grenzwertüberschreitungen aufgelistet. Die Grenzwertüberschreitungen treten besonders häufig bei den Schadstoffen CO und NO_x auf, deren Bildung besonders temperaturabhängig ist. Darin enthalten sind auch die Grenzwertüberschreitungen infolge An- und Abfahrvorgängen.

Da von manchen Anlagen keine Daten zu Grenzwertüberschreitungen bei den o. g. Schadstoffen vorlagen, war nicht eindeutig zu klären, ob jeweils keine Grenzwertüberschreitung aufgetreten war oder ob diese nicht aufgezeichnet wurde. Da gemäss LRV dies jedoch obligatorisch ist, wurde hier angenommen, dass bei den fraglichen Anlagen keine Grenzwertüberschreitungen vorlagen. Die durchschnittliche Anzahl an Grenzwertüberschreitungen ist in der Tabelle 8 ersichtlich. Mit dieser Information wurde, wie im Kapitel 3.3 beschrieben, der Emissionswert über ein Jahr, inklusive der Sonderzustände berechnet. Das Resultat ist in der Tabelle 9 abgebildet.

Tabelle 8 Ø Anzahl Grenzwerte überschritten pro KVA Linie für CO, NO_x, SO₂, NH₃, Staub, HCl, HF während eines Jahres (mit Annahme, dass bei nicht angegebenen Daten keine EGW-Überschreitung stattfand.)

LRV-EGW [mg/m ³ n, tr]		Ø Anzahl Grenzwerte überschritten/ Linie		
		h-MW > 1.2 x EGW	h-MW > 2.0 x EGW	T-MW > 1.0 x EGW + VB (VB = 0.2* EGW)
CO	50	12	11	1.0
NO _x	80	14	17	0.9
SO ₂	50	4	4	0.6
NH ₃	5	8	5	0.3
Staub	10	5	2	0.3
HCl	20	1	0.3	0.0
HF	2	3	0.4	0.0

Tabelle 9 KVA Emissionsfaktoren der Schadstoffe CO, NO_x, SO₂, NH₃, Staub, HCl, HF eines Jahres, inklusive Sonderzustand (mit Annahme, dass bei nicht angegebenen Daten keine GW-Überschreitung stattfand.)

	LRV-VW [g/t]	EF Lea III [g/t]	EF mit Sonderzuständen untere Grenze [g/t]	EF mit Sonderzuständen obere Grenze [g/t]
CO	350	71	71	72
NO _x	560	364	367	372
SO ₂	350	50	52	53
NH ₃	35	4.6	4.7	4.7
Staub	70	8.2	8.3	8.5
HCl	140	8.5	8.5	8.6
HF	14	0.92	0.92	0.93

Um die oben beschriebene Unsicherheit bzgl. der Datengrundlage zu Überschreitungen auszublenden, werden in den folgenden Darstellungen Tabelle 10 und Tabelle 11 die Emissionsfaktoren aufgezeigt, die nur für die Anlagen mit vollständiger Datengrundlage berechnet wurden. Die Unsicherheiten sind jedoch repräsentativ über alle Anlagen.

Tabelle 10 Ø Anzahl Grenzwerte überschritten pro KVA Linie für CO, NO_x, SO₂, NH₃, Staub, HCl, HF (nur mit Anlagendaten mit vollständiger Angabe bezüglich EGW-Überschreitungen)

	LRV-EGW [mg/m ³ n, tr.]	Ø Anzahl Grenzwerte überschritten/Linie		
		h-MW > 1.2 x EGW	h-MW > 2.0 x EGW	T-MW > 1.0 x EGW + VB (VB = 0.2* EGW)
CO	50	12	11	1.0
NO _x	80	29	12	2.1
SO ₂	50	7.2	3.5	0.08
NH ₃	5	12.6	7.8	0.45
Staub	10	4.4	3.5	0.64
HCl	20	1.8	0.50	0.00
HF	2	3.3	0.75	0.00

Tabelle 11 KVA Emissionsfaktoren der Schadstoffe CO, NO_x, SO₂, NH₃, Staub, HCl, HF eines Jahres, inklusive Sonderzustand (nur mit Anlagendaten mit vollständiger Angabe bezüglich GW-Überschreitungen)

	LRV-VW [g/t]	EF LEA III [g/t]	EF mit Sonderzuständen untere Grenze [g/t]	EF mit Sonderzuständen obere Annahme [g/t]
CO	350	71	71	72
NO _x	560	364	368	376
SO ₂	350	50	51	52
NH ₃	35	4.6	4.7	4.8
Staub	70	8.2	8.4	8.9
HCl	140	8.5	8.5	8.6
HF	14	0.92	0.93	0.94

4.1.4 Unsicherheitsabschätzung

In der Tabelle 12 sind die relativen Messunsicherheiten der verschiedenen Messgrössen aufgeführt. Diese beruhen auf den Angaben zur Messunsicherheit in den verschiedenen LRV-Messberichten. Die Werte in dieser Tabelle wurden gemäss Kapitel 3.4 hergeleitet und zeigen die durchschnittliche Messunsicherheit in den untersuchten Messberichten. Einzelne Messgeräte können von diesen Tabellenwerten abweichen.

Tabelle 12 Schweizweite Übersicht der Messgerät-Unsicherheiten bezüglich KVA

Messgrösse	Relative Messunsicherheit, Standardabweichung δ
O ₂	±2.7 %
NO _x als NO ₂	±5.0 %
SO _x als SO ₂	±5.7 %
HCl	±5.9 %
HF	±6.4 %
NH ₃	±5.9%
VOC als C	±10.0 %
CO	±5.0%
Staub	±5.7 %
Σ Pb + Zn	±18.9%
Hg	±11.9 %
Cd	±13.7 %
PCDD/F	±14.8 %
Volumenstrom	±5.9 %

Mit diesen Messunsicherheiten konnte nach der Gaußsscher-Fehlerfortpflanzung die relativen Unsicherheiten der Emissionsfaktoren bestimmt werden. Die Resultate der Fehlerfortpflanzung, beschrieben im Kapitel 3.4, sind in der nachfolgenden Tabelle 13 abgebildet.

Tabelle 13 *Erweiterte Unsicherheiten der KVA Emissionsfaktoren im Normalbetrieb*

Schadstoff		Normalbetrieb	Unsicherheit, p=0.95, kp=2	rel. Unsicherheit, p=0.95, kp=2
CO	[g/t]	71	±15	20.7 %
NO _x als NO ₂	[g/t]	364	±78	21.5 %
VOC als C	[g/t]	9.6	±2.1	22.1 %
Staub	[g/t]	8.2	±1.9	22.9 %
HCl	[g/t]	8.5	±2.5	30.1 %
HF	[g/t]	0.92	±0.40	43.2 %
SO _x als SO ₂	[g/t]	50	±13	25.7 %
NH ₃	[g/t]	4.6	±1.1	23.3 %
N ₂ O	[g/t]	17	±4.6	27.6 %
Σ Pb + Zn	[mg/t]	787	±233	29.7 %
Hg	[mg/t]	69	±20	29.5 %
Cd	[mg/t]	27	±6.2	22.8%
PCDD/F	[µg/t]	0.22	±0.06	25.5 %

4.2 Emissionsfaktoren der Klärschlammverbrennungsanlagen

Die Emissionsfaktoren der Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA) sind in der Tabelle 14 dargestellt. 3 Anlagen wurden für die Emissionsberechnungen nicht miteinbezogen. Bei zwei dieser Anlagen wird das Rauchgas in die Rauchgasreinigung der zugehörigen KVA eingeleitet. Bei der dritten Anlage wird das zuvor gereinigte Rauchgas der SVA und der KVA über denselben Kamin abgeführt, weshalb die Werte der Emissionsmessungen nicht der SVA zugeordnet werden können. Die Berechnungen der Emissionsfaktoren basieren daher auf den Daten von 8 Anlagen.

Da bei einer Anlage die Daten in der Zusammenfassung des Messberichtes und den später aufgezeigten Messwerten bezüglich NH_3 unterschiedlich sind, wurde diese Anlage für die schweizweite NH_3 -Emissionsfaktoren-Berechnung nicht mitberücksichtigt.

Tabelle 14 SVA Emissionsfaktor pro Tonne Klärschlamm von NO_x , SO_2 , HCl , HF , NH_3 , C , CO , Staub, $\Sigma \text{Pb} + \text{Zn}$, Hg , Cd , $\Sigma \text{PCDD/F}$, N_2O für SVA

Schadstoff		Arithmetischer Durchschnitt	Minimum	Maximum	Gewichtet mit Abfall
CO	[g/t]	123	24	470	97
NO_x (NO_2)	[g/t]	519	138	1'798	400
VOC (C)	[g/t]	84	21	287	63
Staub	[g/t]	51	6.2	179	40
HCl	[g/t]	19	1.7	50	16
HF	[g/t]	1.6	0.6	2.7	1.4
SO_2	[g/t]	153	47	277	162
NH_3	[g/t]	15	5.1	29	19
N_2O	[g/t]	1'224	66	1'769	980
$\Sigma \text{Pb} + \text{Zn}$	[mg/t]	1100	200	2100	835
Hg	[mg/t]	173	89	318	153
Cd	[mg/t]	0.047	0.003	0.112	0.033
$\Sigma \text{PCDD/F}$	[μg /t]	0.18	0.001	0.38	0.14

SVA mit Wäscher / DeNO_x

Schweizweit ist eine SVA mit einem SCR nach Wäscher, 5 SVA ausschliesslich mit einem Wäscher und 2 SVA sowohl mit einer SNCR als auch mit einem Wäscher ausgerüstet. Die Emissionsfaktoren dieser Anlagenkategorien sind in der Abbildung 11 abgebildet.

Bei den NO_x Daten hat eine Anlage, die nur mit einem Wäscher ausgerüstet ist, keine Messwerte zur Verfügung gestellt. Eine Anlage hatte den LRV-Grenzwert überschritten. Für die drei Messwerte dieser Anlage war während der Messung der Bagatellmassenstrom von 2500 g/h unterschritten. Da während solchen Betriebsbedingungen keine Begrenzung der Schadstoffkonzentrationen notwendig ist, erfüllte diese Anlage die LRV Vorschriften trotzdem. In der Abbildung 12 sind die Emissionsfaktoren ohne diesen «Ausreisser» dargestellt.

Auch bei den NH₃ Daten fehlen von einer Anlage, die nur mit einem Wäscher ausgerüstet ist, die Messwerte. Der berechnete Emissionsfaktor bleibt unter dem LRV-Vergleichswert.

Bezüglich N₂O sind von 3 Anlagen mit nur einem Wäscher und von 2 Anlagen mit SNCR und Wäscher brauchbare Messberichte vorhanden. Von den restlichen 3 Anlagen fehlen die Daten. Da N₂O nicht der LRV unterliegt, ist in der Abbildung 11 kein Vergleichswert eingezeichnet.

Zum Vergleich mit der internationalen Berichterstattung (Kapitel 6.3) wurde der N₂O-Emissionsfaktor für LEA III festgelegt, der für die SVA angewendet werden soll.

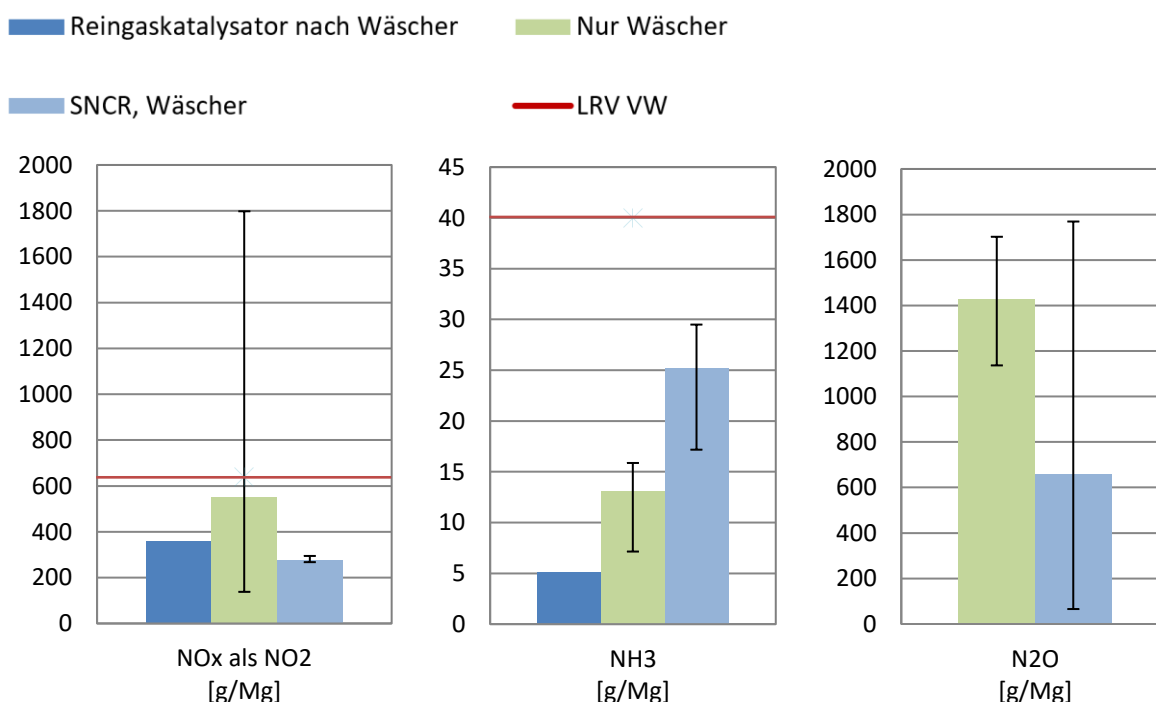


Abbildung 11 SVA-Emissionsfaktor NO_x bezüglich Wäscher und DeNO_x

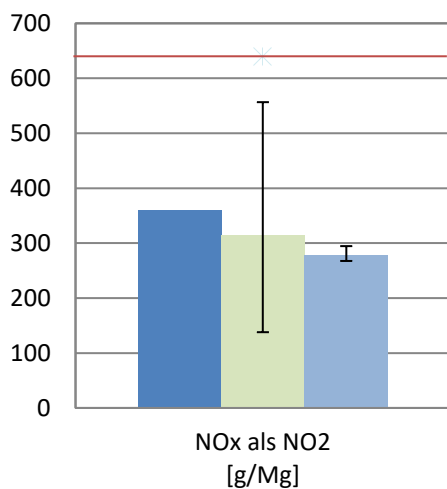


Abbildung 12 SVA-Emissionsfaktor NO_x bezüglich Wäscher und Katalysator ohne «Ausreisser»

SVA mit Filteranlagen

Insgesamt sind 3 SVA in der Schweiz mit einem E-Filter ausgerüstet. Weitere 3 Anlagen besitzen einen Gewebefilter und die restlichen 2 Anlagen sind ohne Filter im Betrieb (vgl. Tabelle 6)

Für den Schadstoff VOC fehlen die Daten von 3 Anlagen. Die Messberichte standen von 2 Anlagen mit E-Filter, 2 Anlagen mit Gewebefilter und 1 Anlage ohne Filter zur Verfügung.

Für den Schadstoff Hg fehlen die Daten von 2 Anlagen, wobei eine mit E-Filter und eine mit Gewebefilter ausgerüstet ist. Die Anlagen, für die Daten vorliegen, halten den LRV-Grenzwert ein.

Bezüglich Σ PCDD/F halten alle Anlagen den LRV-Grenzwert ein, wobei von einer Anlage, die mit einem E-Filter ausgerüstet ist, die Messwerte fehlen.

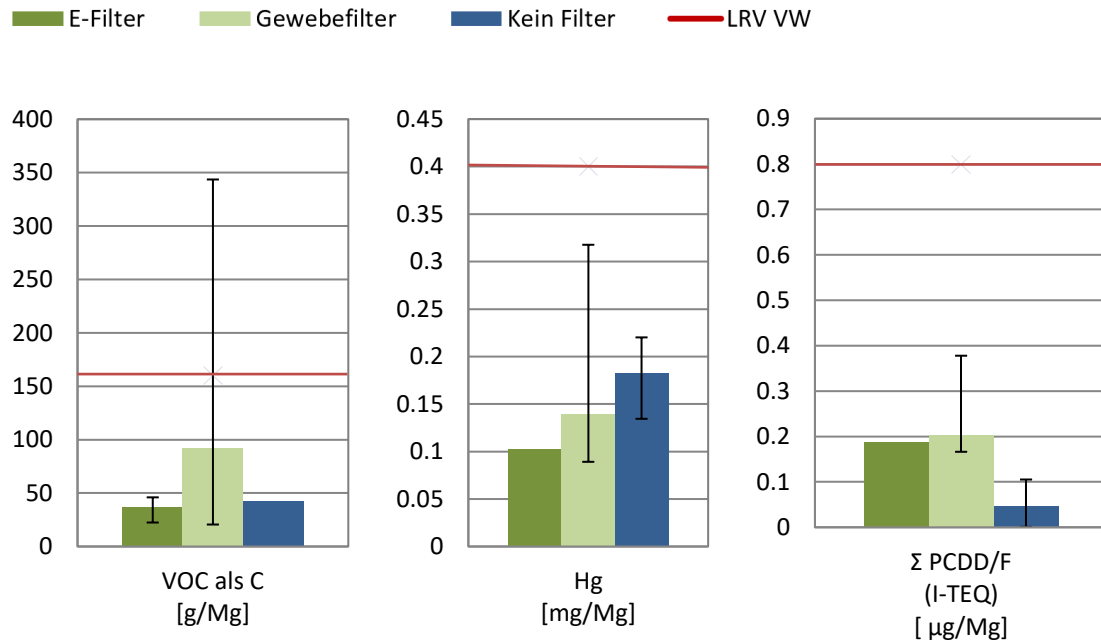


Abbildung 13 SVA-Emissionsfaktor von VOC, Hg und Σ PCDD/F mit und ohne Filteranlage

Verbrennungstechnologien der SVA

In der Schweiz sind 6 SVA mit einem Wirbelschichtofen, 2 Anlagen mit einem Drehrohrföfen und 2 weitere Anlagen mit einem Etagenwirbelschichtofen ausgerüstet. Die Rauchgase der 2 Anlagen mit einem Drehrohrföfen werden in die Rauchgasreinigung der KVA geleitet und können daher hier nicht berücksichtigt werden. Von einem Wirbelschichtofen lagen die CO-Messdaten nicht vor. Eine Anlage überschreitet mit 51 mg/m³ den LRV-Grenzwert leicht.



Abbildung 14 SVA-Emissionsfaktor von CO für Wirbelschicht- und Etagenwirbelschichtöfen

Weitere Schadstoffe

In der Abbildung 15 sind die Emissionsfaktoren der Schadstoffe ersichtlich, bei denen keine Zuordnung zu eingesetzten Technologien gemacht wurde.

Beim Staub überschreitet eine Anlage mit 13.3 mg/m³ den LRV-Grenzwert.

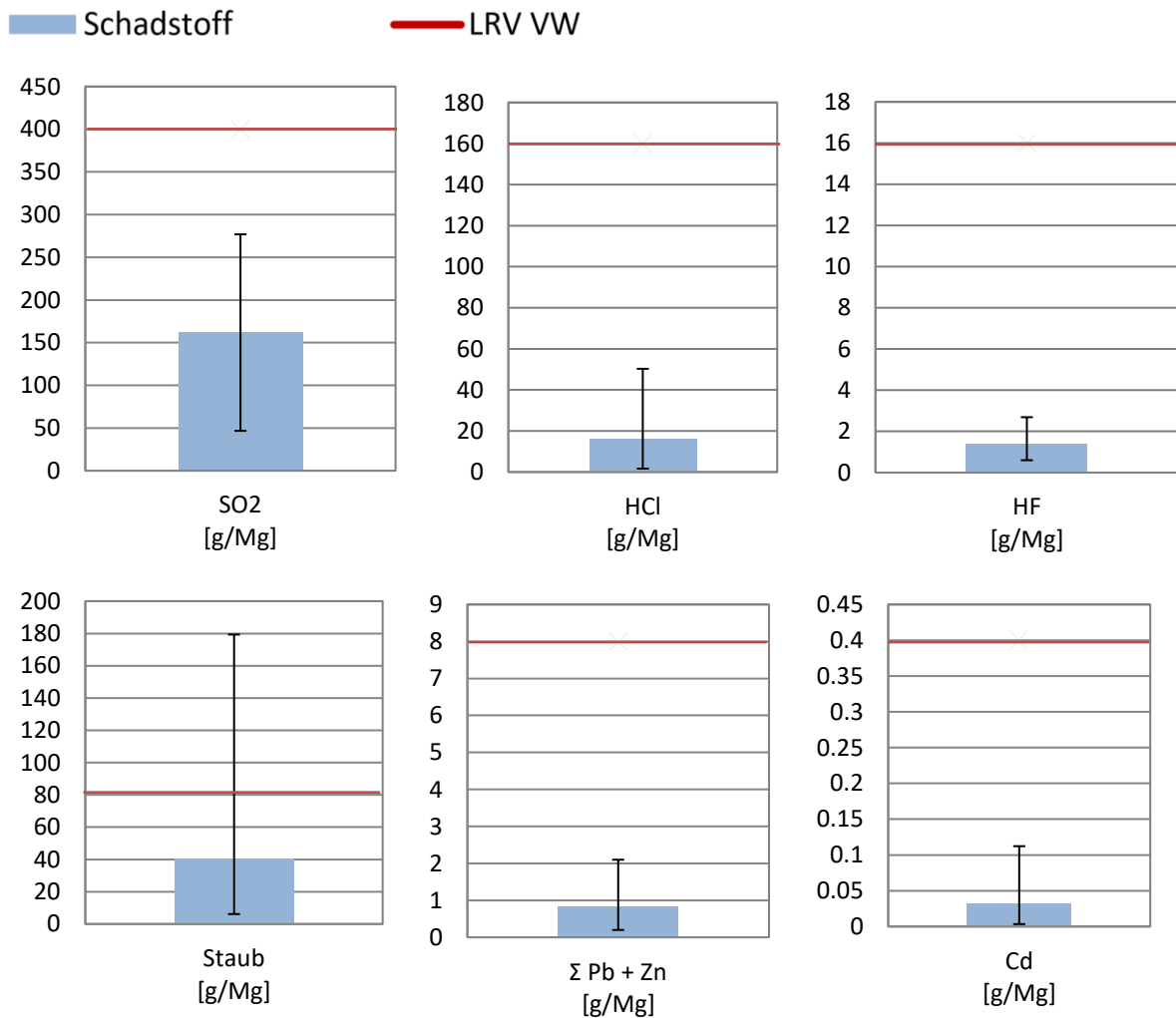


Abbildung 15 SVA-Emissionsfaktor von SO₂, HCl, HF, Staub, Σ Pb + Zn, Cd

4.2.2 Unsicherheitsabschätzung

Mit den Angaben zur Messunsicherheit in den verschiedenen LRV-Messberichten (95%-Vertrauensintervall gemäss VDI-Richtlinien und der BAFU-Messempfehlungen) wurden gemäss Kapitel 3.4 folgende relative Messunsicherheiten bestimmt, welche in der Tabelle 15 abgebildet sind.

Tabelle 15 Schweizweite Übersicht der Messgerät-Unsicherheiten bezüglich SVA

Messgrösse	Relative Messunsicherheit, Standardabweichung δ
O ₂	±3.2 %
NO _x als NO ₂	±5.0 %
SO _x als SO ₂	±5.2 %
HCl	±5.7 %
HF	±6.3 %
NH ₃	±5.7%
N ₂ O	±5.0 %
VOC als C	±10.0 %
CO	±5.0%
Staub	±5.7 %
Σ Pb + Zn	±14.0%
Hg	±12.1 %
Cd	±13.9 %
PCDD/F	±14.5 %
Volumenstrom	±5.9 %

Anhand dieser Messunsicherheiten resultierte nach der Gausssscher Fehlerfortpflanzung die erweiterten Unsicherheiten der Emissionsfaktoren. Diese sind in der nachfolgenden Tabelle 16 abgebildet.

Tabelle 16: Erweiterte Unsicherheiten der SVA-Emissionsfaktoren im Normalbetrieb

Schadstoff		Normal- betrieb	Unsicherheit, p=0.95, kp=2	rel. Unsicherheit, p=0.95, kp=2
CO	[g/t]	97	±31	31.6%
NO _x als NO ₂	[g/t]	400	±124	30.7 %
VOC als C	[g/t]	63	±43	67.8 %
Staub	[g/t]	40	±8.8	21.6 %
HCl	[g/t]	16	±5.4	33.4 %
HF	[g/t]	1.4	±0.40	28.7 %

Schadstoff		Normal- betrieb	Unsicherheit, p=0.95, kp=2	rel. Unsicherheit, p=0.95, kp=2
SO _x als SO ₂	[g/t]	162	±44	27.1 %
NH ₃	[g/t]	19	±6.2	32.9 %
N ₂ O	[g/t]	980	±263	26.6 %
Σ Pb + Zn	[mg/t]	835	±314	37.5 %
Hg	[mg/t]	153	±67	43.4 %
Cd	[mg/t]	33	±11	32.4 %
PCDD/F	[µg/t]	0.14	±0.05	35.12 %

4.3 Emissionsfaktoren der Sonderabfall-Verbrennungsanlagen

In der Schweiz werden 6 SAVA gemäss Anhang 2 Ziffer 711 LRV betrieben. Da bei den SAVA die verbrannte Abfallmenge auch innerhalb einer Anlage stark variieren kann, wurden die Emissionsfaktoren direkt mit der verbrannten Abfallmenge pro Linie gewichtet. Die Resultate sind in der Tabelle 17 zu sehen.

Tabelle 17 Emissionsfaktor pro Tonne Abfall von NO_x, SO₂, HCl, HF, NH₃, C, CO, Staub, Σ Pb + Zn, Hg, Cd, Σ PCDD/F, N₂O für SAVA

Schadstoff		Minimum	Maximum	Gewichtet mit Abfall
NO ₂ (NO _x)	[g/t]	531	949	700
SO ₂	[g/t]	1.4	51	28
HCl	[g/t]	4.4	49	18
HF	[g/t]	1.1	3.4	2.5
NH ₃	[g/t]	3.7	33	13
VOC (C)	[g/t]	15	112	51
CO	[g/t]	45	903	259
Staub	[g/t]	8.5	59	33
N ₂ O	[g/t]	96	475	286
Σ Pb + Zn	[mg/t]	860	9'900	4'400
Hg	[mg/t]	10	190	50
Cd	[mg/t]	50	220	110
Σ PCDD/F	[µg/t]	0.02	1.0	0.34

In der nachfolgenden Abbildung 16 sind die gemittelten Emissionsfaktoren der einzelnen Schadstoffe abgebildet. Bei allen Schadstoffen ausser CO liegen die Emissionsfaktoren unter dem LRV VW. Bei einer Anlage übersteigt der CO-Emissionsfaktor zwar den LRV-Vergleichswert, mit dem tatsächlichen Messwert von 47.5 mg/m^3 hält aber auch diese Anlage die LRV-Vorschriften ein.

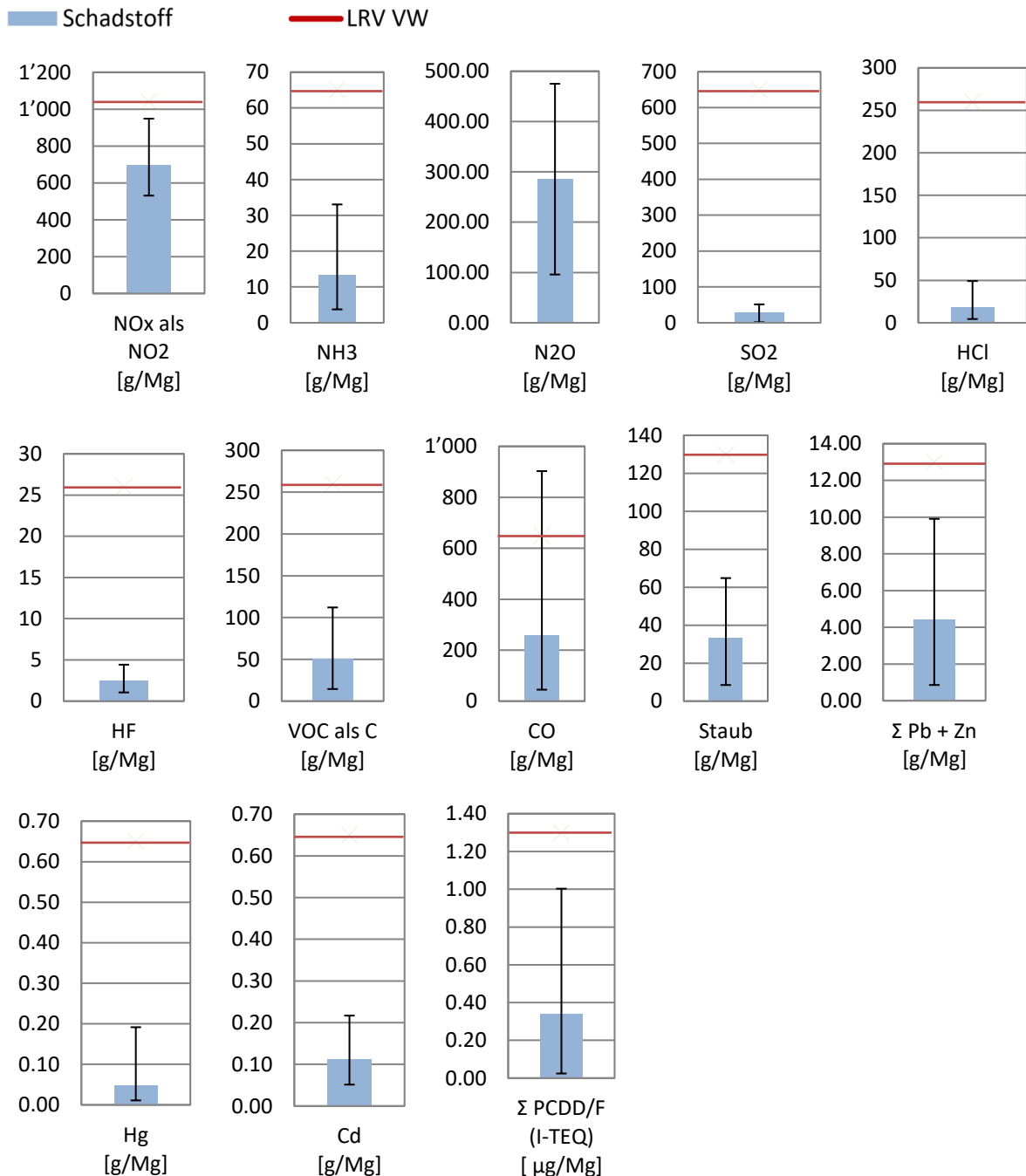


Abbildung 16 Emissionsfaktoren der Schadstoffe

4.4 Plausibilität der Emissionsfaktoren

Die ermittelten Emissionsfaktoren weisen gemäss der Unsicherheitsabschätzung, beschrieben im Kapitel 4.1.4, eine gewisse Unsicherheit auf. Zusätzlich zu den Messunsicherheiten der eingesetzten Messgeräte variieren in einem gewissen Rahmen auch die Abfallzusammensetzung und die Verbrennungsbedingungen. Dies kann zu unterschiedlichen Schadstoffemissionen führen, weshalb die Messungen aus den LRV-Messberichten als Momentaufnahmen über vier bis sechs Stunden Messzeiten zu beurteilen sind.

Für die Ermittlung der Emissionsfaktoren der KVA konnten viele Messwerte von den 30 Schweizer Anlagen beigezogen werden. Dementsprechend kann den für die KVA ausgewiesenen Emissionsfaktoren, unter Berücksichtigung der Messunsicherheit, eine hohe Plausibilität bescheinigt werden.

Von den 8 SVA lagen weniger Messberichte vor und von manchen Anlagen fehlten die Daten von gewissen Schadstoffen. Deshalb ist die Unsicherheit bzw. Ungenauigkeit bei den für die SAVA ausgewiesenen Emissionsfaktoren grösser als bei denen der KVA.

Bezüglich der 6 SAVA ist eine gute Datengrundlage vorhanden. Die SAVA sind jeweils spezialisiert auf bestimmte Abfallarten. Dementsprechend variierten bei diesen Anlagen die Abfallzusammensetzungen sowie die eingesetzte Technik und Fahrweise der Anlagen. Daher ist die Vergleichbarkeit der Anlagen gering und somit Streuung und Unsicherheit grösser als bei den KVA.

4.4.1 Streuung der Emissionsfaktoren

KVA

Die Emissionsfaktoren der einzelnen KVA weisen eine grosse Streuung auf. In der Tabelle 18 sind verschiedene Quantile zu den Anlagen aufgeführt.

Die starke Streuung der Emissionsfaktoren der einzelnen KVA kann mit der unterschiedlichen Abfallzusammensetzung, der Dimensionierung der Komponenten der jeweiligen Rauchgasreinigung respektive Entstickung sowie mit den unterschiedlichen Betriebsbedingungen erklärt werden. Als Konsequenz liegt das Maximum bei allen Schadstoffen weit über dem 75%-Quantil, woraus zu schliessen ist, dass einzelne Anlagen einen über allen Anlagen gemittelten Emissionsfaktor wesentlich in seiner Höhe bestimmen bzw. die Emissionsfaktoren stark von Extremen beeinflusst werden.

Tabelle 18 Quantile der Emissionsfaktoren der einzelnen KVA aus dem Normalbetrieb (gewichtete Mittelung mit der jährlich verbrannten Abfallmenge)

Schadstoff		Mittelwert	Min.	25%-Quantil	Median	75%-Quantil	Max.	LRV-VW
NO _x als NO ₂	[g/t]	364	103	301	386	490	671	560
SO _x als SO ₂	[g/t]	50	1.1	11	22	71	229	350
HCl	[g/t]	8.5	0.72	2.4	5.8	13	42	140
HF	[g/t]	0.92	0.10	0.35	0.65	1.4	4.2	14
NH ₃	[g/t]	4.6	0.4	1.2	3.3	7.4	75	35
VOC als C	[g/t]	9.6	1.6	2.2	4.4	14	70	140
CO	[g/t]	71	22	40	56	101	274	350
Staub	[g/t]	8.2	2.0	3.0	5.5	12	63	70
N ₂ O	[g/t]	17	5.6	11	12	25	46	-
Σ Pb + Zn	[mg/t]	787	72	250	617	1'136	4'132	7'000
Hg	[mg/t]	69	2.4	16	39	98	281	350
Cd	[mg/t]	27	2.3	5.7	13	50	135	350
Σ PCDD/F	[µg/t]	0.22	0.01	0.04	0.1	0.28	2.3	0.7

Mit Ausnahme von NO_x ist der gewichtete Mittelwert immer höher als der Median. Der Median und der Mittelwert weichen bei den Schadstoffen SO_x , VOC, Staub, Hg, Cd und $\Sigma \text{PCDD/F}$ um mindestens das 1.5-fache voneinander ab. Dies ist in der Abbildung 17 ersichtlich. Die Schadstoffe, bei denen der Median um weniger als das 1.5-fache vom gewichteten Mittelwert abweicht, sind in der Abbildung 18 dargestellt.

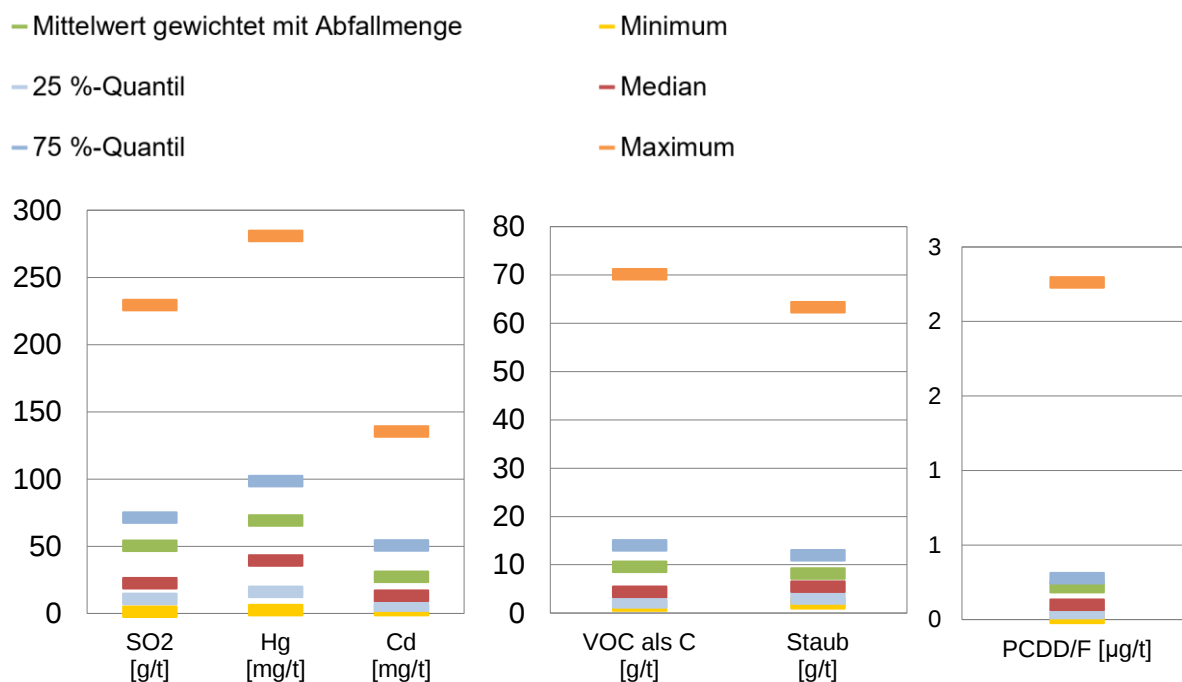


Abbildung 17 Schadstoffemissionsfaktoren, bei denen der Median um mehr als das 1.5-fache vom gewichteten Mittelwert abweicht: SO_2 , Hg, Cd, VOC, Staub, $\Sigma \text{PCDD/F}$

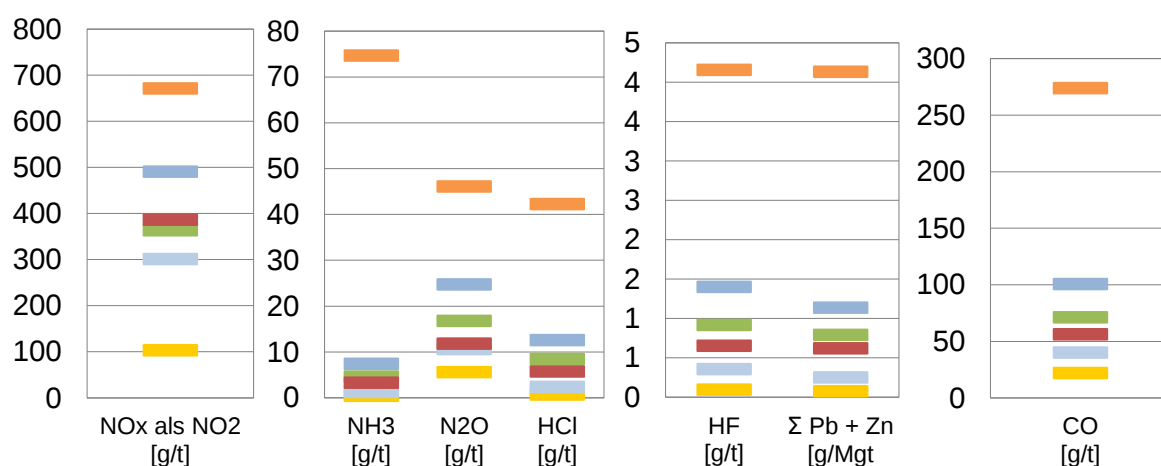


Abbildung 18 Schadstoffemissionsfaktoren, bei denen der Median nicht mehr als das 1.5-fache vom gewichteten Mittelwert abweicht: NO_x , NH_3 , N_2O , HCl, HF, $\Sigma \text{Pb} + \text{Zn}$, CO

SVA

Die Streuung der Emissionsfaktoren der SVA sind in der Tabelle 19 ersichtlich. Die Streuung der Emissionsfaktoren kann, ähnlich wie bei den KVA, mit der Dimensionierung der Komponenten der jeweiligen Rauchgasreinigung respektive Entstickung sowie mit den unterschiedlichen Betriebsbedingungen erklärt werden. Verglichen mit den Werten der KVA ist die Streuung geringer, was auch an den spezifischen Schadstofffrachten der Klärschlämme liegt.

Tabelle 19 Quantile der Emissionsfaktoren der einzelnen SVA aus dem Normalbetrieb (gewichtete Mittelung mit der jährlich verbrannten Abfallmenge)

Schadstoff		Mittelwert	Min.	25%-Quantil	Median	75%-Quantil	Max.	LRV-VW
NO _x als NO ₂	[g/t]	400	138	242	295	458	1'798	640
SO _x als SO ₂	[g/t]	162	47	64.6	145	235	277	400
HCl	[g/t]	16	1.6	5.1	15	27	50	160
HF	[g/t]	1.4	0.6	1.0	1.7	2.0	2.7	16
NH ₃	[g/t]	19	5.1	8.8	15	17	30	40
VOC als C	[g/t]	70	21	23	43	46	344	160
CO	[g/t]	97	24	27	60	126	470	400
Staub	[g/t]	40	6.2	8.9	18	67	179	80
N ₂ O	[g/t]	980	66	1'137	1'447	1'702	1'769	-
Σ Pb + Zn	[mg/t]	835	200	387	1'300	1'440	2'100	8'000
Hg	[mg/t]	153	90	102	134	220	318	400
Cd	[mg/t]	33	3.4	8.6	42	67	112	400
PCDD/F	[µg/t]	0.14	0.001	0.12	0.18	0.24	0.38	0.8

Bei allen Schadstoffen liegt der gewichtete Mittelwert über dem Median. Bei VOC, CO und Staub variieren der Median und der Mittelwert mehr als das 1.5-fache. Diese Werte sind in der Abbildung 19 ersichtlich. Die maximalen Werte sind hier deutlich höher und ziehen den Mittelwert nach oben. Die Schadstoffe, bei denen der Median um weniger als das 1.5-fache vom gewichteten Mittelwert abweicht, sind in der Abbildung 20 dargestellt.

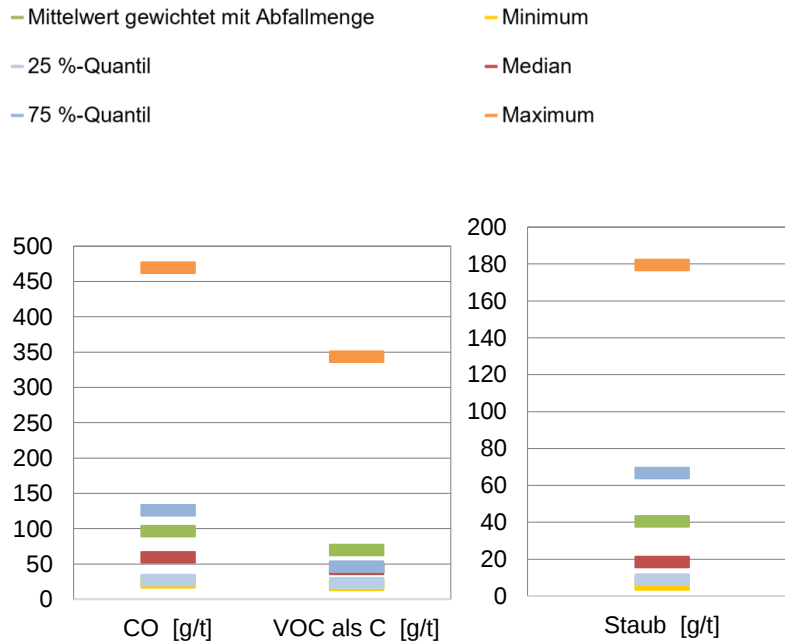


Abbildung 19 Schadstoffemissionsfaktoren, bei denen der Median um mehr als das 1.5-fache vom gewichteten Mittelwert abweicht: CO, VOC, Staub

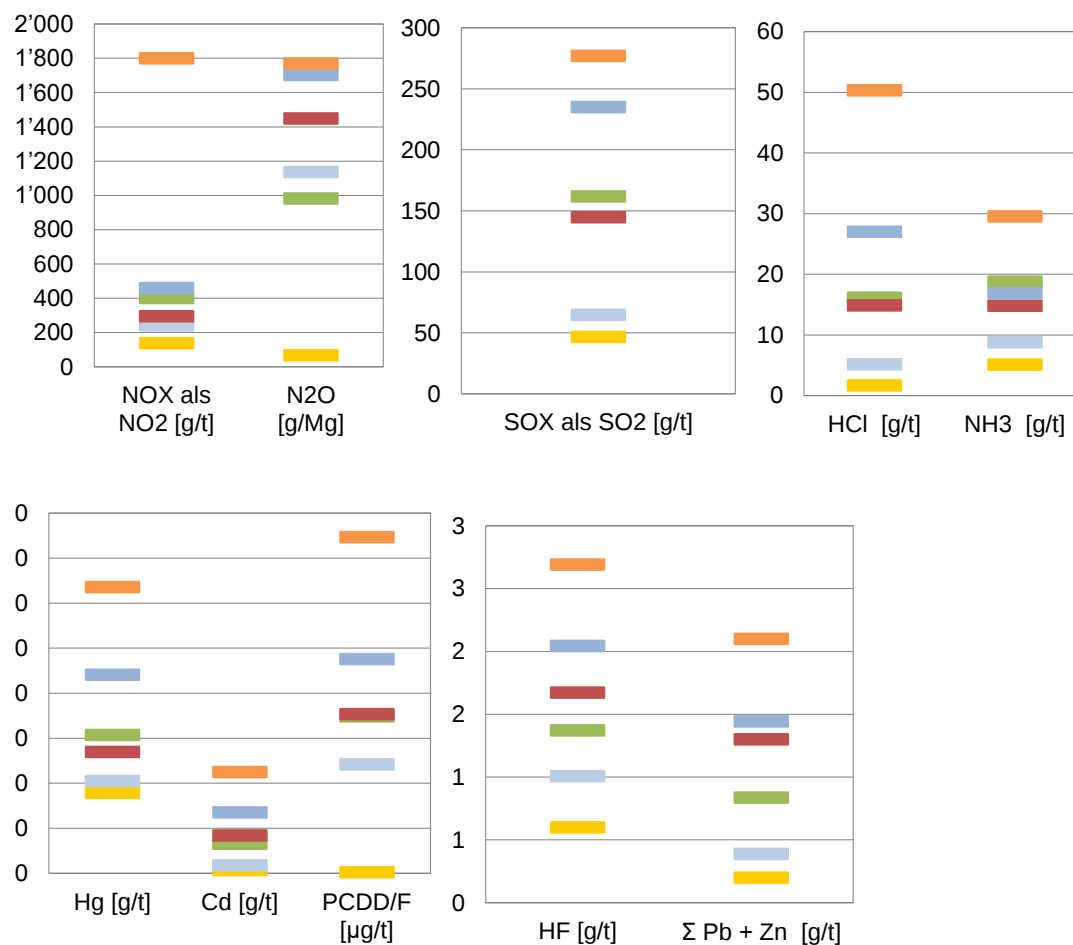


Abbildung 20 Schadstoffemissionsfaktoren, bei denen der Median nicht mehr als das 1.5-fache vom gewichteten Mittelwert abweicht: NO_x, N₂O, SO₂, HCl, NH₃, Hg, Cd, Σ PCDD/F, HF, Σ Pb + Zn

5. Zusammenfassung der Ergebnisse

5.1 Emissionsfaktoren der KVA

In der Tabelle 20 sind die Ergebnisse der Emissionsfaktoren für die KVA zusammengefasst. Im Vergleich zu Lea II sind die Emissionsfaktoren, unter Berücksichtigung der Unsicherheiten, im Wesentlichen konstant geblieben.

Tabelle 20 Zusammenfassung der Resultate: KVA

KVA		Normalbetrieb	Inklusive Sonderzustand	Unsicherheit, $p=0.95$, $k_p=2$	LRV-VW
CO	[g/t]	71	71–72	±15	350
NO _x als NO ₂	[g/t]	364	368–376	±78	560
VOC als C	[g/t]	9.6	-	±2.1	140
Staub	[g/t]	8.2	-	±1.9	70
HCl	[g/t]	8.5	8.5–8.6	±2.5	140
HF	[g/t]	0.92	0.93–0.94	±0.40	14
SO _x als SO ₂	[g/t]	50	51–52	±13	350
NH ₃	[g/t]	4.6	-	±1.1	35
N ₂ O	[g/t]	17	-	±4.6	-
Σ Pb + Zn	[mg/t]	787	-	±233	7'000
Hg	[mg/t]	69	-	±20	350
Cd	[mg/t]	27	-	±6.2	350
PCDD/F	[µg/t]	0.22	-	±0.06	0.7

Beim Schadstoff NH₃ überschreitet eine Anlage den LRV-Grenzwert.

5.2 Emissionsfaktoren der Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA)

In der untenstehenden Tabelle 21 sind die Resultate der SVA-Emissionsfaktoren ersichtlich:

Tabelle 21 Zusammenfassung der Resultate: SVA

SVA		Normalbetrieb	Unsicherheit, $p=0.95$, $k_p=2$	LRV-VW
CO	[g/t]	97	±31	400
NO _x als NO ₂	[g/t]	400	±123	640
VOC als C	[g/t]	63	±42	160
Staub	[g/t]	40	±8.7	80
HCl	[g/t]	16	±5.4	160
HF	[g/t]	1.4	±0.4	16

SVA		Normalbetrieb	Unsicherheit, p=0.95, kp=2	LRV-VW
SO _x als SO ₂	[g/t]	162	±44	400
NH ₃	[g/t]	19	±6.2	40
N ₂ O	[g/t]	980	±261	-
Σ Pb + Zn	[mg/t]	835	±313	8'000
Hg	[mg/t]	153	±66	400
Cd	[mg/t]	33	±11	400
PCDD/F	[µg/t]	0.14	±0.05	0.8

Bei NO_x überschreitet eine Anlage den LRV-Grenzwert. Da gleichzeitig der Bagatellmassenstrom unterschritten wird, erfüllt diese Anlage trotzdem die LRV-Vorschriften.

Für den Schadstoff VOC überschreitet eine Anlage den LRV-Grenzwert. Bei CO überschreitet eine Anlage den LRV-Grenzwert leicht. Beim Staub erfüllt eine Anlage die LRV-Vorschriften nicht.

5.3 Emissionsfaktoren SAVA

Die Resultate der Emissionsberechnungen für die SAVA sind in der nachfolgenden Tabelle 22 dargestellt:

Tabelle 22 Zusammenfassung der Resultate: SAVA

SAVA		Normalbetrieb	Unsicherheit, p=0.95, kp=2	LRV-VW
CO	[g/t]	229	±64	700
NO _x als NO ₂	[g/t]	745	±281	1'120
VOC als C	[g/t]	50	±26	280
Staub	[g/t]	33	±13	140
HCl	[g/t]	19	±6.1	280
HF	[g/t]	2.5	±1.2	28
SO _x als SO ₂	[g/t]	24	±9.3	700
NH ₃	[g/t]	16	±7.0	70
N ₂ O	[g/t]	359	±40	-
Σ Pb + Zn	[mg/t]	4'150	±1'410	14'000
Hg	[mg/t]	42	±22	700
Cd	[mg/t]	124	±58	700
PCDD/F	[µg/t]	0.25	± 0.14	1.4

5.4 Gegenüberstellung der Emissionsfaktoren

Tabelle 23: Gegenüberstellung der Emissionsfaktoren

Normalbetrieb		KVA	SVA	SAVA
CO	[g/t]	71 ±15	97 ±31	229 ±64
NO _x als NO ₂	[g/t]	364 ±78	400 ±123	745 ±281
VOC als C	[g/t]	9.6 ±2.1	63 ±42	50 ±26
Staub	[g/t]	8.2 ±1.9	40 ±8.7	33 ±13
HCl	[g/t]	8.5 ±2.5	16 ±5.4	19 ±6.1
HF	[g/t]	0.92 ±0.40	1.4 ±0.40	2.5 ±1.2
SO _x als SO ₂	[g/t]	50 ±13	162 ±44	24 ±9.3
NH ₃	[g/t]	4.6 ±1.1	19 ±6.2	16 ±7.0
N ₂ O	[g/t]	17 ±4.6	980 ±261	359 ±40
Σ Pb + Zn	[mg/t]	787 ±233	835 ±313	4'150 ±1410
Hg	[mg/t]	69 ±20	153 ±66	42 ±22
Cd	[mg/t]	27 ±6.2	33 ±11	124 ±58
PCDD/F	[µg/t]	0.22 ±0.06	0.14 ±0.05	0.25 ± 0.14

6. Treibhausgasemissionen

Die Abfallverwertungsanlagen in der Schweiz (Kehrichtverwertungsanlagen, Sonderabfallverbrennungsanlagen und Klärschlammverbrennungsanlagen) stossen neben den Luftschadstoffen auch Stoffe aus, welche direkt das Klima schädigen. Dies sind insbesondere CO₂, N₂O und CH₄. Diese Treibhausgase unterscheiden sich stark in ihrer Auswirkung auf das Klima (Global Warming Potential GWP). So wird der Effekt von 1 kg N₂O mit 298 kg CO₂ respektive von 1 kg CH₄ mit 25 kg CO₂ gleichgesetzt.

Die Treibhausgase N₂O und CH₄ werden standardmässig nicht kontinuierlich gemessen. Das Emissionshandelssystem (EHS) der CO₂-Verordnung verlangt ein Monitoring der Massnahmen und dies führt vereinzelt zu Klimagas-Emissionsmessungen. Diese Messkampagnen und weitere Forschungsergebnisse, welche die Höhe der Emissionen einschätzen, wurden verwendet.

Die Abschätzung der Treibhausgasemissionen im Rahmen der jährlichen nationalen Berichterstattung an die IPCC (Submissionen) beruht deshalb auf bekannten Studien und der von der IPCC vorgegebenen Standardberechnung.

Im Rahmen von LEA III wurden die Treibhausgasemissionen betrachtet und mit der Berichterstattung vergleichbarer Länder (Deutschland und Österreich) verglichen. Aus dem Rücklauf der Datenumfrage bei den Kantonen waren ergänzende Messberichte verfügbar. Abgerundet wurde der Vergleich durch eine Literaturrecherche.

6.1 Vergleich internationale Berichterstattung

Die drei Länder wenden unterschiedliche Methoden und Emissionsfaktoren an. Gemäss den Richtlinien zur Berichterstattung ist es erwünscht, dass Länder mit einem höheren Wissensstand zu den eigenen Anlagen eine genauere, länderspezifische Methode wählen. Dies erschwerte aber den Vergleich zwischen unterschiedlichen Ländern. Aus dem Vergleich, welcher auch in Tabelle 24 dargestellt ist, wurden folgende Erkenntnisse gewonnen:

- Bei Kehrichtverwertungsanlagen (KVA) ist die Rapportierung der Treibhausgasemissionen vergleichbar. Deutschland bilanziert – unter der Annahme, dass 100 % der CO₂-Emissionen fossil sind – die gesamten CO₂-Emissionen, während in der Schweiz und in Österreich hingegen der biogene Anteil der verbrannten Abfälle von rund 50 % nicht bilanziert wird.
- Sonderabfallverbrennungsanlagen (SAVA) sind aufgrund der Heterogenität der Anlagen und deren Klassifizierung durch die Länder schwierig zu vergleichen. In Deutschland und Österreich werden diese Anlagen teilweise gleich wie KVA betrachtet und dieselben Emissionsfaktoren angewendet.
- Auch bei den Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA) gibt es grössere Unterschiede in der Bilanzierung von Treibhausgasemissionen, wofür sich die Gründe nicht aus den Erklärungen in den Berichterstattungen ableiten lassen.

Für eine Bewertung der Wichtigkeit der einzelnen Treibhausgase wurde die Treibhauswirkung mit den Emissionsfaktoren multipliziert. Daraus wurde erkannt, dass vor allem eine vertiefte Betrachtung von N₂O bei KVA und SVA interessant ist. Dieser Vergleich wird in den Kapiteln 6.2 und 6.3 ausgeführt.

Tabelle 24 *Übersicht Vergleich Emissionsfaktoren Treibhausgasemissionen aus den «National Inventory Reports» für die Länder Schweiz (CH) Deutschland (D) und Österreich (AU)*

			CH 2020	CH 2021	DE 2020	AU 2020
KVA	N ₂ O	[kg/TJ]	1.38	1.38	1.2	4.00
	CH ₄	[kg/TJ]	0.00	0.00	1.80	12.00
	CO ₂	[t/TJ]	43.93	43.90	91.51	43.45
SAVA	N ₂ O	[kg/TJ]	1.35	1.03	1.2	4.00
	CH ₄	[kg/TJ]	0.00	0.00	1.80	12.00
	CO ₂	[t/TJ]	121.60	121.60	-	75.00
SVA	N ₂ O	[kg/TJ]	67.23	344.54	1.2	4.00
	CH ₄	[kg/TJ]	8.40	8.40	1.80	12.00
	CO ₂	[t/TJ]	0.00	0.00	0.00	112.00

6.2 Lachgasemissionen bei KVA

Bereits 2012 wurde in einer Messkampagne festgestellt, dass in Abhängigkeit des Entstickungsverfahrens (SCR oder SNCR) unterschiedlich hohe Lachgasemissionen zu erwarten sind. Anlagen mit einer katalytischen Entstickung (SCR) zeigten rund 5–10-mal tiefere Lachgasemissionen (Mohn, 2013).

In der LEA III-Studie wurde untersucht, ob diese Erkenntnis mit neueren Messkampagnen bestätigt werden kann. Es wurden insgesamt 7 Messkampagnen aus verschiedenen KVA ausgewertet. Das Bild aus der ersten Studie von Mohn et al. wurde bestätigt.

Der Schweizer Emissionsfaktor wird anschliessend aufgrund der Klassifizierung der Schweizer KVA in die Entstickungsverfahren (SCR/SNCR) und einer entsprechenden Hochrechnung mit der verbrannten Abfallmenge zu einem gewichteten Mittelwert hochgerechnet.

→ TBF empfiehlt ab dem Jahr 2020 den Emissionsfaktor für NO_x basierend auf dem berechneten gewichteten Mittelwert für SCR/SNCR-Anlagen gemäss LEA III Studie zu verwenden. Die Änderung der Berechnungsbasis hätte nur einen minimalen Einfluss auf den Schweizer Emissionsfaktor, entspräche aber dem Grundsatz des BAFU, bei vorliegender Datengrundlage auf die neuere Quelle zuzugreifen.

Tabelle 25 Übersicht Lachgasemissionen bei KVA

Entstickungsverfahren	Emissionsfaktor N ₂ O		EMPA Studie [kg/TJ]
	[g/t]	[kg/TJ]	
SNCR	46	3.20	4.40
SNCR	27		
SCR	12	1.06	0.37
SCR	11		
SCR	10		
SCR	6		
SCR	22		

6.3 Lachgasemissionen bei Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA)

Die in der nationalen Berichterstattung angewendeten Emissionsfaktoren für Lachgasemissionen bei SVA unterscheiden sich stark. Einerseits gibt es einen Unterschied zwischen den Ländern. Aus Mangel an genauerer Datengrundlage wird in Deutschland und Österreich für die SVA der gleiche Emissionsfaktor wie bei KVA angewendet. Es ist aus Messkampagnen (Bachelorarbeit L. Schwank) bekannt, dass Lachgasproduktion und -abbau stark mit der Prozesstemperatur korrelieren. Bei Temperaturen klar über 900 °C sind kaum signifikante Emissionen zu erwarten. KVA haben generell höhere Prozesstemperaturen, hingegen sind die SVA spezifisch zu betrachten, da die Temperaturen oft unter 900 °C liegen. Deshalb ist eine pauschale Gleichstellung der Anlagen zu hinterfragen.

Die Schweiz verwendet für ihren aktuellen Emissionsfaktor eine länderspezifische Methode basierend auf einer Auswertung von Messungen aus den Jahren 2005–2013 (Meier, 2016), (Wunderlin, 2013). Dies führte zu einer starken Erhöhung des Emissionsfaktors in der Submission 2021 gegenüber den früheren Berichtsjahren.

In der vorliegenden Studie LEA III wurden, um den Schweizer Emissionsfaktor zu validieren, Messkampagnen und Berichte zur Emissionsminderung untersucht. In den nachfolgenden Abschnitten wird jeweils ein kurzer Überblick über die Datenquellen geben, bevor dann ein Fazit gezogen wird:

- Lachgasemissionen wurden durch das BAFU bis 2020 auf der Angabe einer einzelnen SVA aus dem Jahr 2002 quantifiziert. Der Emissionsfaktor lag in der Höhe von 0.8 kg N₂O / t TS.
- Zwischen den Jahren 2005 und 2013 wurden auf verschiedenen Anlagen Messkampagnen durchgeführt (Meier, 2016), (Wunderlin, 2013). Die daraus ermittelten Emissionsfaktoren liegen zwischen 0.7 und 14.2 kg N₂O / t TS. Der resultierende und mit den Anlagengrößen gewichtete Schweizer Mittelwert liegt bei 4.1 kg N₂O / t TS (FOEN, 2021). Dies entspricht einer Erhöhung der Emissionen um Faktor 5. Der Emissionsfaktor wurde für das Berichtsjahr 2021 angepasst und seitdem verwendet.

- Eine Internetrecherche zeigte, dass bei verschiedenen Anlagen in den letzten fünf Jahren technische Nachrüstungen zur Minderung von Lachgasemissionen (insbesondere Prozessschritte zur Nachverbrennung der Rauchgase) stattgefunden haben. Da Lachgas ein grosses Treibhauspotenzial (GWP) aufweist, hat eine Minderung grossen Einfluss auf die Klimabilanz einer SVA. Die Projekte erhielten eine finanzielle Unterstützung von der KliK-Stiftung. Aus den Projektanträgen ist ersichtlich, dass von einer Minderung von 70 % respektive 90 % ausgegangen wird. Monitoringberichte zeigen, dass diese Ziele auch eingehalten werden. Der Emissionsfaktor für die beiden Anlagen mit einer Nachrüstung liegt bei 1.8 und 0.3 kg N₂O / t TS.
 - TBF schlägt vor, diese Emissionsfaktoren in der Bestimmung mitzuberechnen.
- Aus einer Messkampagne bei der SVA Werdhölzli, welche 2015 in Betrieb gegangen ist, ist der Emissionsfaktor dieser Anlage bekannt: 0.03 kg N₂O / t TS. Dieser sehr tiefe, mit einer KVA vergleichbare Wert, kann mit einer hohen Verbrennungstemperatur bei der SVA Werdhölzli erklärt werden.
 - TBF schlägt vor, diesen Emissionsfaktor in der Bestimmung des Schweizer Werts mit zu berücksichtigen, da die SVA Werdhölzli rund 20 % der Schweizer SVA-Kapazität darstellt.

Aus den Emissionsfaktoren der Einzelanlagen kann der Emissionsfaktor im Schweizer Mittel ermittelt werden. Da nicht für alle Anlagen Emissionsfaktoren bestimmt sind, stellt dies nur eine Abschätzung dar. Dies wird hier exemplarisch durchgeführt und stellt keine zwingende Grundlage zur Anwendung in der Schweizer Berichterstattung für das BAFU dar.

$$\text{Gewichteter Emissionsfaktor} \left[\frac{g}{t} \right] = \frac{\text{Klärschlammumsatz Anlage} \times \left[\frac{t}{a} \right] * \text{Emissionsfaktor Anlage} \times \left[\frac{g}{t} \right]}{\text{Klärschlammumsatz Schweiz} \left[\frac{t}{a} \right]}$$

Von fünf Anlagen, welche zwei Drittel der Schweizer Klärschlammverbrennungskapazität darstellen, ist ein Emissionsfaktor bekannt. Die weiteren Anlagen sind oft kleinere und ältere Anlagen. Es ist anzunehmen, dass diese keine Massnahmen zur Minderung von Lachgasemissionen getroffen haben. Deshalb wurde in einem konservativen Ansatz für diese Anlagen der höchste Emissionsfaktor einer Einzelanlage (2.9 kg N₂O/t TS)³ angewendet. Der berechnete Mittelwert aller Anlagen liegt dann bei 1.85 kg N₂O/t TS. Dieser Wert darf nicht als Resultat der Auswertung aller Anlagen betrachtet werden, sondern stellt eine Hochrechnung für einen Vergleich mit den aktuell verwendeten Emissionsfaktoren dar. Der berechnete Wert ist im Vergleich zum von der Schweiz in der Submission 2021 angewendeten Emissionsfaktor rund halb so gross.

→ TBF sieht dies als Hinweis, dass mit dem heutigen Emissionsfaktor die effektiven Emissionen überschätzt werden. Seit dem Jahr 2017 gab es bedeutende technologische Entwicklungen. Es wäre aus Sicht von TBF deshalb vertretbar, wenn der aktuell durch das BAFU verwendete Emissionsfaktor für den Zeitraum von 1990 bis 2017 angewendet und ab 2017 ein

³ Sitzung BAFU, VBSA und TBF vom 15.07.2021

auf der hier vorgeschlagenen Methodik basierenden Emissionsfaktor berechnet werden würde.

6.4 Fazit Überprüfung Treibhausgasemissionen

Die Emissionsfaktoren bei Kehrrechtverwertungsanlagen (KVA) sind nachvollziehbar und mit der Berichterstattung anderer Länder vergleichbar. Ein Abgleich mit neueren Daten zeigt kaum Unterschiede. Es wird keine Änderung bei der Berechnung der Emissionsfaktoren empfohlen.

Die Emissionsfaktoren bei Sonderabfallverbrennungsanlagen (SAVA) sind kaum vergleichbar, da die Anlagen sehr heterogen sind und die Klassifizierung je nach Land unterschiedlich erfolgt. Es wird keine Änderung bei der Berechnung der Emissionsfaktoren empfohlen.

Die Emissionsfaktoren bei der Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA) sind nachvollziehbar. Bei den Lachgasemissionen beruht der Emissionsfaktor auf einer alten Datengrundlage. Es gibt neue Erkenntnisse sowie neu errichtete Anlagen, welche mitzuberücksichtigen sind. Die heute verfügbare konsolidierte Datengrundlage lässt keine abschliessende Aussage zu. Die Hochrechnung zeigt aber einen rund halb so hohen Emissionsfaktor. TBF empfiehlt dem BAFU – für eine bessere Datengrundlage – Messkampagnen in Auftrag zu geben.

7. Empfehlungen

Diese Studie basiert grösstenteils auf in den LRV-Messberichten ausgewiesene Schadstoffkonzentrationen (Messungen durch Messfirmen mit eigenen Messgeräten). Dabei handelt es sich je nach Schadstoff um 4- oder 6-Stundenmittelwerte, welche im Rahmen der periodischen LRV-Kontrollmessungen meist in einem Abstand von zwei Jahren erhoben werden. Zusätzlich stellten einige Kantone die umfassenden Datentabellen der kontinuierlichen Luftschadstoffmessungen zur Verfügung. Anhand dieser wurde die Anzahl An- und Abfahrtvorgänge erfasst.

Im Rahmen dieser Studie wurde eine Vielzahl an Messberichten ausgewertet. Der Grossteil der Berichte war vollständig gemäss Messempfehlung BAFU «Emissionsmessung bei stationären Anlagen» Kapitel 12. In einigen Berichten fehlten jedoch wesentliche Angaben (z. B. der Abfalldurchsatz während der Messung) für die Bestimmung der Emissionsfaktoren.

A) Empfehlung summarische Zusammenfassung

Damit die Auswertung der Berichte zur Berechnung von Emissionsfaktoren zukünftig vereinfacht und effizienter gestaltet werden kann, könnte durch die Messinstitute oder den Betreiber ein zusätzliches Formular (z. B. in Form einer Tabelle) ausgefüllt werden. Dieses sollte dann nur die notwendigen Angaben für die Berechnung der Emissionsfaktoren enthalten. Dieses Formular kann dann gleich als Zusammenfassung der LRV-Messberichte vorgegeben werden. Damit anschliessend eine effiziente Berechnung der Emissionsfaktoren erfolgen kann, müssten dabei folgende Angaben gemacht werden:

- Zeitdauer der Messung und Abfalldurchsatz während der Messung
- Jährliche Abfallmenge und Betriebsstunden

B) Empfehlung vereinheitlichte Definition von Sonderzuständen und An- und Abfahrtbetrieb durch kontinuierliche Überwachung

Da die Technologie der Rauchgasreinigung bezüglich der klassischen Luftschadstoffe auf einem hohen Reinigungsniveau ist, erlangen die Luftschadstoff-Emissionsfrachten während den Sonderzuständen sowie dem An- und Abfahren eine hohe Bedeutung.

Kontinuierliche Überwachungen von den Luftschadstoffen können von den kantonalen Behörden eingefordert und nach Artikel 15 Abs. 4 und 5 der LRV beurteilt werden.

- ➔ Die Sonderzustände könnten gemäss Abs. 4 in Bezug auf das 1.2- und 2-fache des Grenzwertes des Stundenmittelwertes erfasst werden.
- ➔ Die Emissionen während der An- und Abfahrtzeiten der Anlage werden von der Behörde unter Berücksichtigung der besonderen Umstände beurteilt.

Es wurde festgestellt, dass die Handhabung kantonal unterschiedlich geschieht. Für den Vollzug ist die Unterscheidung von Sonderzustand und An- und Abfahrtzeiten sehr relevant. Diese

Unterscheidung hat bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren in dieser Studie keine Relevanz.

- Wir empfehlen hier ein einheitliches Vorgehen aller Kantone. Dies könnte mittels Empfehlung, z. B. durch den Cercl’Air erfolgen.
- Definition des An- und Abfahrvorgangs (anhand des O₂-Gehalts im Abgasvolumenstrom, z. B. > 16 %)
- Angaben zu Anzahl An- und Abfahrvorgänge pro Jahr sowie deren Dauer
- Definition der Abfallmengenbestimmung (z. B. für ein Anfahrprozess: Integration über die Vorgangsdauer von 0 bis 100%-Last)
- Definition von Sonderzuständen (Betriebsstörungen und deren Auswirkungen → z. B. Umfahrung der SCR)
- Angaben zu Anzahl und Dauer von Sonderzuständen und der verbrannten Abfallmenge (Abfallmenge: Annäherungsweise prozentual mit Last)

C) Prüfen der Erfassung der Emissionsfaktoren über Jahresfrachten

Damit die Emissionsfaktoren auf eine noch breitere Datenbasis abgestützt werden können und die Plausibilität dadurch auch weiter erhöht wird, wäre es wünschenswert, die vorhandene kontinuierliche Messtechnik für die Bestimmung der jeweiligen Schadstoffjahresfrachten heranzuziehen.

Bis anhin werden die kontinuierlichen Messungen als Überwachung der Schadstoffkonzentrationen eingesetzt. Es wäre zu prüfen, ob durch die Emissionsrechner der kontinuierlichen Messungen die einzelnen Schadstoff-Massenströme eines Betriebsjahres erfasst werden können. Anhand dieser und den verbrannten Abfallmengen könnten die Emissionsfaktoren pro Anlage einfach bestimmt werden.

Hierzu empfehlen wir ein einheitliches schweizweites Vorgehen zu prüfen. Dies kann nur erreicht werden, wenn die Anlagenbetreiber und die kantonale Luftreinhaltestellen koordiniert arbeiten. Wir gehen von einem hohen Initialaufwand aus, welcher sich Zwecks genauerer Bestimmung der Frachten lohnen würde.

- Minimale zu dokumentierende Messgrößen während der kontinuierlichen Überwachung
- Definition der Erfassungsparameter der Emissionsrechner
- Anforderungen an die Messsonde bzw. Messbereich
- Einbezug einer einheitlichen Programmierung der Emissionsrechner

Wie aus den Empfehlungen B und C zu entnehmen ist, gehen wir davon aus, dass die kontinuierliche Luftschadstoffüberwachung für die Bestimmung der Emissionsfaktoren an Bedeutung gewinnen wird. Damit dies die Anlagenbetreiber auch sinnvoll nutzen können, müssen von der Seite der Vollzugsbehörden klare Anforderungsprofile mit einem Umsetzungs-Zeithorizont kommuniziert werden. 59-65

D) Interpretation der Technologien

Die vorliegende Studie zeigt die momentan eingesetzten Technologien in der Abfallverwertung und Klärschlammverbrennung auf. Alle Technologien, die in der Schweiz eingesetzt werden, können grundsätzlich die LRV-Grenzwerte einhalten. Die einzelnen Emissionsfaktoren schwanken je nach Anlage. Diese Schwankungen lassen sich nicht auf spezifische Technologien zurückführen. Die Studie zeigt viel mehr, dass die Emissionsfaktoren neben der Abluftreinigungstechnologie, vom Alter der Anlage, von der Abfallzusammensetzung und auch von der Fahrweise beeinflusst werden.

Anhand der Klärschlammverbrennung zeigte sich aber auch, dass durch eine geschickte Erweiterung der Technologien weitere Emissionsreduktionen, wie zum Beispiel beim Lachgas, bewirkt werden können.

Wir betrachten den Weg im Vollzug, die Luftschadstoffemissionen über kantonal festgelegte Jahresfrachtlimiten zusätzlich zu den Emissionsgrenzwerten der LRV zu steuern, als zielführend.

Literaturverzeichnis

- Austria, E. a. (2020). *Austria's National Inventory Report 2020*.
- European Environment Agency. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *Chapter 2 Stationary Combustion*.
- European Environment Agency. (2006). 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories . *Chapter 2 Waste Generation, Composition and Management Data*.
- European Environment Agency. (2019). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. *Technical guidance to prepare national emission inventories*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- European Environment Agency. (2019). Energy industries. *Combustion in energy and transformation industries*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- European Environment Agency. (2019). Industrial waste incineration including hazardous waste and sewage sludge . Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- FOEN, F. O. (2020). *Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2018*.
- FOEN, F. O. (2021). *Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2019*.
- Harris, E., Zeyer, K., Kegel, R., Müller, B., Emmenegger, L., & Mohn, J. (2014). Waste Management. *Nitrous oxide and methane emissions and nitrous oxide isotopic composition from waste incineration in Switzerland*.
- Meier. (2016). *Praktikumsbericht - Berechnung AnlagenMW*.
- Mohn, E. (2013). *Schlussbericht: N₂O und CH₄ Emissionen aus KVA's*.
- UBA, F. E. (2020). *National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 – 2018*.
- Wunderlin, P. (2013). *Dissertation - Mechanisms of N₂O production in biological wastewater treatment*.

Abkürzungsverzeichnis

BAFU	Bundesamt für Umwelt	O₂	Sauerstoff
C	Kohlenstoff	org. C	Organischer Kohlenstoff
CH	Schweiz	PCDDF	Polychlorierte Dibenzo- <i>p</i> -dioxine und Dibenzofurane (Dioxine)
CO	Kohlenstoffmonoxid	PM	Feinstaub
CO₂	Kohlenstoffdioxid	SAVA	Sonderabfallverbrennungsanlage
EF	Elektrofilter	SCR	Selektive katalytische Reduktion
EF	Emissionsfaktor	SNCR	Selective non catalytic reduction (selektive, nicht katalytische Reduktion)
EGW	Emissionsgrenzwert	SO₂	Schwefeldioxid
EU	Europäische Union	SVA	Schlammverbrennungsanlage
HCl	Salzsäure	TMW	Tagesmittelwert
HF	Fluorwasserstoffsäure	VOC	Flüchtige, organische Kohlenwasserstoffe
HG	Quecksilber	VVEA	Verordnung über die Vermeidung und Vermindern von Abfällen (SR 814.600)
KVA	Kehrichtverwertungsanlage	VW	Vergleichswert [g Schadstoff/Tonne Abfall]; Der umgerechnete LRV Grenzwert mit dem gesamtschweizerischen Durchschnitt des Rauchgasvolumenstroms und der verbrannten Abfallmenge.
KNV	Katalytische Nachverbrennung		
kPa	Kilopascal		
LRV	Luftreinhalte-Verordnung (SR 814.01)		
NH₃	Ammoniak		
Nm³	Normkubikmeter (0 °C, 1.013 mbar, trocken)		
NO_x	Stickstoffoxide		
N₂O	Lachgas		

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Emissionsfaktoren von KVA für den Normalbetrieb, zusätzlich inkl. Sonderzustand und der Unsicherheitsbereich der Emissionsfaktoren während des Normalbetriebs	2
Tabelle 2	Emissionsfaktoren von Klärschlammverbrennungsanlagen (SVA) für den Normalbetrieb	2
Tabelle 3	Emissionsfaktoren von Sondermüllverbrennungsanlagen (SAVA) für den Normalbetrieb	3
Tabelle 4	Emissionsgrenzwerte für Anlagen zur Verbrennung von Siedlungs- und Sonderabfällen nach LRV (Anhang 2, Ziffer 714)	6
Tabelle 5	SVA Anlagentechniken – Drehrohrofen/Wirbelschichtofen/Etagenwirbelschichtofen	11
Tabelle 6	SVA-Rauchgasreinigungs-Techniken	11
Tabelle 7	Emissionsfaktor pro Tonne Abfall von NO _x , SO ₂ , HCl, HF, NH ₃ , C, CO, Staub, Σ Pb + Zn, Hg, Cd, Σ PCDD/F, N ₂ O für KVA	18
Tabelle 8	Ø Anzahl Grenzwerte überschritten pro KVA Linie für CO, NO _x , SO ₂ , NH ₃ , Staub, HCl, HF während eines Jahres (mit Annahme, dass bei nicht angegebenen Daten keine EGW-Überschreitung stattfand.)	26
Tabelle 9	KVA Emissionsfaktoren der Schadstoffe CO, NO _x , SO ₂ , NH ₃ , Staub, HCl, HF eines Jahres, inklusive Sonderzustand (mit Annahme, dass bei nicht angegebenen Daten keine GW-Überschreitung stattfand.)	27
Tabelle 10	Ø Anzahl Grenzwerte überschritten pro KVA Linie für CO, NO _x , SO ₂ , NH ₃ , Staub, HCl, HF (nur mit Anlagendaten mit vollständiger Angabe bezüglich EGW-Überschreitungen)	27
Tabelle 11	KVA Emissionsfaktoren der Schadstoffe CO, NO _x , SO ₂ , NH ₃ , Staub, HCl, HF eines Jahres, inklusive Sonderzustand (nur mit Anlagendaten mit vollständiger Angabe bezüglich GW-Überschreitungen)	27
Tabelle 12	Schweizweite Übersicht der Messgerät-Unsicherheiten bezüglich KVA	28
Tabelle 13	Erweiterte Unsicherheiten der KVA Emissionsfaktoren im Normalbetrieb	29
Tabelle 14	SVA Emissionsfaktor pro Tonne Klärschlamm von NO _x , SO ₂ , HCl, HF, NH ₃ , C, CO, Staub, Σ Pb + Zn, Hg, Cd, Σ PCDD/F, N ₂ O für SVA	30
Tabelle 15	Schweizweite Übersicht der Messgerät-Unsicherheiten bezüglich SVA	35
Tabelle 16:	Erweiterte Unsicherheiten der SVA-Emissionsfaktoren im Normalbetrieb	35
Tabelle 17	Emissionsfaktor pro Tonne Abfall von NO _x , SO ₂ , HCl, HF, NH ₃ , C, CO, Staub, Σ Pb + Zn, Hg, Cd, Σ PCDD/F, N ₂ O für SAVA	36
Tabelle 18	Quantile der Emissionsfaktoren der einzelnen KVA aus dem Normalbetrieb (gewichtete Mittelung mit der jährlich verbrannten Abfallmenge)	39

Tabelle 19	Quantile der Emissionsfaktoren der einzelnen SVA aus dem Normalbetrieb (gewichtete Mittelung mit der jährlich verbrannten Abfallmenge).....	41
Tabelle 20	Zusammenfassung der Resultate: KVA.....	44
Tabelle 21	Zusammenfassung der Resultate: SVA.....	44
Tabelle 22	Zusammenfassung der Resultate: SAVA	45
Tabelle 23:	Gegenüberstellung der Emissionsfaktoren.....	46
Tabelle 24	Übersicht Vergleich Emissionsfaktoren Treibhausgasemissionen aus den «National Inventory Reports» für die Länder Schweiz (CH) Deutschland (D) und Österreich (AU)	48
<i>Tabelle 25</i>	<i>Übersicht Lachgasemissionen bei KVA.....</i>	<i>49</i>

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schweizer KVA Anlagentechniken – Aktivkohle/ Gewebefilter.....	10
Abbildung 2	Schweizer KVA Anlagentechniken – SCR/SNCR/Trockenverfahren/Nasswäsche.....	10
Abbildung 3	Emissionsfaktor von NO _x , NH ₃ und N ₂ O bezüglich SCR/SNCR	20
Abbildung 4	Emissionsfaktor von NH ₃ bezüglich SCR/SNCR, ohne «Ausreisser»	20
Abbildung 5	Emissionsfaktor von SO ₂ , HCl und HF bezüglich Trocken-/Nassverfahren....	21
Abbildung 6	Emissionsfaktor von VOC als C und Σ PCDD/F (I-TEQ), von der Verwendung von Aktivkohle abhängig.	22
Abbildung 7	Emissionsfaktor von Σ PCDD/F (I-TEQ) bezüglich Gewebefilter/Aktivkohle, ohne «Ausreisser».	22
Abbildung 8	Emissionsfaktor von Hg bezüglich Nassverfahren/Aktivkohle.....	23
Abbildung 9	Emissionsfaktor von CO, Staub, Cd und Σ Pb + Zn.....	24
Abbildung 10	Vergleich der Schadstoffe – Emissionsfaktoren von LEA I, LEA II und LEA III LEAIII inkl. Unsicherheitsbereich.....	25
Abbildung 11	SVA-Emissionsfaktor NO _x bezüglich Wäscher und DeNO _x	31
Abbildung 12	SVA-Emissionsfaktor NO _x bezüglich Wäscher und Katalysator ohne «Ausreisser»	32
Abbildung 13	SVA-Emissionsfaktor von VOC, Hg und Σ PCDD/F mit und ohne Filteranlage	33
Abbildung 14	SVA-Emissionsfaktor von CO für Wirbelschicht- und Etagenwirbelschichtöfen	33
Abbildung 15	SVA-Emissionsfaktor von SO ₂ , HCl, HF, Staub, Σ Pb + Zn, Cd.....	34
Abbildung 16	Emissionsfaktoren der Schadstoffe	37

Abbildung 17	Schadstoffemissionsfaktoren, bei denen der Median um mehr als das 1.5-fache vom gewichteten Mittelwert abweicht: SO ₂ , Hg, Cd, VOC, Staub, Σ PCDD/F	40
Abbildung 18	Schadstoffemissionsfaktoren, bei denen der Median nicht mehr als das 1.5-fache vom gewichteten Mittelwert abweicht: NO _x , NH ₃ , N ₂ O, HCl, HF, Σ Pb + Zn, CO	40
Abbildung 19	Schadstoffemissionsfaktoren, bei denen der Median um mehr als das 1.5-fache vom gewichteten Mittelwert abweicht: CO, VOC, Staub	42
Abbildung 20	Schadstoffemissionsfaktoren, bei denen der Median nicht mehr als das 1.5-fache vom gewichteten Mittelwert abweicht: NO _x , N ₂ O, SO ₂ , HCl, NH ₃ , Hg, Cd, Σ PCDD/F, HF, Σ Pb + Zn	43